



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

A LOS ASISTENTES A LOS CURSOS

Las autoridades de la Facultad de Ingeniería, por conducto del jefe de la División de Educación Continua, otorgan una constancia de asistencia a quienes cumplan con los requisitos establecidos para cada curso.

El control de asistencia se llevará a cabo a través de la persona que le entregó las notas. Las inasistencias serán computadas por las autoridades de la División, con el fin de entregarle constancia solamente a los alumnos que tengan un mínimo de 80% de asistencias.

Pedimos a los asistentes recoger su constancia el día de la clausura. Estas se retendrán por el periodo de un año, pasado este tiempo la DECFI no se hará responsable de este documento.

Se recomienda a los asistentes participar activamente con sus ideas y experiencias, pues los cursos que ofrece la División están planeados para que los profesores expongan una tesis, pero sobre todo, para que coordinen las opiniones de todos los interesados, constituyendo verdaderos seminarios.

Es muy importante que todos los asistentes llenen y entreguen su hoja de inscripción al inicio del curso, información que servirá para integrar un directorio de asistentes, que se entregará oportunamente.

Con el objeto de mejorar los servicios que la División de Educación Continua ofrece, al final del curso deberán entregar la evaluación a través de un cuestionario diseñado para emitir juicios anónimos.

Se recomienda llenar dicha evaluación conforme los profesores impartan sus clases, a efecto de no llenar en la última sesión las evaluaciones y con esto sean más fehacientes sus apreciaciones.

**Atentamente
División de Educación Continua.**

4.1.1. Aspectos microbiológicos del proceso.

Como en todos los procesos biológicos, es de vital importancia conseguir un ambiente y control adecuado del proceso para que un agua residual pueda ser tratada, por lo tanto, compete al ingeniero diseñador y al operador lograr este ambiente.

Para entender el funcionamiento de un sistema de discos biológicos, es importante conocer la forma, estructura y actividades bioquímicas de los microorganismos.

Reportes de estudios realizados sobre el efecto de la superficie en la actividad microbiana, indican que las bacterias producen un polímero extracelular que les permite adherirse a las superficies y que esta adhesión puede ser permanente o temporal. Por otro lado, el desarrollo microbial es un proceso selectivo, es decir, primero aparecen los gusanos pequeños, algunas horas después aparecen los cocos, espirilos y gusanos más grandes y finalmente se presentan los organismos estáticos y de vida libre.

Por otra parte, se ha encontrado que la densidad y morfología de la película biológica, manifestada por las diferentes especies de microorganismos presentes, depende de las concentraciones de alimento en el influente. A bajas concentraciones predominan los organismos filamentosos, mientras que a medida que aumenta la relación alimento-microorganismos los no filamentosos (población heterogénea de microorganismos) son los que predominan. En nuestro proceso la relación alimento/microorganismos disminuye de la primera a la última etapa, es decir en la primera etapa es donde se tendrá una mayor concentración de alimento y por lo tanto mayor crecimiento de biomasa.

El crecimiento escaso de la biomasa en las últimas etapas del sistema, se debe al desarrollo de predadores, tales como protozoarios, rotíferos y nemátodos. En sistemas de película fija, esta predación se considera como uno de los mecanismos de control del espesor de la película biológica. La presencia de rotíferos en las últimas etapas de una unidad de discos biológicos indica una remoción de materia orgánica casi total (mayor a 85%).

Observaciones recientes en la unidad de experimentación de la U.N.A.M. indican la siguiente distribución de microorganismos en un sistema de cuatro etapas:

- 1a. etapa: predominan las especies de ciliados.
- 2a. etapa: además de los ciliados se encuentran Euglena y Amoeba.
- 3a. etapa: muchos ciliados, rotíferos y Píldio.
- 4a. etapa: presencia de gusanos planos, ciliados y rotíferos.

La presencia de ciliados indica la estabilidad del medio, y su predominancia se debe a que éstos requieren menos energía para desarrollar sus funciones alimenticias y a que se reponen más rápido en condiciones anaerobias.

Cada tipo de microorganismo tiene sus propias características y predomina bajo ciertas condiciones, por tal motivo la observación microscópica es fundamental en la evaluación de un proceso biológico de tratamiento, ya que esta información puede ser suficiente para detectar la presencia de algún problema y para sugerir una solución.

Los mecanismos involucrados en las reacciones bioquímicas de metabolización de la materia orgánica por los microorganismos son muy complicados y sólo debemos preocu

arnos por entender los mecanismos de operación de éstos y tratar de hacer un proceso a la medida de estos organismos, en vez de adaptarlos a un proceso. Es por esto que el ingeniero diseñador debe tomar muy en cuenta lo anterior, para que el diseño y operación de un sistema de tratamiento biológico cumpla con los requisitos de un proceso eficiente.

4.1.2. Necesidades de pretratamiento y sedimentación final.

Como todo proceso biológico, los reactores de discos biológicos deben estar precedidos por un pretratamiento, o remoción primaria de sólidos suspendidos, consistente de rejillas para gruesos, desarenadores y sedimentación primaria. (Fig. 4.1.5.) El no remover estos materiales puede ocasionar sedimentación de arena y otros materiales orgánicos en el fondo del tanque de los biodiscos, reduciendo por un lado el volumen de éstos y por otro ocasionando condiciones sépticas y arrastre de la película biológica de los discos y posible atascamiento de la unidad. Es por esto que se debe contar con el equipo adecuado de tratamiento primario para obtener un buen rendimiento en el sistema de discos biológicos.

También, debido a que todos los procesos biológicos se ven afectados por la presencia de sustancias tóxicas, las restricciones aplicadas a otros procesos biológicos en cuanto a calidad del influente se deben de aplicar a los sistemas de discos biológicos.

Algunas plantas de discos biológicos cuentan con tanques de regularización antes del clarificador primario, para absorber flujos picos y variaciones de carga. Esto permite la dilución y/o neutralización del desecho y en general eliminar las sobrecargas de la primera etapa del sistema, resultando una disminución en la reducción de DBO y en algunos casos alterarse las características de sedimentación de lodo biológico producido.

La distribución del flujo en el influente de un sistema de discos biológicos no tiene gran importancia en el rendimiento del sistema, debido a que la velocidad rotacional de los discos mantiene en mezcla casi completa todo el licor mezclado del tanque.

Los sólidos biológicos generados por el reactor rotatorio, en forma de grandes flocos y que son desprendidos de la superficie de los discos, son mantenidos en suspensión hasta que salen de la última etapa y son separados y procesados como lodos. La separación de estos lodos se realiza en un tanque convencional de sedimentación secundario.

Para obtener el mayor grado de remoción de la materia orgánica lograda en el reactor biológico (biodisco), el tanque de sedimentación final debe ser operado en forma correcta. Esto es, evitar que se formen condiciones sépticas en el sedimentador purgando la cantidad necesaria de lodos, para mantener un colchón, teniendo cuidado en no diluir demasiado los lodos. En la práctica esto se logra a prueba y error con el objeto de determinar la frecuencia de purgas y poder establecer, si se quiere, un sistema automático de control.

4.1.3. Factores que afectan el proceso.

En este punto nos referiremos a las variables que se considera tienen un efecto significativo en el proceso y que de alguna forma afectan el funcionamiento del sistema. Hay algunas variables que afectan el proceso, como son: temperatura, carga hidráulica, velocidad de giro de los discos y número de etapas, sin embargo éstos se consideran como bases de diseño y serán discutidos en el punto de criterios de diseño.

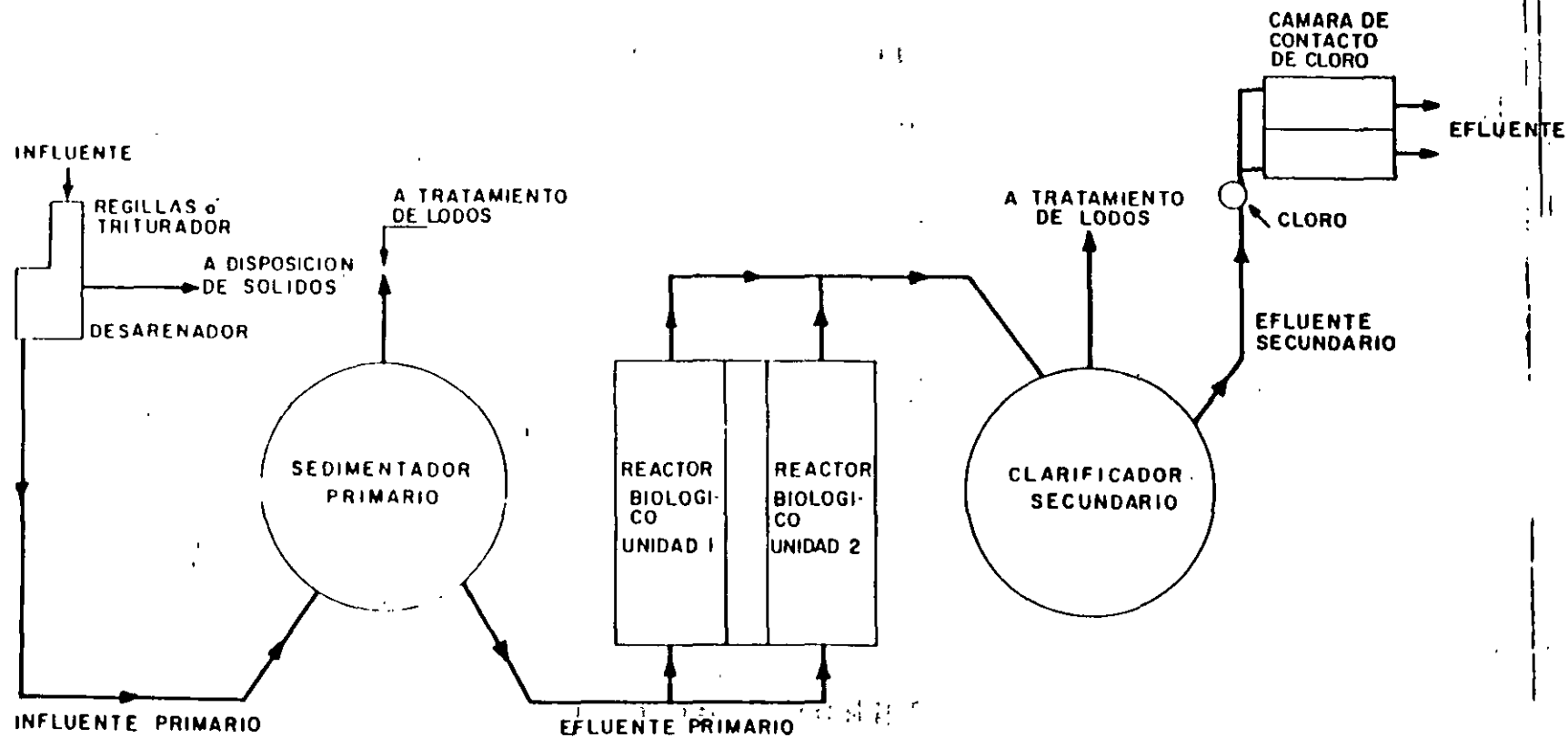


Fig. 4.1.5.- COMPONENTES DE UN SISTEMA INTEGRAL DE DISCOS BIOLÓGICOS

4.1.3.1. pH

El proceso de discos biológicos funciona en forma adecuada en un rango de pH de 6.5 a 8.5, fuera de este intervalo podemos tener desprendimiento de la película biológica de los discos. Generalmente los desechos domésticos tienen la alcalinidad suficiente para absorber los cambios de pH. Normalmente en un sistema de discos biológicos tendremos una caída de pH en las primeras etapas debido a la producción de ácidos orgánicos o puede ser indicativo de una condición limitante de oxígeno disuelto. Por otro lado, la caída de pH en las últimas etapas del sistema, se debe a la nitrificación.

Valores de pH bajos (menores a 6.5) inhiben el proceso de nitrificación, favoreciendo el crecimiento de hongos y diatomeas.

4.1.3.2. Alcalinidad

Generalmente los desechos domésticos contienen la suficiente alcalinidad para amortiguar los cambios de pH que sufre el sistema, causados por los procesos químicos y bioquímicos que se llevan a cabo.

La alcalinidad del agua residual, es el medio en el cual las bacterias nitrificantes vierten sus desechos ácidos. La nitrificación puede limitarse por falta de alcalinidad en un desecho y afectar la diversidad de microorganismos del sistema.

4.1.3.3. Salinidad

La mayor parte de las aguas residuales no varían mucho en su contenido salino y sus concentraciones normales no causan ningún efecto en el proceso. Sin embargo las bacterias son repelidas de la superficie del biodisco si las concentraciones son más bajas que las normales.

4.1.3.4. Recirculación de lodos

La recirculación de lodos secundarios en un sistema de discos biológicos, tienen poco efecto sobre la concentración de sólidos en el licor mezclado, lo que trae como consecuencia que la eficiencia de tratamiento no se vea notablemente afectada.

4.2. CRITERIOS DE DISEÑO

El diseño y operación de una planta de tratamiento de aguas se basan en ciertos criterios establecidos de antemano, los cuales se han ido obteniendo con experiencias logradas a nivel piloto y en plantas de tratamiento. Actualmente por ser los discos biológicos un proceso nuevo, no se tienen las suficientes bases para establecer los criterios de diseño a seguir, sin embargo la mayor parte de la literatura toma como base de diseño el área superficial del disco y eficiencias de remoción de DBO y/o nitrógeno amoniacal. Algunos criterios que nos sirven como base para el diseño y operación de una planta de discos biológicos son:

4.2.1. Generalidades

4.2.1.1. Carga Hidráulica

En un proceso de discos biológicos, la remoción de DBO carbonosa, la oxidación de nitrógeno amoniacal y remoción de DBO última, siguen aproximadamente una cinética-

de primer orden. Esto permite que a una carga hidráulica dada, ocurra un porcentaje de remoción específico de DBO dependiendo de la DBO soluble del influente y requerimientos de DBO total y soluble en el efluente (Fig. 4.2.1.).

La carga hidráulica sobre una unidad de discos biológicos, es la cantidad de agua residual (m^3 o $pies^3$) por día que fluye a través del medio rotatorio, $m^3/día - m^2$ - ($pies^3/día - pie^2$). La carga hidráulica está determinada por el tiempo de retención del agua residual; a una carga dada, el agua residual tendrá un tiempo de retención dependiente de los discos y tamaño del tanque, así, un incremento en el espaciamiento de los discos y/o el tamaño del tanque, incrementará la cantidad de agua residual dentro del tanque, lo que dará como resultado que el tiempo de retención se incremente de acuerdo a la carga hidráulica dada. La expresión que nos relaciona estos dos parámetros es la siguiente:

$$T_r = \frac{\text{Relación, volumen tanque/área superficial del medio, } m^3/m^2}{\text{carga hidráulica, } m^3/m^2-día}$$

donde: T_r = tiempo de retención, día

En la etapa de nitrificación, la carga hidráulica estará determinada por la DBO del influente, y concentración de nitrógeno amoniacal (Fig. 4.2.2.).

Para propósito de diseño se recomienda que la carga hidráulica sea entre $0.03 - 0.16 m^3/m^2-día$ ($0.75 - 4 gpd/pie^2$) para remoción de DBO y entre $0.03 - 0.07 m^3/m^2-día$ ($0.75 - 1.8 gpd/pie^2$) para remoción de nitrógeno, dependiendo del nivel de DBO y porcentaje de remoción de nitrógeno que se requiera lograr.

4.2.1.2. Etapas y arreglos en la planta.

Se ha determinado que si se dispone el sistema en una serie de etapas, la eficiencia de remoción aumenta considerablemente, por lo que esto se debe tomar en cuenta durante el proceso de diseño.

Cuando se opera el sistema en flujo pistón, los organismos de la primera etapa del medio son expuestos a concentraciones altas de DBO, removiendo altas tasas de DBO. A medida que la concentración de DBO decrece de etapa a etapa, la tasa de remoción de los microorganismos también decrece. Sin embargo la tasa de remoción promedio de DBO es mayor que si todo el medio fuera una sola etapa completamente mezclada, donde los organismos son expuestos a concentraciones de DBO relativamente bajas.

Por lo anterior, se recomienda construir los sistemas de discos biológicos de no menos de 3 etapas, para utilizar con mayor efectividad el área superficial de los discos. Para plantas que requieren varias flechas de medio, un buen arreglo sería con más de cuatro etapas arregladas en serie. En plantas que requieren menos de cuatro flechas el arreglo puede ser en paralelo.

Cada tanque que contiene una flecha se divide en etapas y el flujo del agua residual es paralelo a las flechas. Para seccionar cada etapa se utilizan mamparas tipo Imhoff con orificios sumergidos en el agua residual para permitir el paso de una etapa a otra.

4.2.1.3. Velocidad de rotación del medio.

La velocidad de rotación es también un importante criterio de diseño, ya que afecta el tratamiento de las aguas residuales de diferentes maneras. Hay una velocidad de rotación óptima arriba de la cual no se tendrán aumentos en los niveles de tratamiento. Esta velocidad óptima varía con la concentración de DBO en el agua residual, por ejemplo, es mayor para desechos industriales que para desechos domésticos. También, la velocidad de rotación óptima disminuye de etapa a etapa, a me-

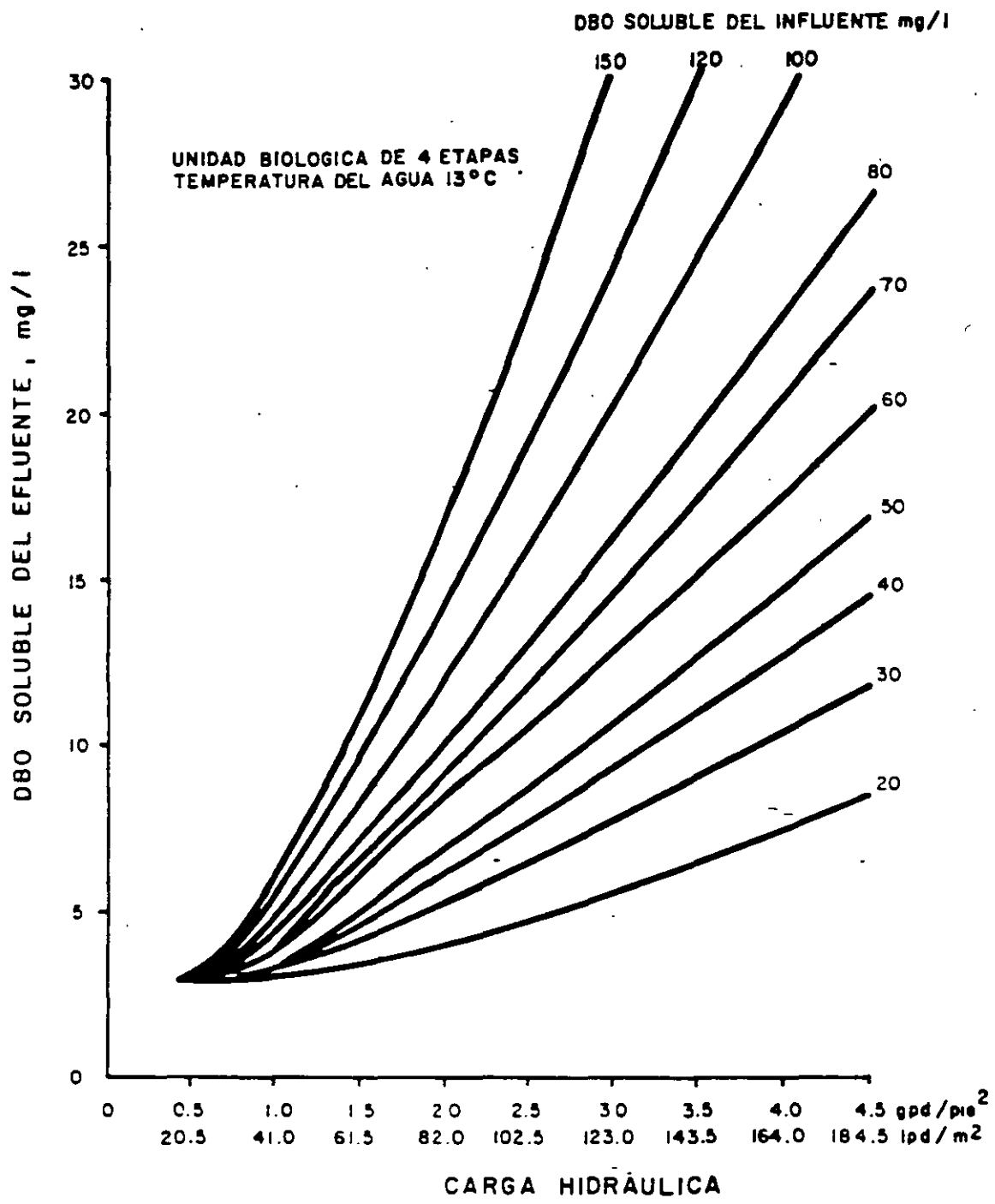
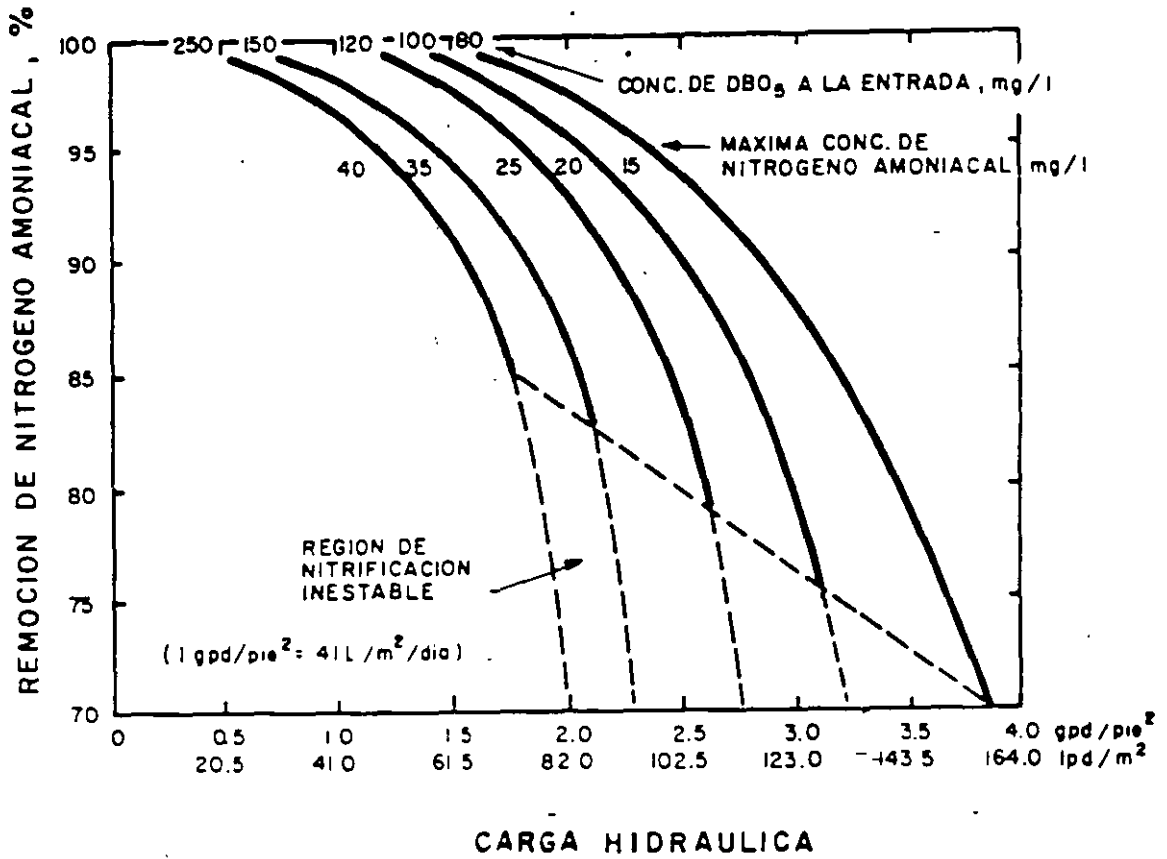


Fig.4.2.1.-EFECTO DE LA CARGA HIDRAULICA EN LA REMOCION DE DBO



TEMPERATURA > 13°C

Fig.4.2.2.- EFECTO DE LA CARGA HIDRAULICA EN LA REMOCION DE NITROGENO AMONIAL

velocidad que decrece la DBO. Para aguas residuales domésticas la velocidad periférica óptima es de 18.3 m/min (60 pies/min), cuando las etapas del sistema giran a la misma velocidad.

La dirección de la rotación del medio no afecta la eficiencia de tratamiento, ni tampoco es un factor para seleccionar la velocidad de rotación. Cuando se tienen varias flechas instaladas en un tanque de fondo plano, se recomienda que la dirección de la rotación sea en sentido opuesto al flujo del agua residual, con el objeto de disminuir la posibilidad de algún corto circuito a lo largo del fondo del tanque.

En los sistemas de discos biológicos existe una relación entre el diámetro del disco y la velocidad rotacional (RPM), a medida que se incrementa el diámetro, debe disminuirse la velocidad de giro con el fin de conservar una velocidad lineal (tangencial) constante, para lo cual la tasa de remoción de DBO es óptima.

La velocidad tangencial se calcula como sigue:

$$V = 2\pi RN$$

donde:

V = velocidad tangencial, m/min (18.3 m/min recomendada)
R = radio del disco, m
N = revoluciones por minuto (RPM)

4.2.1.4. Carga Orgánica Superficial

Como se mencionó al principio, los criterios de diseño para los biodiscos no están bien definidos, la tendencia actual es hacia el uso de la carga orgánica superficial, lo cual involucra los conceptos de carga orgánica y carga hidráulica. Se recomienda el uso de cargas orgánicas superficiales entre 18.4 y 28.6 Kg DBO soluble/día /1000 m² (3.76 - 5.82 lb DBO sol/día/1000 pies²)

4.2.1.5. Volumen del Tanque

Otro de los factores que nos sirven de base para el desarrollo de nuestro proceso es el tiempo de retención del agua residual en el tanque portador de los biodiscos. Para una determinada carga hidráulica, el tiempo de retención estará en función de la fracción vacía dejada por el medio (espacios libres entre los discos) y del tamaño del tanque. En pruebas realizadas se ha determinado que existe un volumen óptimo de tanque, el cual permite una mayor capacidad de tratamiento de la película biológica que cubre la superficie de los discos. Para propósitos de diseño, el volumen del tanque se mide como el volumen de agua residual retenido en el tanque por unidad de superficie cubierta de la película biológica (l/m² ó Gal/pie²). Como base de diseño se considera que el volumen óptimo del tanque para tratar aguas residuales domésticas con cargas orgánicas hasta de 300 mg/l de DBO, es de 4.89 l/m² (0.12 gal/pie²), equivalente a 205 m² de área superficial por m³ de tanque.

4.2.2 Factores que afectan el diseño

En cualquier proceso es necesario conocer las variables dependientes e independientes que lo rigen, así como del efecto que tienen sobre el sistema. A continuación se darán los factores que se consideran de mayor interés y que afectan el diseño de un sistema de tratamiento con discos biológicos.

4.2.2.1 Temperatura

La temperatura del agua residual y por supuesto del ambiente, afecta el funcionamiento del sistema al igual que cualquier otro proceso de tratamiento biológico. Un descenso en la temperatura disminuye la eficiencia del tratamiento. Temperaturas entre los 13 y 32°C no tienen efecto en el funcionamiento del sistema, sin embargo, la eficiencia generalmente decrece con temperaturas menores de 13°C. Temperaturas mayores de 32°C cambian la diversidad de la población microbiana y a medida que ésta aumenta, la población dominante varía de bacterias mesófilas a termófilas (resistentes a las altas temperaturas), éstas últimas son las menos eficientes en este tipo de proceso.

Las bacterias nitrificantes también son afectadas por la temperatura. Este tipo de bacterias tienen un intervalo muy amplio de temperatura (5- 35°C) y el proceso de nitrificación no se ve afectado en un rango de 18 y 32°C.

Durante períodos bajos de temperatura es necesario disminuir el flujo de agua residual lo suficiente para mantener la eficiencia de tratamiento. Por lo tanto, se debe compensar el diseño de la planta por efectos de temperatura (Figs. 4.2.3) y 4.2.4). Las temperaturas recomendables se encuentran entre los 13 y 32°C (55 y 90° F).

4.2.2.2. Carga orgánica constante

Si el diseño está basado en una carga orgánica constante, deberá incrementarse el área superficial en un 25 por ciento, para regular los efectos del flujo variable. También se debe considerar que los desechos sépticos requieren un 50% más de área superficial que los desechos domésticos.

4.2.3. Criterios específicos

A continuación se darán los criterios que recomienda "The Water Pollution Control - Federation"

4.2.3.1.- Área sumergida del biodisco: 40%.

4.2.3.2.- Número mínimo de etapas: 4.

4.2.3.4.- Relación óptima volumen-superficie: 4.89 l/m² (0.12 gal/pie²) para una DBO - 300 mg/l en el influente.

4.2.3.5.- Carga hidráulica: 81 - 163 l/día-m² (2-4 gal/día-pie²), para tener en el efluente de 15-30 mg/l de DBO₅ y SS; 30-81 l/día-m² (0.75- 2.0 g/día -- pie²) para lograr un efluente de 7-12 mg/l de DBO₅ y SS y 1.0 mg/l o menos de nitrógeno amoniacal.

4.2.3.6.- Temperatura: 13 - 32°C (55 - 90°F).

4.2.3.7.- Carga hidráulica superficial del sedimentador secundario: 32593 l/día-m² (800 gal/día-pie²) para obtener un efluente de 20-30 mg/l de SS. De 16300 a 24445 l/día-m² (400-600 gal/día-pie²) para obtener en el efluente 10 mg/l de SS.

16300 l/día-m² (400 gal/día-pie²) de flujo promedio, cuando la relación-pico-promedio excede 2:1.

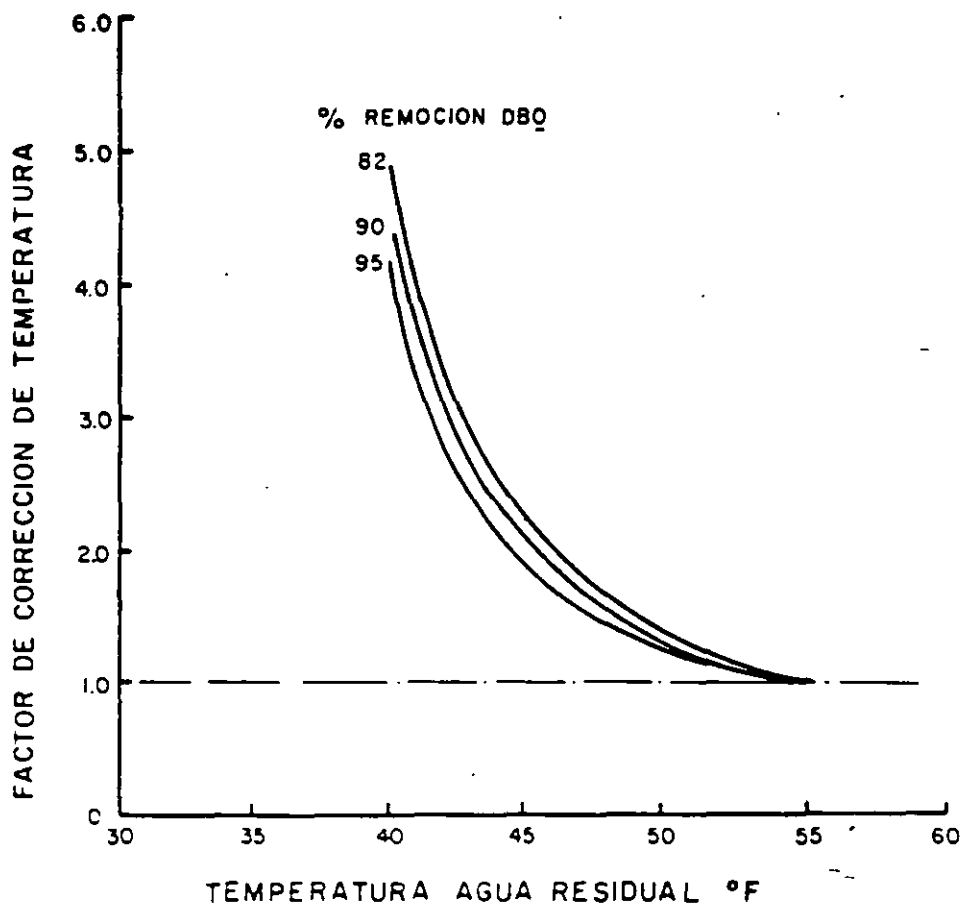


Fig. 4.2.3.- CORRECCION POR TEMPERATURA EN LA REMOCION DE DBO

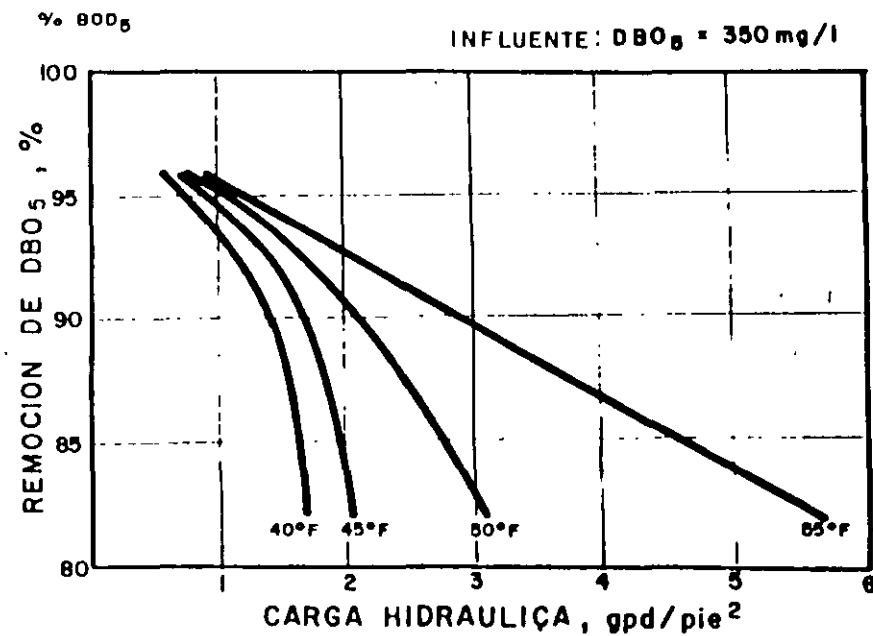
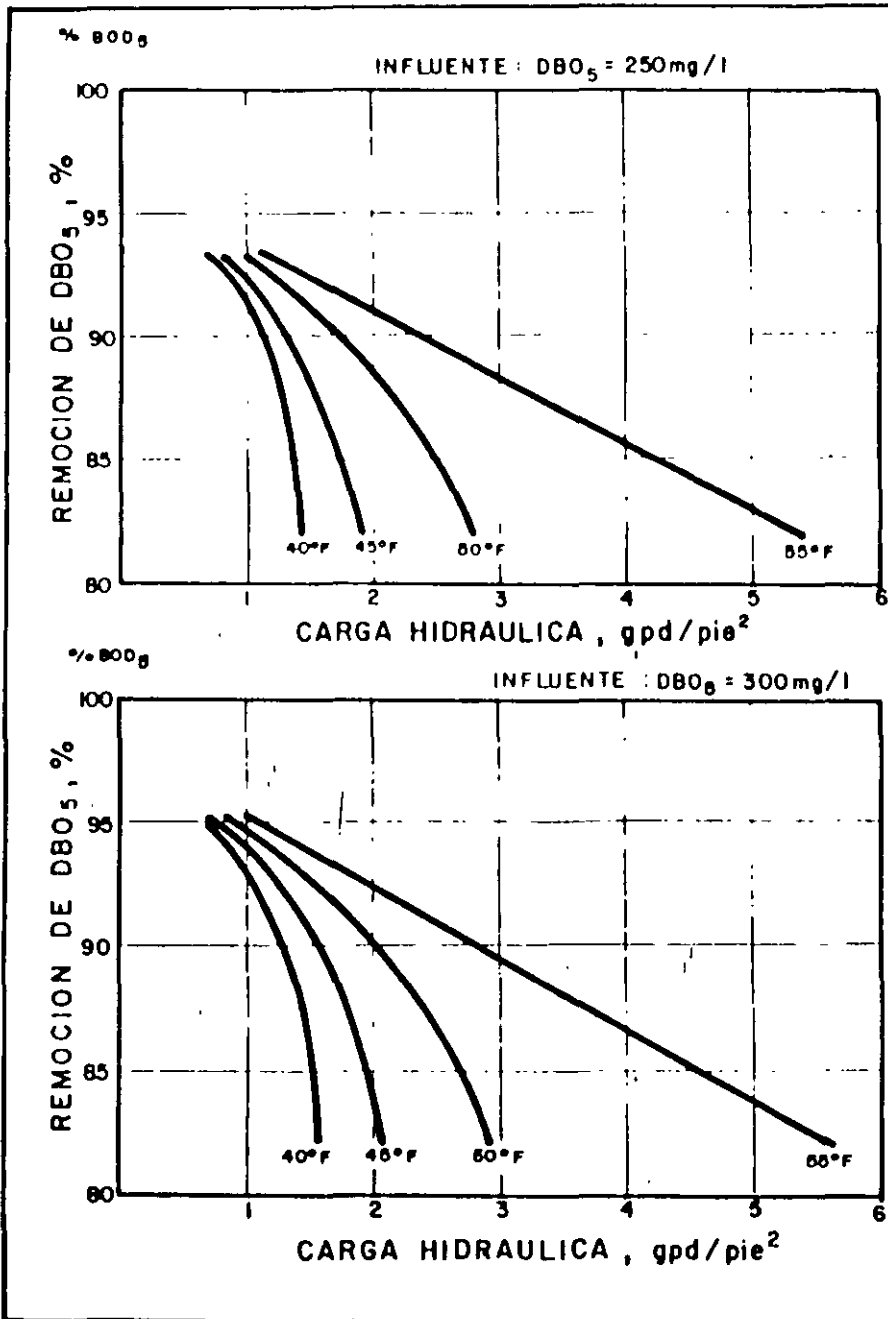


Fig.4.2.4.- CURVAS DE DISEÑO PARA DISCOS BIOLÓGICOS

24 445 l/día-m² (600 gal/día-pie²) cuando la relación pico-promedio es menor que 2:1.

4.2.3.8.- Profundidad del sedimentador secundario: 2.1 m (7 pies).

4.2.4. Especificaciones.

Cuando se tiene que comprar un equipo, se deben dar una serie de características que nos dicen exactamente lo que queremos. Las siguientes son un ejemplo de las especificaciones para un módulo de discos biológicos:

Carga de DBO: 75 gr/l/hab/día (gramo x litro x habitante x día).

Gasto: 0.2 m³/día/hab.

Capacidad de retención de lodos: 75 días.

Tiempo de retención del sedimentador primario: 4 horas.

Tiempo de retención del sedimentador secundario: 6 horas.

Velocidad máxima de flujo: 12 m/h.

Area del disco: 5.3 m²/hab/día.

Tiempo de retención total: 7 horas.

RPM: 0.95 (18.3 m/min, velocidad periférica).

Diámetro del disco: 3m.

DBO del influente: 350 mg/l.

Dirección del flujo: normal a la superficie de los discos.

Número de etapas: 4.

Area sumergida de los discos: 40%.

Separación de las etapas: Mampara tipo IMHOFF.

4.2.5. Aplicación numérica de los criterios de diseño.

Supongamos que se quiere diseñar un sistema de tratamiento por medio de discos biológicos para la remoción de DBO de un agua residual con las siguientes características:

DBO a la entrada: 250 mg/l

Flujo : 30 l/seg

Temperatura : 20°C

y se quiere obtener una DBO a la salida de 35 mg/l.

4.2.5.1. Eficiencia de remoción requerida:

$$\text{Eficiencia} = \frac{\text{DBO entrada} - \text{DBO salida}}{\text{DBO entrada}}$$

$$= \frac{250 \text{ mg/l} - 35 \text{ mg/l}}{250 \text{ mg/l}}$$

$$= 86\%$$

4.2.5.2. Area requerida para el crecimiento biológico

Para una DBO en el influente de 250 mg/l y una eficiencia de remoción del 86%, de la Fig. 4.2.4 se tiene una carga hidráulica requerida de 4.0 gpd/pie² (164 lpd/m²).

$$\text{Área requerida} = \frac{\text{Gasto, l/día}}{\text{carga hidráulica, l/día/m}^2}$$

$$\begin{aligned} \text{Área requerida} &= \frac{30 \text{ l/seg} \cdot (85\,400 \text{ seg/día})}{164 \text{ l/día} \cdot \text{m}^2} \\ &= 15\,805 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

4.2.5.3. Medio de crecimiento (biodiscos)

En el mercado existen unidades estándar de 4 etapas, que miden 26 pies (7.92 m) - de longitud, con un área disponible de crecimiento de 100 000 pies² (9300 m²/unidad).

4.2.5.4. Número de unidades requeridas

$$\begin{aligned} \text{unidades} &= \frac{\text{área para crecimiento, m}^2}{\text{área disponible/unidad, m}^2} \\ &= \frac{15\,805 \text{ m}^2}{9\,300 \text{ m}^2} \\ &= 1.7 \approx 2.0 \text{ unidades} \end{aligned}$$

Nota.- No se requiere hacer corrección por temperatura, pues el factor - de corrección para 20°C es 1 (Fig. 4.2.3.)

4.2.5.5. Volumen del tanque.

De acuerdo con el criterio de diseño, el volumen óptimo del tanque debe cumplir: - 4.9 l/m² (0.12 gal/pie²), así:

$$\begin{aligned} V &= 0.0049 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2} \cdot (9\,300 \text{ m}^2) \\ &= 45.5 \text{ m}^3/\text{Tanque} \end{aligned}$$

4.2.5.6. Velocidad de rotación

Utilizando la velocidad periférica óptima para este tipo de unidades (V = 18.3 m/min), tendremos:

$$V = 2\pi RN$$

$$N = \frac{V}{2\pi R} \quad ; \quad \text{Con } R = 1.8 \text{ m} \quad (\text{dentro del rango de dimensiones estándar}).$$

$$= \frac{18.3 \text{ m/min}}{2\pi (1.8 \text{ m})}$$

$$= 1.62 \text{ R P M}$$

4.2.5.7. Tiempo de retención

El tiempo de retención hidráulico por tanque será:

$$\begin{aligned}T_r &= \frac{\text{volumen tanque, m}^3}{\text{Flujo, m}^3/\text{min}} \\&= \frac{45.5 \text{ m}^3}{0.03 \text{ m}^3/\text{seg} \times 60 \frac{\text{seg}}{\text{min}}} \\&= 25.3 \text{ min}\end{aligned}$$

4.2.5.8. Energía

En este tipo de tratamiento el consumo de energía es muy bajo, lo cual está relacionado con la velocidad rotacional (RPM) del disco. Para este caso, la energía requerida para mover los discos será suministrada por un motor eléctrico de 5 Hp - con triple reducción de velocidad.

4.2.5.9. Esquema del tratamiento

A continuación se muestran los esquemas de como sería la unidad de tratamiento.

4.2.5.10. Número de discos por etapa

Como se tienen discos de 1.8 m de radio ($D = 3.6 \text{ m}$),

$$\begin{aligned}\text{Area del disco} &= \frac{\pi D^2}{4} \\&= \frac{\pi (3.6)^2}{4} \\&= 10.18 \text{ m}^2.\end{aligned}$$

Como el crecimiento biológico es por los dos lados del disco, el área total del disco será:

$$\begin{aligned}\text{Area total del disco} &= 2 (10.18) \\&= 20.36 \text{ m}^2\end{aligned}$$

Por otra parte, se requiere un área para el crecimiento biológico, $A = 15\ 805 \text{ m}^2$ - (punto 4.2.5.2).

Por lo tanto el número total de discos requeridos será:

$$\begin{aligned}\text{No. de discos} &= \frac{\text{Area requerida}}{\text{área/disco}} \\&= \frac{15\ 805 \text{ m}^2}{20.36 \text{ m}^2/\text{disco}}\end{aligned}$$

= 776 discos

Como el arreglo es en dos módulos dividido en 4 etapas cada uno, tendremos:

$$\text{No. de discos/módulo} = \frac{776 \text{ discos}}{2 \text{ módulos}} = 388 \text{ discos}$$

$$\text{No. de discos/etapa} = \frac{\text{No. de discos/módulo}}{4 \text{ etapas/módulo}} = 97 \text{ discos}$$

4.3 OPERACION DE SISTEMAS DE DISCOS BIOLÓGICOS

Las plantas de tratamiento de discos biológicos son muy fáciles de operar, sin embargo para obtener buenos resultados (buena calidad en el efluente) el operador debe estar conciente de que debe realizar en forma adecuada y regular sus tareas de control del proceso y mantenimiento del equipo.

El operador debe tener muy en cuenta que el rendimiento del sistema de tratamiento no sólo se basa en la buena operación del reactor biológico, sino que debe también considerarse el resto de las unidades, principalmente el sedimentador secundario, es decir el lodo producido en el reactor biológico debe ser separado en el sedimentador a una tasa tal que no se nos produzcan condiciones sépticas y evitando diluir demasiado el lodo.

Si un sistema de discos biológicos está bien diseñado y es operado correctamente, podemos esperar resultados tan buenos como los obtenidos en un sistema convencional de lodos activados (Fig. 4.3.1.).

4.3.1. Operación Normal

Antes de arrancar la planta, el operador debe estar perfectamente familiarizado con todo el equipo y manual de operación y mantenimiento. Si éste tiene cualquier duda deberá preguntar al responsable del diseño o a los proveedores de equipo, hasta aclarar las dudas. Cualquiera de estas personas o ambas, deberán ser las responsables de capacitar al operador en la operación adecuada de la planta y mantenimiento del equipo.

4.3.1.1. Preparación para arranque

Una vez que el operador ha sido capacitado para la operación de la planta, deberá realizar las siguientes actividades antes de arrancar la planta.

a) Chequeo del equipo.

El operador deberá realizar las siguientes actividades con el equipo en seco (antes de meter el agua residual a la planta).

1. Checar que el equipo ha sido instalado de acuerdo a las recomendaciones del proveedor. Esto es, se deberán checar anclaje, prisioneros en flechas, limitaciones de torque en los cojinetes, cadenas y bandas motrices, balanceo del medio, etc.
2. Checar que el equipo ha sido lubricado en forma adecuada y con los lubricantes recomendados por el proveedor, especialmente los cojinetes de la flecha principal, cadena de rodillos y reductor de velocidad.
3. Checar los espacios libres para verificar posibles obstrucciones con objetos

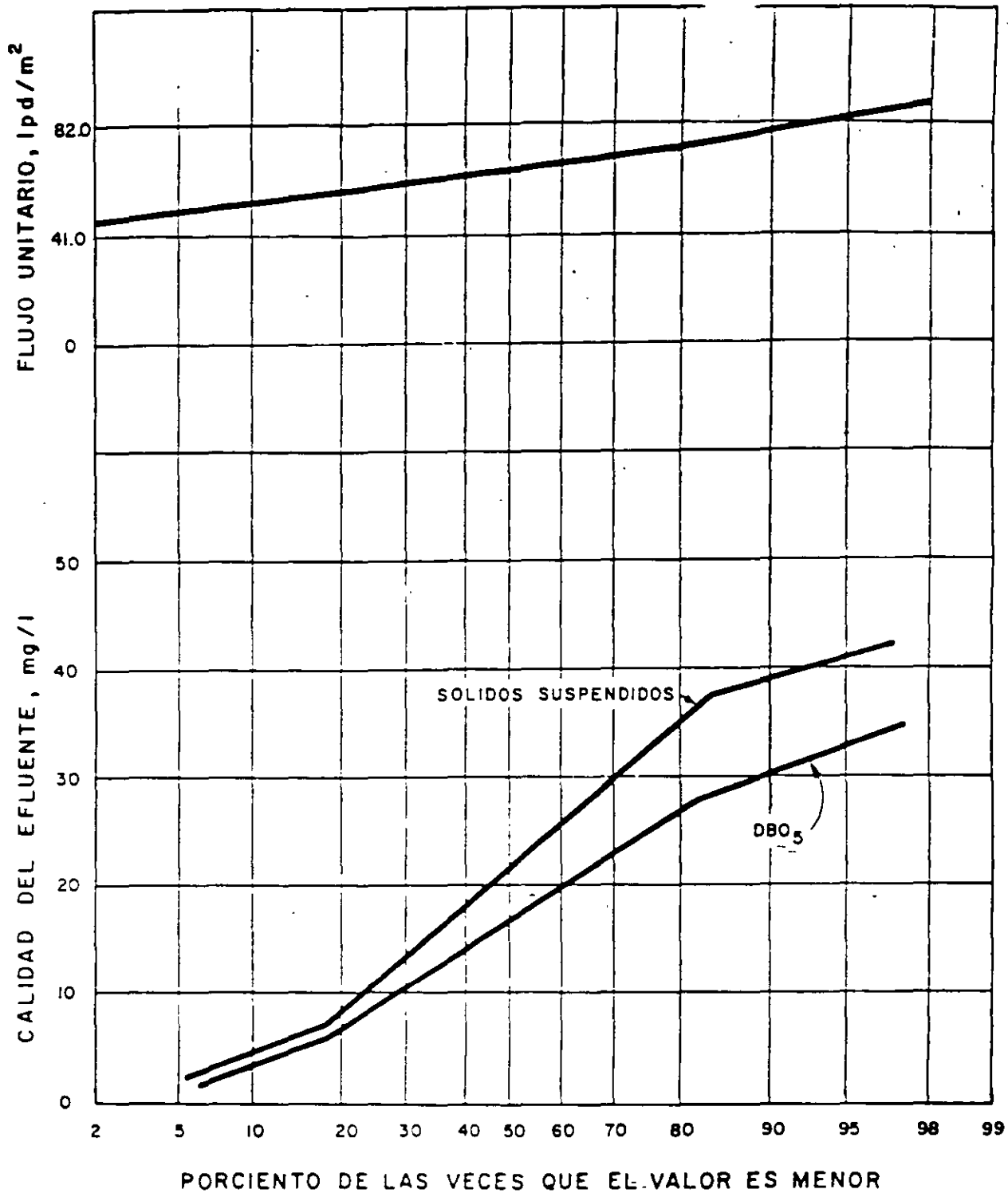


Fig 4.3.1.- CALIDAD DEL EFLUENTE EN UN SISTEMA DE DISCOS BIOLÓGICOS

extraños, principalmente entre el medio y la pared del tanque, entre el medio y los baffles, entre la cubierta de la cadena motriz y el medio, etc.

4. Cheque que todo el equipo está conectado eléctricamente.
5. Asegúrese que todas las guardas de seguridad están perfectamente colocadas sobre las cadenas y otras partes móviles.

b) Prueba del equipo

Una planta de tratamiento de discos biológicos está formada por pocas partes móviles. Como se mencionó en la descripción del proceso, hay un motor que le transmite el movimiento a la flecha que sostiene al medio, la cual gira sobre unos cojinetes. Normalmente antes de arrancar una planta de tratamiento se debe probar equipo por equipo, de tal manera de determinar que éste trabaja correctamente. En el caso de discos biológicos dado el número tan reducido de equipo mecánico, las pruebas a realizar se mencionan en el siguiente punto de procedimiento para arranque.

4.3.1.2. Procedimiento para el arranque

El procedimiento para el arranque de una planta de discos biológicos deberá realizarse de acuerdo al manual de operación y mantenimiento del proveedor, sin embargo un procedimiento típico es como sigue:

- a.- Arranque el reactor biológico, permitiendo que la flecha o medio dé tan sólo una vuelta y desenergice de nuevo. Durante esta revolución de la flecha observe lo siguiente:
 - a.1.- Movimiento en el guardacadena.
 - a.2.- Ruidos anormales.
Dirección de la rotación del medio (si el flujo de agua residual es paralelo a la flecha, la dirección de la rotación no es crítica. Si el flujo es perpendicular a la flecha, la rotación deberá ser en contra de la dirección del flujo).
- b.- Arranque de nuevo el reactor durante 15 minutos y observe lo siguiente:
 - b.1.- Alineación de la cadena motriz con la corona (polea de cadena).
 - b.2.- Ruidos en cojinetes, cadena y unidad motriz.
 - b.3.- Amperaje del motor (compare con el valor de placa).
 - b.4.- La temperatura del cojinete de la flecha principal y cojinete del motor (si es demasiado caliente para la mano, utilice un termómetro o pirómetro. La temperatura no debe exceder de 93°C).
 - b.5.- Ajuste de los pernos de la tapa del cojinete de la flecha.
 - b.6.- Determine las RPM del tambor.
- c.- Abra la válvula de entrada hasta que se llene el tanque (todas las etapas). -- Abra la válvula de salida del tanque y deje fluir el agua. Energice el sistema y haga las mismas observaciones listadas en los pasos 1 y 2 de este punto, pare de nuevo y haga las correcciones necesarias.
- d.- Haga un balance hidráulico entre la entrada al clarificador y la salida del reactor biológico rotatorio, para asegurarse de que el tanque que contiene el medio no se derramará.

e.- Después de 8 horas de operación siga las instrucciones dadas en la sección de mantenimiento.

4.3.1.3.- Estabilización del sistema

- a.- Una vez arrancado el sistema de tratamiento, es decir que el agua está fluyendo normalmente por toda la planta (desde el sedimentador primario hasta el sedimentador secundario), empezará la etapa de estabilización del proceso.
- b.- En los primeros dos días de operación habrá un pequeño crecimiento biológico sobre la superficie de los biodiscos, sin embargo la aireación y floculación causada por la rotación permitirá que exista una pequeña remoción de DBO.
- c.- Después de 3 a 4 días de operación continua, la película biológica puede no ser visible todavía, sin embargo se podrá notar ligeramente sobre las superficies rotatorias y en este momento se puede decir que el tratamiento biológico ha empezado.
- d.- Después de 7 a 10 días la película biológica se hará visible y la remoción de DBO estará cerca de la anticipada. En este momento puede ocurrir algún desprendimiento de la película biológica, sin embargo esto es normal y no afectará en forma significativa la eficiencia de tratamiento.
- e.- Después de 2 a 3 semanas de operación, la película biológica será restablecida (apariencia café-gris), lográndose en esta forma la estabilización del sistema (estado estable) y la más alta remoción de DBO.
- f.- Si la planta de tratamiento fué diseñada también para remoción de nitrógeno (nitrificación), se requerirán de 2 a 3 semanas adicionales para que las bacterias nitrificantes aparezcan en las últimas etapas de los biodiscos. El inicio de la nitrificación se puede detectar por la presencia del ion nitrito (NO_2^-) en el efluente. Cuando éste desaparece y aparece el ion nitrato (NO_3^-) se puede decir que la nitrificación se ha establecido.
- g.- El arranque de una planta de tratamiento se puede hacer a media o capacidad completa de la misma forma. Si se tiene flexibilidad en la planta de separar algún módulo o módulos, se puede hacer cuando se trabaje a media capacidad. Si no se puede hacer no habrá ningún problema, lo único que se tendrá es mayor grado de tratamiento del desecho.
- h.- El arranque durante climas fríos se realiza de la misma forma que se mencionó, sólo que la estabilización del sistema tomará más tiempo (2-3 veces el normal) para lograrse, dependiendo de qué tan baja sea la temperatura (menor a 13°C).

4.3.2. Control del Proceso

Como se ha venido mencionando, la operación de una planta de discos biológicos, debido a su sencillez, no es difícil. Sin embargo, el operador deberá estar conciente que si no realiza las actividades diarias de control, no podrá obtener una buena calidad del efluente.

El control del proceso es la parte medular de la operación de la planta, por lo que se debe tener pleno conocimiento de los parámetros que se deben manejar, así como de las posibles causas de alteración y las posibles soluciones. En los siguientes puntos se discutirán los parámetros más importantes para controlar un proceso de discos biológicos.

4.3.2.1. Inspección del equipo

La buena operación de la planta depende del buen funcionamiento del equipo. El mantener el equipo en óptimas condiciones de operación nos ayudará a controlar mejor el proceso, por lo que es recomendable checar los siguientes conceptos, como parte de una rutina operacional.

- a.- Observe si la caja del cojinete (rodamiento) de la flecha se calienta. Use un termómetro si es demasiado caliente para su mano. Si la temperatura excede -- 93°C el rodamiento deberá ser cambiado, cheque también la lubricación y que la flecha esté bien alineada.
- b.- Cheque si existen ruidos anormales en el rodamiento del motor del reactor biológico. Cualquier ruido anormal debe ser corregido inmediatamente.
- c.- Observe si los motores sufren calentamientos. Cualquier calentamiento anormal deberá ser corregido.
- d.- Vea si existen derrames de aceite alrededor del sistema motriz y flecha principal. En caso de que éstos se presenten, cheque los niveles de aceite del reductor de velocidad y sistema de la cadena motriz. Observe si existen daños sobre los empaques o sellos.
- e.- Cheque que la cadena motriz esté bien alineada y ajustada.
- f.- Cheque la tensión de las bandas.
- g.- Cheque que las guardas sobre las partes móviles y equipo estén colocadas en su lugar.
- h.- Mantenga limpia el área de trabajo.

4.3.2.2. Eficiencia de tratamiento (parámetros de control)

Este punto constituye propiamente lo que sería el control del proceso. Para conocer la eficiencia de tratamiento, se deben hacer análisis del influente y del efluente de la planta, para detectar diariamente cualquier anomalía en el rendimiento de la planta.

Para determinar si el sistema de discos biológicos está operando en forma correcta se deberá llevar un control de los siguientes parámetros:

DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno)
SS (Sólidos suspendidos)
pH (Potencial de Hidrógeno)
OD (Oxígeno Disuelto)

Para el caso de DBO y SS es más recomendable hacer análisis diarios de muestras compuestas, durante las 24 horas, para obtener una eficiencia de tratamiento más -- cerca de la realidad. Para el pH y OD se deben tomar muestras simples a diferentes tiempos. La frecuencia de muestreo dependerá de las necesidades del proceso -- y/o de los requerimientos de las autoridades federales si éste es el caso.

a.- Oxígeno Disuelto (OD)

El nivel de oxígeno disuelto del agua residual en el tanque que contiene los biodis-

cos, variará de etapa a etapa. Si la planta fué diseñada para remover únicamente DBO y sólidos suspendidos, el nivel de OD se incrementará de 0.5 a 1.0 mg/l en la primera etapa, hasta 1 a 3 mg/l en la última etapa.

Si la planta fué diseñada para remover también nitrógeno amoniacal y orgánico (nitrificación), la primera etapa tendrá un nivel de OD mayor de 1 mg/l (frecuentemente entre 2-3 mg/l) y en la última etapa normalmente será de 4-8 mg/l. Los niveles de oxígeno disuelto en las diferentes etapas del proceso, se ven afectados por la calidad del agua residual y carga hidráulica aplicada.

La diferencia entre una unidad diseñada para remoción de DBO y una diseñada para nitrificación es el flujo aplicado por unidad de área del medio (l/día-m²).

b.- DBO y sólidos suspendidos en el efluente.

Si una planta fué diseñada para remover DBO, la concentración de SS en el efluente será aproximadamente la mitad de la concentración de DBO en el influente. Si existe también nitrificación, el efluente contendrá aproximadamente una tercera parte de SS de la concentración de DBO en el influente.

Las variaciones de flujo afectan en forma directa la eficiencia de remoción. Un incremento en el flujo incrementa el contenido de DBO y SS en el efluente, debido a que se incrementa la tasa de flujo por unidad de superficie del biodisco, disminuyendo el tiempo de contacto del agua residual con la película biológica.

Los aumentos en el influente de la carga orgánica, SS y nitrógeno, nos darán también un aumento en los niveles del efluente de la planta. En la Fig. 4.3.2 se muestra el comportamiento de un sistema de discos biológicos, donde se ve el efecto de las variaciones de flujo y de carga en la eficiencia de tratamiento.

Otra causa de disminución de eficiencia es debido a la TEMPERATURA. Temperaturas del agua residual menores de 13°C ejercen una reducción en la actividad biológica de los microorganismos y por lo tanto una disminución en la remoción de materia orgánica. Sin embargo en estos casos el operador no puede hacer gran cosa, sino esperar que la temperatura se restablezca de nuevo. En lugares donde los climas son muy fríos se deberá tomar en consideración este aspecto, para que durante el diseño de la planta quede ya contemplado. El diseño incluirá edificios más bajos, el uso de calentadores solares para las edificaciones, etc.

Resumiendo tendremos, que si el análisis de las muestras nos revela una disminución en la eficiencia del proceso, tres son las posibles causas:

- b.1.- Disminución en la temperatura del agua residual.
- b.2.- Variaciones inesperadas en el flujo o carga orgánica.
- b.3.- Altos o bajos valores de pH (menor que 6.5 o mayor que 8.5).

Una vez que se determine la causa del problema, se determinarán las posibles soluciones para corregirlo (ver sección de problemas operacionales y su solución).

c.- Cambios en el influente

Cuando se tienen grandes variaciones de flujo y/o carga orgánica en el influente, la eficiencia del sistema se verá afectada. Sin embargo, antes de realizar cualquier acción para corregir el problema, se deberá determinar la magnitud exacta del mismo y del cambio en la eficiencia, ya que en la mayoría de los casos cuando estas alteraciones (cargas picos) no rebasan 3 veces los valores promedios, durante un lapso de 24 horas, no tendrán un efecto significativo en la eficiencia.

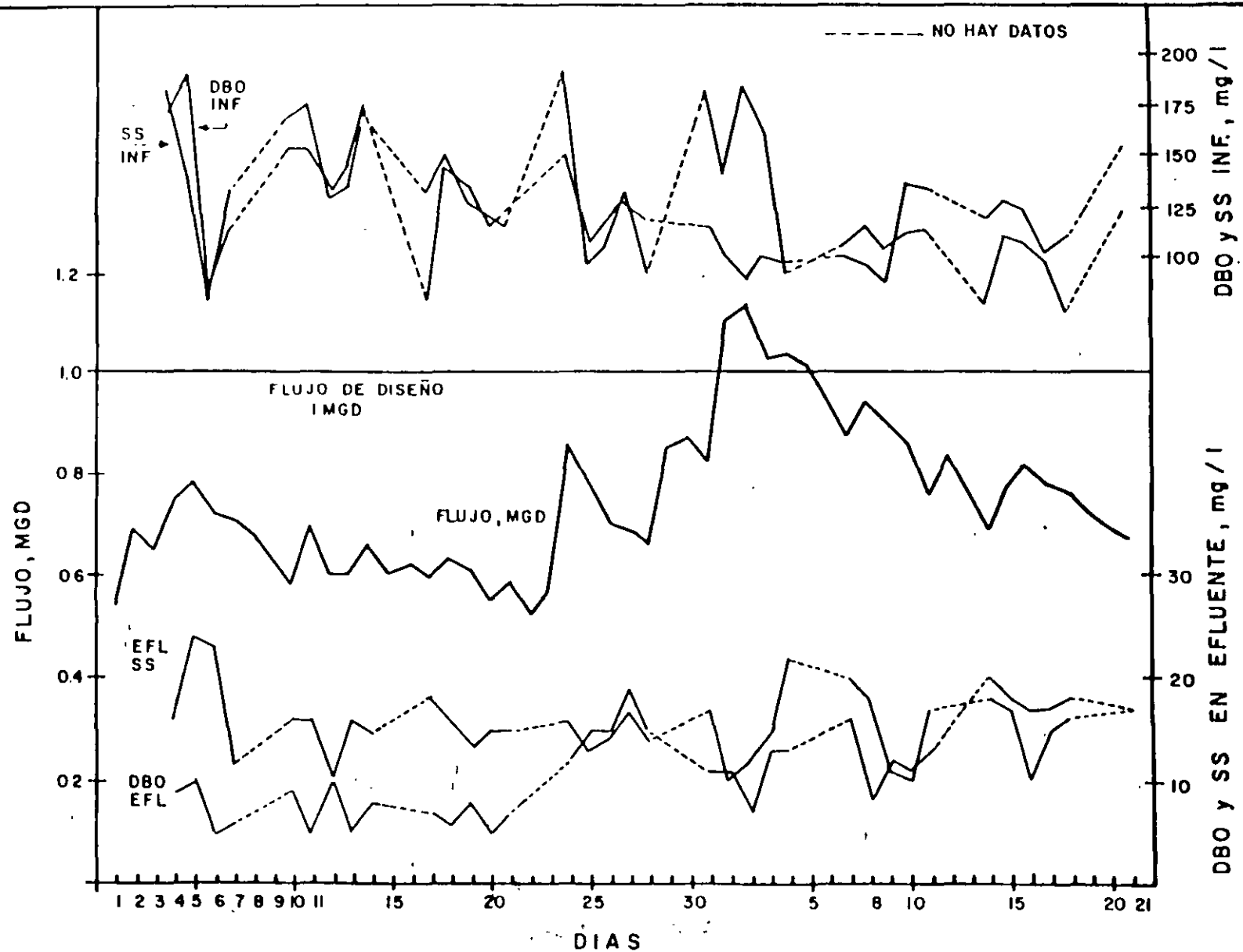


Fig.4.3.2.- COMPORTAMIENTO TIPICO DE UN SISTEMA DE DISCOS BIOLÓGICOS

Plantas de tratamiento que presenten severas sobrecargas orgánicas por largos períodos, se puede remover el baffle entre la primera y segunda etapa, con el fin de proporcionar mayor área superficial en la primera etapa del tratamiento. Si la planta está sujeta a continuas sobrecargas y el efluente no cumple con las especificaciones fijadas, se deberán instalar unidades adicionales. Una posible solución a corto plazo sería recircular el efluente, sin embargo esto nos ocasionaría una sobrecarga hidráulica.

d.- pH (potencial de hidrógeno)

La tratabilidad de la mayoría de las aguas residuales está sujeta a un nivel óptimo de pH. El pH de las aguas domésticas varía de 6.5 a 8.5 el cual no tiene un efecto significativo en la eficiencia de tratamiento. Sin embargo, cualquier variación fuera de estos límites (debido a descargas industriales), afectará la eficiencia del proceso.

El ajuste de pH a un valor óptimo, se puede hacer por medio de la adición de químicos o aireando el influente. Si el pH es muy bajo se puede dosificar bicarbonato de sodio o cal. Cuando el pH es demasiado alto, se puede ajustar con ácido acético o sulfúrico. Las pruebas de laboratorio son de mucha utilidad para determinar las dosis de compuestos químicos.

En el caso de la nitrificación, el pH y alcalinidad son factores determinantes. En este caso el pH deberá mantenerse lo más cercano posible a 8.4. La alcalinidad en el agua residual deberá ser al menos 7.1 veces mayor que el contenido de nitrógeno amoniacal en el influente, para que la reacción de nitrificación sea completa. Se puede utilizar bicarbonato de sodio para aumentar la alcalinidad y pH.

La adición del sobrenadante de un digestor también ayuda en el control de pH, sin embargo, deberá tenerse mucho cuidado de no adicionar una sobrecarga de sólidos al sistema.

4.3.2.3. Observación de la película biológica

La parte esencial del tratamiento es el crecimiento biológico sobre el medio, si no hay crecimiento no habrá tratamiento del agua residual. La película biológica o biomasa como parámetro de control es muy importante ya que sólo con la observación visual de su apariencia se pueden identificar algunos problemas de operación. La película biológica deberá tener un color entre café y gris, con un aspecto rugoso uniforme, no deberá haber presencia de algas y muy pocos o nada de espacios vacíos. No se debe detectar ningún olor desagradable, sobre todo de sulfuros (huevos podridos).

En las etapas de nitrificación la película biológica es mucho más delgada, menos rugosa y de un color café más brillante. El crecimiento se puede presentar en forma más irregular, debido que en estas etapas, la actividad de los predadores (protozoarios, rotíferos y gusanos) es más grande.

a.- Desarrollo de una película biológica negra.

Si la película biológica tiene una apariencia negra y algún olor fuera de lo normal, nos indicará que existe una sobrecarga de sólidos o de DBO y posiblemente se manifieste en una baja de OD en el efluente de la planta. Se deberán comparar estos datos con los datos registrados anteriormente, para determinar si realmente existe un incremento. Este problema se puede resolver poniendo otra unidad en servicio, si se tiene, o se puede probar pre-aireando el influente del sistema. Tam-

bién se deberá revisar la operación del clarificador primario, para determinar si éste no es la fuente de la sobrecarga.

b.- Desarrollo de una película biológica blanca

También puede ser causa de una sobrecarga en el influente si la superficie de los biodiscos tienen una apariencia blanquecina. Esto se debe al efecto que producen las bacterias que se alimentan de compuestos del azufre. Estos compuestos pueden estar presentes en algunas descargas industriales. La solución a este problema es la misma que se dió en el punto anterior. También se puede quitar el baffle entre las etapas 1 y 2, durante el período de las altas cargas orgánicas y/o de compuestos sulfurados.

Otra causa de sobrecarga se puede deber a los depósitos de lodos acumulados en el fondo de las secciones (etapas) del tanque, los cuales deben ser removidos. Para esto se tendrán que parar la unidad, drenar cada sección del tanque y lavar los depósitos de lodos, teniendo cuidado que los orificios de los baffles entre las etapas queden perfectamente limpios.

c.- Desprendimientos de la película biológica.

Dentro de las etapas de estabilización de la película biológica, generalmente en la primera semana después del arranque, habrá desprendimientos normales de biomasa, los cuales no causan ningún problema y se corrigen por sí solo. Si los desprendimientos son severos y ocurren después del período de estabilización o éste es difícil de alcanzar, las causas pueden ser que el agua residual contenga sustancias tóxicas e inhibidoras, las cuales están matando a los organismos de la biomasa o inhibiendo su capacidad de tratamiento (biodegradación). Para resolver este problema se deben tomar las medidas necesarias para eliminar estas sustancias tóxicas, aunque esto puede representar un alto costo y difícil de hacer, sin embargo, un proceso biológico nunca trabajará adecuadamente en presencia de sustancias tóxicas.

Una medida de atenuación de las sustancias tóxicas sería diluyendo el influente por medio de un tanque de regularización, de tal forma de alcanzar un nivel medio de toxicidad y que los efectos sobre los microorganismos no sean tan significativos.

También puede haber pérdidas de la película biológica por variaciones en el flujo o la carga orgánica. Esto es común en pequeñas localidades donde en el día, el flujo es alto y la cantidad de alimento que reciben los microorganismos también es alta, por lo que no tendrán ningún problema para crecer. Sin embargo, por la noche el flujo es casi cero, entonces habrá falta de alimento, disminuyendo grandemente la actividad biológica, lo que puede causar desprendimientos de la película biológica.

La solución a los problemas de variación de flujo y/o carga orgánica puede hacerse estrangulando la válvula del influente a la planta, cuando se presenten altos flujos o recirculando agua del sedimentador secundario cuando el flujo sea mínimo. Sin embargo se deberá tener mucho cuidado de no estrangular demasiado o recircular más de 1.0 a 1.5 gpd/pie² (18 l/día m² promedio). Estos problemas y las posibles soluciones, se verán con mayor detenimiento en la sección de problemas operacionales.

4.3.2.4. Control de laboratorio

En una planta de discos biológicos la actividad de laboratorio es mínima y la ope-

ración de la planta no requiere de pruebas de laboratorio para controlar el proceso. El principal propósito de los análisis de laboratorio es determinar el grado de tratamiento (eficiencia) o contar con los datos necesarios para presentarlos a las autoridades federales en el caso de control de la contaminación.

Las determinaciones de los análisis requeridos deberán seguir lo establecido en los "Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater, de la APHA, AWWA, WPCF", de la edición más reciente.

4.3.3. Operación anormal

Puede darse el caso de que una planta de tratamiento esté bien operada, sin embargo habrá circunstancias que obliguen al operador a realizar paros para hacer algún cambio en el proceso o con fines de mantenimiento.

Otras condiciones que ocasionan que una planta no trabaje en forma normal son las siguientes:

Flujos picos
Cargas orgánicas picos
Paros eléctricos

Cuando una planta de tratamiento está sujeta a bajas y altas tasas de flujo o cargas orgánicas, su operación se reflejará en la eficiencia. No obstante, estas condiciones de operación anormal, el proceso presenta una amortiguación, debido a que los altos flujos no lavan (no desprenden) la película biológica del medio y por lo tanto los microorganismos estarán presentes antes y después de los flujos picos.

Durante los paros eléctricos el operador debe tomar las precauciones para proteger el equipo y la película biológica, hasta que se restablezca la energía. Si la falta de corriente es por menos de 4 horas el operador no deberá preocuparse, sin embargo, si el corte es por más de 4 horas, la flecha del medio se deberá girar un cuarto de vuelta por lo menos durante dos veces al día. Esto es con el fin de prevenir una gran acumulación de crecimiento biológico en la parte baja del disco. Esta actividad se debe realizar con mucho cuidado para evitar cualquier accidente. Para girar la flecha se debe quitar la cubierta de la cadena motriz y empujar ésta para hacer girar la flecha, teniendo mucho cuidado para no cortarse los dedos. Se debe colocar una cuña entre la cadena y la corona para detener la flecha y medio en la posición deseada.

Normalmente la flecha es fácil de girar y no debe tratarse de soldar alguna ménsula o agarradera que facilite el giro, porque se puede desbalancear. No trate de parar la flecha si ésta se le regresa, espere a que se pare sola y después inténtelo de nuevo teniendo cuidado de colocar bien la cuña para detener el giro en el lugar deseado.

Rocíe frecuentemente agua sobre el crecimiento biológico que no está sumergido en el tambor, con el fin de mantener la biomasa húmeda y evitar desprendimientos.

Si el corte de energía fue por más de 12 horas, ocurrirá un desprendimiento normal de la película biológica, cuando la unidad sea puesta en servicio de nuevo. Si el desprendimiento es excesivo, puede recircular lodos del sedimentador secundario para reponer esta biomasa.

4.3.3.1. Paros y arranques

Una unidad de biodiscos puede ser puesta fuera de servicio cuando se requiera, úni

camente cortando la corriente del sistema motriz. Si el sistema tiene que ser parado más de 4 horas, se deben seguir las recomendaciones mencionadas en el punto anterior (paros eléctricos). Estos paros pueden ser programados por cuestiones de mantenimiento en general, o pueden ser obligados debido que se requiere dar mantenimiento correctivo a algún equipo.

Si el tanque de agua residual, sobre el cual se encuentra el medio, tiene que ser revisado o reparado, se debe drenar con una bomba de achique sumergible. El agua residual debe ser bombeada al sedimentador primario o a la entrada de otra unidad biológica en operación, si se cuenta con ella. Una vez vacío el tanque se deberán reparar las cuarteaduras o algún otro daño que se encuentre. No olvide mantener el crecimiento biológico húmedo, para disminuir los desprendimientos y evitar disminución de eficiencia cuando se arranque de nuevo el sistema. Evite lavar el medio cuando sea humedecido, sólo si el paro es demasiado largo (más de un día) la película biológica se debe lavar completamente, para evitar problemas de olor.

Una vez que se han hecho las reparaciones se puede restablecer el sistema, teniendo cuidado de no olvidar herramientas o cualquier otro objeto que pueda ocasionar obstrucciones en la flecha y unidad motriz. Cheque nuevamente el balanceo del medio y realice los ajustes necesarios.

4.3.4.- Problemas operacionales

Durante la operación de una planta de tratamiento siempre existirá la posibilidad de que se presente alguna falla. Las alteraciones del proceso pueden ocasionarse por fallas humanas o del equipo, por lo que el operador debe estar consciente y preparado para afrontar cualquier problema que se presente en su planta. En esta sección se describirán los principales problemas que se pueden presentar en la operación de una planta de tratamiento de discos biológicos, así como las posibles causas que determinan el problema y sus soluciones. La experiencia y preparación del operador, será factor determinante en la rápida y atinada corrección de los problemas operacionales que se le presenten.

4.3.4.1.- Pérdidas de la película biológica

El desprendimiento de la película biológica durante las primeras dos semanas después del arranque, como se ha venido mencionando, no representa un problema de operación. Esto ocurre debido a la etapa de aclimatación de los microorganismos en la superficie del medio.

Sin embargo si los desprendimientos son severos durante o después del periodo de estabilización de la película biológica, se deberán tomar las acciones correctivas necesarias, identificando primero las posibles causas.

CAUSAS Y SOLUCIONES:

a.- Presencia de sustancias tóxicas en el influente

Acción correctiva. Primero se debe identificar la sustancia o sustancias que ocasionan la toxicidad, su concentración y la frecuencia y duración con que se presentan. La eliminación de estas sustancias sería la mejor solución, sin embargo muchas veces esto no será posible ya que su procedencia normalmente es desconocida. En el caso de que no se pueda hacer esto, las cargas picos deberán ser amortiguadas (diluidas) formando una concentración uniforme, para facilitar la aclimatación de los microorganismos a estas sustancias tóxicas. El establecimiento de tanques de homogenización a la entrada de la planta normalmente cumple con este requisito,

el cual puede ir acompañado de una pre-aireación para facilitar la acción de los microorganismos.

b.- Variaciones del pH.

Generalmente un pH entre 6.0 y 8.5 no causa ninguna alteración al proceso, sin embargo si las variaciones son más severas, fuera de estos límites, habrá desprendimiento de la película biológica.

Acción correctiva. La solución consiste en ajustar el pH en la forma más económica posible. La neutralización se requiere para asegurar que el pH del agua a la entrada de la planta, se mantenga dentro del rango normal de operación (6.0 a 8.5). La eficiencia de la planta dependerá mucho del buen control que se lleve del pH.

c.- Variaciones en el flujo y/o carga orgánica.

En plantas de tratamiento donde la llegada del flujo no es homogénea, los microorganismos estarán sujetos a altas y bajas cargas orgánicas, manifestando un crecimiento anormal, lo que puede ocasionar desprendimiento de la película biológica. También ocurrirá lo mismo si se varía el tiempo de retención del agua residual con los microorganismos.

Acción correctiva. En el caso que se presente una baja en el flujo o carga orgánica lo que se puede hacer es recircular agua del efluente de la unidad biológica o del sedimentador secundario, con el fin de compensar esta falta de carga. Cuando se presenten altos flujos y altas cargas orgánicas se puede estrangular la válvula que permite la entrada del flujo a la planta con el fin de compensar el exceso de carga. Otra medida es poniendo un tanque de regularización a la entrada de la planta. Cuando las cargas orgánicas son extremadamente altas, se puede retirar el primer bafle, entre las etapas 1 y 2 para proporcionar mayor superficie de contacto en la primera etapa.

4.3.4.2. Color anormal de la película biológica

La apariencia normal de la película biológica es de un color entre café y gris y distribuida en forma uniforme en toda el área de contacto del biodisco. El cambio de color a blanco o negro indica la presencia de algún problema.

Desarrollo de crecimiento blanco.

La presencia de crecimientos blancos sobre el medio de contacto no son comunes, sin embargo pueden estar presentes siempre y cuando la cobertura del área de contacto del biodisco no sea dominante, de lo contrario la eficiencia del proceso será fuertemente afectada.

CAUSAS Y SOLUCIONES:

a.- Influyente séptico o altas concentraciones de H_2S .

Las aguas residuales en condiciones sépticas y las descargas industriales con altos contenidos de H_2S , ocasionan que predomine un tipo de organismos filamentosos blancos (bacterias que se alimentan de los compuestos del azufre).

Acción correctiva. La solución a este problema es preaireando el influente a la planta de tratamiento o dosificando químicos (nitrato de sodio o peróxido de hidrógeno) oxidantes. El grado de aireación o cantidad de químicos necesarios, dependerá de la relación original de materiales oxidados y reducidos y del nivel de pH.

b.- Sobre carga orgánica de la primera etapa del sistema.

Cuando se presenta una alta sobrecarga orgánica en la primera etapa del tratamiento, es posible que se desarrolle un crecimiento filamentosos blanco en esta primera etapa.

Acción correctiva. Este problema se puede resolver aumentando el área superficial en la primera etapa, por lo que se deberá remover el baffle entre la primera y segunda-etapa.

b.1.- Desarrollo de crecimiento negro.

La presencia de crecimientos negros en la película biológica nos indicará que existe una sobre carga de DBO o de sólidos en el influente. Las acciones correctivas para este problema son las mismas que el caso anterior (puntos a y b).

4.3.4.3. Disminución de la eficiencia de tratamiento.

La eficiencia de tratamiento de una planta, es el reflejo de lo bien o mal que está operando y cualquier alteración en el proceso se verá afectado en la eficiencia. Es por ello que en alguna u otra forma hemos venido mencionando las posibles causas que nos ocasionan problemas en la eficiencia. Algunos de los principales factores que afectan la eficiencia de un proceso de discos biológicos, son los siguientes:

Causas y Soluciones

a.- Sobre carga hidráulica y/o orgánica

Las variaciones en el flujo y/o la carga orgánica, inmediatamente se reflejan en una reducción en la eficiencia del proceso. Antes de realizar cualquier acción correctiva, se deberá determinar la magnitud exacta del problema. Para ello, primero calcule el tiempo de retención y compárelo con los datos de flujo y eficiencias de remoción horarias. En el caso que el flujo y cargas orgánicas pico no excedan dos veces el promedio diario, el reflejo en la eficiencia es mínimo y ésta no será la causa del problema. ✓

En el caso que las sobrecargas hidráulicas y/o orgánicas sean excedidas por períodos prolongados se podrán tomar las siguientes acciones correctivas.

Acción correctiva. En el caso de sobre cargas orgánicas se debe mejorar el sistema de pretratamiento a la planta o en último de los casos ampliar la planta. Cuando se tienen sobrecargas hidráulicas se puede poner un sistema de regularización de flujo para amortiguar los picos y distribuir mejor el flujo entre las unidades biológicas.

b.- Variaciones en el pH.

Valores de pH demasiado altos o demasiado bajos afectan en gran forma la eficiencia de un proceso biológico. El pH normal de un agua residual doméstica, varía en un rango de 6.5 a 8.5, lo que no causa problemas apreciables de eficiencia.

Sin embargo, si se excede de este rango los microorganismos se verán afectados en sus funciones biológicas de crecimiento, disminuyendo la eficiencia del proceso. Si el sistema de tratamiento fué diseñado también para remoción de nitrógeno, el pH y alcalinidad son parámetros críticos. El pH deberá mantenerse, en este caso, lo más cercano a 8.4 y la alcalinidad deberá ser cuando menos 7.1 veces mayor que-

la concentración de nitrógeno amoniacal en el influente, para que la reacción de nitrificación sea completa.

Acción correctiva. La mejor solución es eliminar la fuente que ocasiona las variaciones en el pH, si no es posible se debe hacer un ajuste de pH con ácido o base, según sea el caso. Si el proceso incluye nitrificación, se debe controlar la alcalinidad en un nivel 7 veces mayor que la concentración de nitrógeno amoniacal en el influente, normalmente con cal o bicarbonato de sodio.

c.- Bajas temperaturas

La temperatura es otro de los parámetros muy importantes en el diseño de plantas, principalmente si está contemplada la etapa de nitrificación. Temperaturas abajo de 13°C disminuyen grandemente la actividad biológica y con ello la remoción orgánica (Fig. 4.3.3).

Acción correctiva. Las posibles soluciones a este problema son, calentar el ambiente interior de las unidades biológicas o el influente de la planta y en último de los casos si se cuenta con el espacio disponible, aumentar unidades de tratamiento.

4.3.4.4. Acumulación de sólidos

La acumulación de sólidos en el reactor biológico puede ocasionar que se generen condiciones sépticas en el tanque de agua residual y con ello una baja de eficiencia del proceso.

Causas y Soluciones

a.- Pretratamiento inadecuado

Si la remoción de arena y sólidos primarios es inadecuada, puede haber una acumulación de sólidos suspendidos en el reactor biológico y bloquear el paso del agua residual al medio.

Acción correctiva. Cuando se presente un problema de acumulación de sólidos, lo primero que se debe hacer es vaciar el tanque de agua residual para determinar el tipo de sólidos (arena o material orgánico) y poder establecer la mejor solución, esto es, mejorar el sistema de desarenación o sedimentación primaria, según sea el caso.

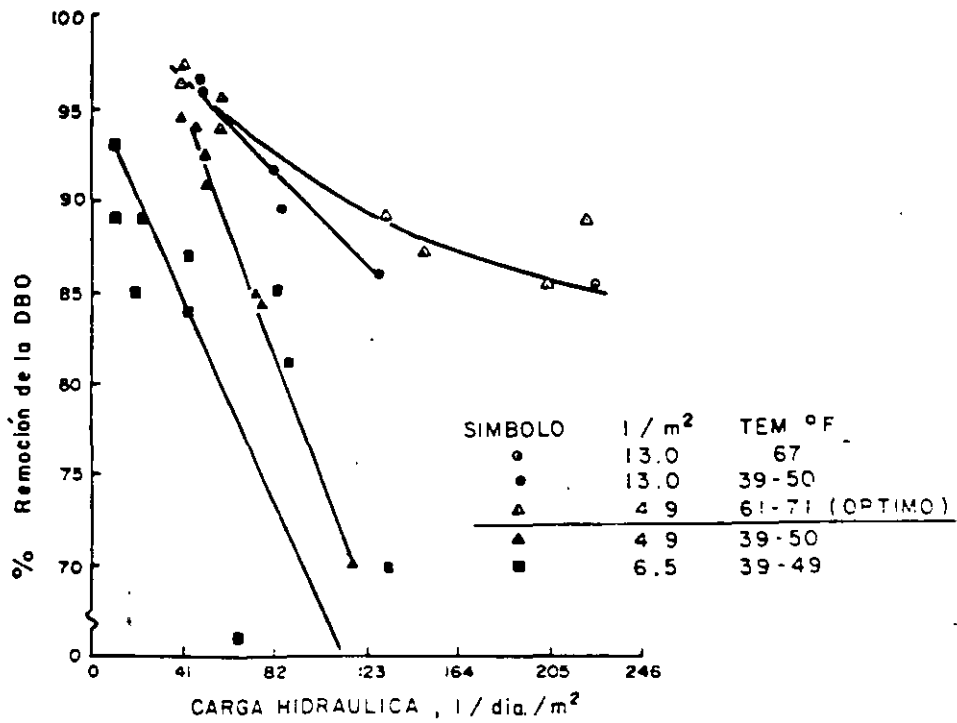
En la Tabla 4.3.1 se presenta un resumen de los problemas operacionales mencionados anteriormente, las probables causas que ocasionan el problema y finalmente las soluciones recomendadas.

4.4. MANTENIMIENTO

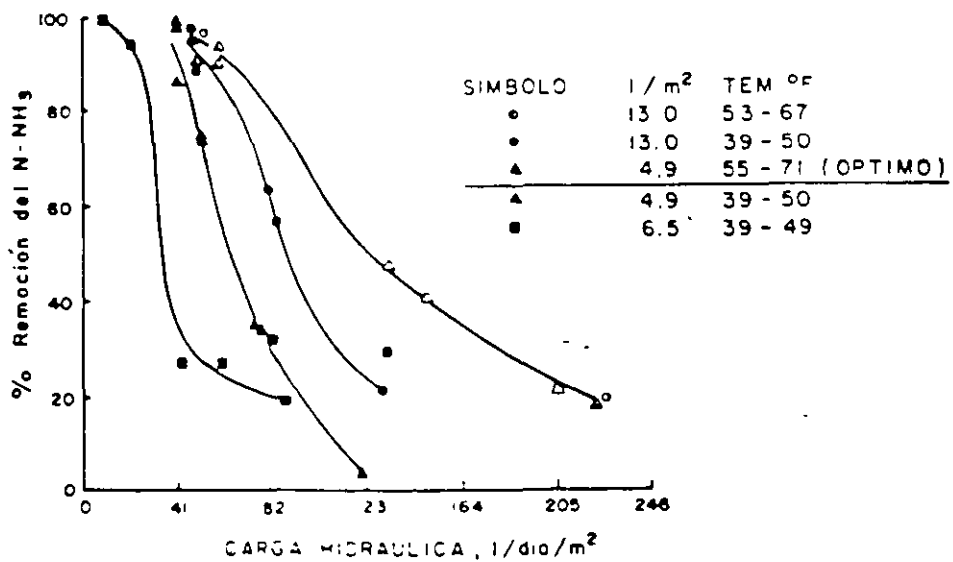
El tratamiento de aguas residuales dentro de una comunidad, es parte fundamental en el control y prevención de la contaminación del agua y por otro lado constituye una alternativa de reuso muy importante, sobre todo en localidades donde el recurso agua es escaso. El mantenimiento y la operación de una planta de tratamiento, dentro de este esquema general, es indispensable para velar por su calidad y eficiencia.

La mayoría de las responsabilidades del operador dentro de la planta de tratamiento están enfocadas al buen funcionamiento de la misma, para lograr un efluente que cumpla con los requisitos establecidos. Para ello, deberá llevar a cabo un MANTE-

Fig.4.3.3.- EFECTO DE LA TEMPERATURA EN LA REMOCION ORGANICA Y NITRIFICACION



$-(1 \text{ gpd/ pie}^2 = 41 \text{ lpd/m}^2)$



36 TABLA 4.3.1. GUIA DE PROBLEMAS OPERACIONALES

PROBLEMA	CAUSA PROBABLE	OBSERVACIONES	SOLUCIONES
1. Disminución de la eficiencia de tratamiento.	<p>1a) sobre carga orgánica.</p> <p>1b) sobre carga hidráulica.</p> <p>1c) pH demasiado alto o demasiado bajo.</p> <p>1d) baja de temperatura.</p>	<p>1a) cheque la carga orgánica pico, si es menor que dos veces la del promedio diario, - esta no es la causa.</p> <p>1b) cheque la carga hidráulica pico. Si es menor que dos veces el promedio diario, - esta no es la causa.</p> <p>1c) rango deseado entre 6.5 y 8.5 para remoción de DBO. entre 8 y 8.5 para nitrificación.</p> <p>1d) temperaturas abajo de 13°C reducen la eficiencia.</p>	<p>1a) mejore el tratamiento o amplie la planta.</p> <p>1b) regularización del flujo. Eliminar fuentes de flujos excesivos, balancear flujos entre los reactores biológicos.</p> <p>1c) eliminar fuentes indeseables de pH o ajustar pH con ácido o base. Para nitrificación, mantenga la alcalinidad 7 veces mayor que el nitrógeno amoniacal, con cal.</p> <p>1d) caliente al ambiente interno de las unidades biológicas o el influente de la planta. Si se tiene el espacio aumente las unidades de tratamiento.</p>
2. Desprendimiento de la película biológica.	<p>2a) sustancias tóxicas en el influente.</p> <p>2b) variaciones del pH</p>	<p>2a) Identifique los tóxicos y su fuente.</p> <p>2b) pH abajo de 5 o arriba de 10 ocasiona desprendimiento.</p>	<p>2a) si se puede eliminar los materiales tóxicos, si no homogenice el flujo para facilitar la aclimatación de la biomasa.</p> <p>2b) elimine la fuente de variación o ajuste al pH con químico</p>

Tabla 4.3.1. (Continuación)

PROBLEMA	CAUSA PROBABLE	OBSERVACIONES	SOLUCIONES
3. Crecimientos biológicos blancos sobre el área del disco.	3a) influente séptico o alta concentración de H_2S en el influente. 3b) sobre carga orgánica de la primera etapa.	3a) olor característico en el influente. 3b) cheque la carga orgánica.	3a) pre-aireación del agua residual u oxide con nitrato de sodio o peróxido de hidrógeno. 3b) incremente el área superficial de la primera etapa, removiendo el baffle entre la etapa 1 y 2.
4. Crecimiento biológico negro sobre el área del disco.	4a) sobre carga de DBO o sólidos.	4a) identifique el problema.	4a) Mismas que 3a y 3b.
5. Acumulación de sólidos en el reactor biológico.	5a) pretratamiento inadecuado.	5a) determine si los sólidos son arena o material orgánico.	5a) remueva los sólidos del reactor y mejore la remoción de arena o sedimentación primaria.

Mantenimiento eficiente de la planta.

El mantenimiento mecánico del equipo es de suma importancia para lograr que la planta mantenga una eficiencia óptima. En este caso, el proveedor del equipo dará la información específica del mantenimiento de su equipo, la cual deberá ser revisada con mucho detenimiento por el operador y cualquier duda aclararla de inmediato.

El mantenimiento de edificios y áreas libres permite que la planta de una imagen agradable, tanto al operador como a los visitantes. También forma parte del programa, el mantenimiento de tanques y estructuras, ya que su buen estado es de vital importancia para ampliar la vida útil de una planta de tratamiento.

4.4.1. Importancia de un programa de mantenimiento

El mantenimiento es la labor de reparar o restaurar un equipo o instalación, para lograr los siguientes objetivos:

- Obtener un eficiente y seguro rendimiento de la planta.
- Prolongar su vida útil.
- Reducción de costos.

Para ello, se deben realizar las siguientes actividades:

- Mantener la planta limpia y ordenada
- Realizar un programa de revisión rutinaria del equipo
- Establecer un programa de lubricación
- Llevar los gatos y registros de los equipos
- Realizar las reparaciones y cambios necesarios
- Cuidar las medidas de seguridad

4.4.1.1 Clases de mantenimiento

a.- Mantenimiento Preventivo

Es el conjunto de inspecciones e intervenciones periódicas y debidamente programadas, para evitar desperfectos y prolongar la vida del equipo.

Ejemplo. Programar y ejecutar el chequeo anual de un motor eléctrico, de acuerdo a normas y técnicas específicas.

Actividades a realizar: limpieza de los embobinados y cambio de rodamientos.

Objetivo: evitar que el motor se dañe al presentarse suciedad, aceite y humedad en sus embobinados, así como su operación con cojinetes dañados.

b.- Mantenimiento correctivo.

Corresponde al conjunto de intervenciones no programadas, para efectuar reparaciones o cambios de emergencia, con el objeto de regresar el equipo o instalación a su estado operacional que tenía antes de detectarse la falla que lo sacó de operación.

Ejemplo:

Embobinar el motor eléctrico de un equipo de bombeo, produciéndose con ello un paro forzoso e imprevisto.

Actividad a realizar: transportar el motor hasta un taller especializado para su reparación.

Objetivo: reparar el motor quemado a la brevedad posible, para reanudar el bombeo.

4.4.1.2. Componentes de un programa de mantenimiento

El programa de mantenimiento de equipos, sistemas y edificios de una planta de tratamiento, tiene como objetivo principal la prevención de una falla o la prolongación de su vida útil, obteniendo de esta manera economía en su operación.

Para lograr la implantación y desarrollo de un programa de mantenimiento preventivo, es necesario consultar al proveedor del equipo para hacer el diseño más adecuado del programa, el cual estará constituido por las formas de control y los recursos necesarios para llevarlo a cabo.

a.- Formas de control.

Una forma adecuada de llevar a cabo un mantenimiento preventivo es por medio de registros. El operador no debe dejar a la memoria cuando ejecutará cada función del mantenimiento preventivo. Las tarjetas registradoras del servicio del equipo son fáciles de organizar y requieren poco tiempo para su revisión diaria.

La tarjeta de servicio del equipo debe llenarse para cada equipo de la planta y deberá contener los siguientes aspectos:

a.1.- Nombre del equipo.

a.2.- Lista del servicio de mantenimiento requerido con la frecuencia de realización.

a.3.- Descripción del tipo de servicio que se efectuará.

La tarjeta de registro de servicio contendrá los siguientes aspectos con la firma del operador que realizó el servicio: fecha y trabajo realizado.

La tarjeta de servicio del equipo nos dice qué hacer y cuándo; mientras que la tarjeta de registro del equipo nos dice lo que se hizo y cuándo se hizo.

En la Tabla 4.4.1 se presentan las tarjetas de servicio para el principal equipo mecánico de una planta de tratamiento.

b.- Necesidades de recursos.

Para poder llevar a cabo las labores de mantenimiento establecidas previamente en el programa, es necesario contar con los recursos suficientes, como son: personal necesario, repuestos, herramientas, instrumentos de medida, etc.

b.1.- Personal de mantenimiento.

El recurso humano es un aspecto de primordial importancia para cumplir con las labores de mantenimiento en forma eficiente, para ello se deberá contar con la cantidad de personal necesario y la capacidad y calidad del mismo. Un buen equipo de mantenimiento estará formado por un ingeniero, los técnicos mecánicos y los operadores que son los que realizan las actividades rutinarias tales como limpieza de equipo, ajuste de los prensa-estopas, etc.

MANTENIMIENTO PREVENTIVO

TABLA 4.4.1. TARJETAS DE SERVICIO PARA EL EQUIPO PRINCIPAL DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO.

TARJETA DE SERVICIO				
EQUIPO: Bombas centrífugas				
No. de identificación	Servicio	Referencia	Frecuencia	Tiempo
1	Checar fugas de agua en los empaques -- (sello de agua).		DI	
2	Checar sello de grasa en la empaquetadura.		DI	
3	Operar alternadamente las bombas.		SE	Lunes
4	Inspección del montaje de la bomba.		SE	Lunes
5	Checar condición del motor.		DI	
6	Limpieza de la bomba.		SE	Lunes
7	Checar montaje de la empaquetadura.		SE	Martes
8	Checar sellos mecánicos.		SE	Martes
9	Inspección y lubricación de cojinetes		TR	
10	Checar temperatura de operación de los-cojinetes.		TR	
11	Checar alineación de bomba y motor.		SEM	
12	Inspección y servicio de las bombas.		SEM	
13	Drenar la bomba por pares largos.		AN	
EQUIPO: Flotadores y electroniveles				
1	Checar controles		SE	
2	Checar arranque		SE	
3	Velocidad del motor		SE	
4	Chispeo.		SE	
5	Interferencia con controles.		SE	
6	Correcciones o ajustes.		SE	

NOTAS:

- DI = Diario
- SE = Semanal
- ME = Mensual
- TR = Trimestral
- AN = Anual

TABLA 4.4.1. (continuación)

TARJETA DE SERVICIO				
EQUIPO: Motores Eléctricos				
No. de identificación	Servicio	Referencia	Frecuencia	Tiempo
1	Checar condiciones del motor		DI	
2	Checar condiciones anormales		SE	
3	Lubricación de cojinetes		AN	
4	Cheque los cojinetes con un estetoscopio		AN	
5	Checar temperatura del motor		DI	
6	Checar fecha del último servicio		AN	
EQUIPO: Bandas Motrices				
1	Limpieza y reemplazo de bandas			
2	Checar tensión de las bandas		ME	
3	Checar alineación de las poleas		ME	
EQUIPO: Cadenas Motrices				
1	Checar velocidad			
2	Checar operación		DI	
3	Checar tensión		TR	
4	Checar alineación		SE	
5	Limpieza		SE	
6	Checar lubricación		SE	
7	Cambio de aceite		SE	
8	Inspección		SE	
9	Problemas comunes			
EQUIPO: Bandas Motrices de Velocidad Variable				
1	Limpieza de discos		DI	
2	Checar el mecanismo de cambio de velocidad.		DI	
3	Checar la banda		SE	
	a) en paros de más de 30 días, colocar el mecanismo en velocidad mínima.		ME	
4	Lubricar la transmisión			
	a) Lubricar los cojinetes de los discos móviles		SE	

TABLA 4.4.1. (Continuación)

TARJETA DE SERVICIO				
EQUIPO: Bandas Motrices de Velocidad Variable				
No. de identificación	Servicio	Referencia	Frecuencia	Tiempo
	b) lubricar los cojinetes de la flecha de velocidad variable		TR	
	c) lubricar cojinetes de presión de la flecha de velocidad const.		TR	
	d) lubricar cojinetes del cuerpo del motor.		TR	
NOTA: Asegurese de utilizar el tipo de grasa recomendada por el fabricante. Después de lubricar remueva el exceso de grasa de poleas y bandas.				
EQUIPO: Acoplamiento				
1	Checar alineación			
2	Checar alineación de acoplamientos (met. borde recto)		SE	
3	Checar alineación de acoplamientos (met. indicador dial)		SE	
4	Cambio de aceite en los acoplamientos - fijos.		AN	
EQUIPO: Pernos de protección				
1	Engrasar las superficies de cizallamiento		ME	
2	Quitar pernos de protección		TR	
3	Checar inventario de repuesto		AN	

b.2.- Recursos materiales.

Para realizar las labores de reparación dentro de un programa de mantenimiento, es necesario contar con los recursos materiales siguientes:

Instrumentos	Herramientas	Artículos de aseo	Equipo
voltímetro de gancho	llaves	escoba	vehículo
megóhmetro	desarmadores	cepillo	compresor
tacómetro	extractores	jabón	soldadora
estetoscopio	limas	manguera	trípode con
termómetro	aceitera	pintura	cotalina
	engrasadora		taladro
	martillo		pitómetro,
	segueta,		etc.
	etc.		

Es importante contar, al menos, con un pequeño taller de mantenimiento donde se puedan realizar las actividades que no se pueden hacer en campo, como son, mesa de trabajo, prensa mecánica, horno de secado de motores, etc.

Si no se cuenta con el taller o ciertos trabajos no se pueden realizar internamente, se podrán dar a contratos externos de mantenimiento. También se deberá contar con un almacén de refacciones, de acuerdo a las recomendadas por el proveedor de equipo; de tal forma de no exceder una existencia máxima ni mínima.

b.3.- Suministros.

Para desarrollar las labores de mantenimiento, es indispensable contar con un suministro de repuestos y materiales rápido y seguro. Aunque ésta no es una actividad dentro del programa de mantenimiento, es muy importante que el encargado de mantenimiento proporcione al área de compras la información necesaria, para que la compra se efectúe de acuerdo a las especificaciones técnicas, evitando adquisiciones tardías y equivocadas.

4.4.2. Programa de mantenimiento preventivo

Las partes móviles de una máquina o equipo siempre requieren mantenimiento. El mantenimiento puede ser requerido para reemplazar o reparar partes rotas que no han sido lubricadas o ajustadas adecuadamente. Sin embargo, es mucho más fácil aplicar un mantenimiento preventivo, esto es, mantener las partes del equipo lubricadas y ajustadas en forma adecuada, para prevenir roturas o desgaste innecesario.

En esta sección del capítulo, se dará una idea de las actividades que deben realizarse para llevar a cabo un programa de mantenimiento preventivo de los principales componentes de los equipos sujetos a mantenimiento; asimismo, se darán algunas recomendaciones del mantenimiento de edificios, áreas verdes, tanques y estructuras.

4.4.2.1. Equipo mecánico

Un sistema de tratamiento de discos biológicos, tiene muy pocas partes móviles y por lo tanto el mantenimiento necesario será menor. Las cadenas y bandas motrices, coronas y flechas rotatorias deberán ser chequeadas y ejecutado el mantenimiento, de acuerdo a lo recomendado por el proveedor.

Como parte del programa de mantenimiento se incluirán algunas recomendaciones que deben ser seguidas cuando se arranca una planta de tratamiento nueva.

a.- Después de 8 horas de operación.

a.1.- Cheque nuevamente el ajuste de la tornillería de los cojinetes del sistema-motriz.

a.2.- Haga una inspección visual para determinar la posibilidad de algún rozamiento u obstrucción.

a.3.- Inspeccione la banda motriz.

b.- Después de 24 horas.

b.1.- Inspeccione las cadenas motrices.

c.- Después de 40 horas.

c.1.- Inspeccione las bandas y sistema motriz.

d.- Después de 100 horas.

d.1.- Cambie el aceite del reductor de velocidad.

d.2.- Limpie el tapón de purga magnético del reductor de velocidad.

d.3.- Cheque el ajuste del sistema motriz, cuidando que todos los tornillos estén perfectamente apretados y ajuste de los cojinetes.

d.4.- Cheque nuevamente la banda motriz.

e.- Después de 3 semanas de operación.

e.1.- Cambie el aceite de la caja de la cadena, teniendo cuidado de usar la cantidad y el recomendado por el fabricante.

En la Tabla 4.4.2 y 4.4.3. se da una guía de los posibles problemas que se pueden presentar, las causas probables y la solución recomendada.

Una vez que la planta de tratamiento está operando normalmente, se puede seguir el programa de mantenimiento establecido en la Tabla 4.4.4, para el principal equipo-mecánico de un sistema de discos biológicos.

4.4.2.2. Edificios y áreas libres.

El mantenimiento de edificios y áreas libres es otro programa que debe ser realizado sobre bases regulares. El mantenimiento de edificios incluye desde la pintura de los mismos, hasta el chequeo periódico de escaleras, andamios, pasarelas y plataformas y el alumbrado.

Como parte de este mantenimiento debe incluirse la limpieza y ordenamiento de los edificios. Las herramientas y equipo de la planta deberán ser conservados limpios y en el lugar adecuado. Los pisos, paredes y ventanas deben ser limpiados a intervalos regulares, para mantener una apariencia agradable.

El mantener los terrenos de la planta, tales como áreas libres y áreas pavimentadas, en forma limpia y ordenada, permite que la planta dé una imagen agradable, -- tanto a los operadores como a los visitantes. Lo anterior se puede lograr combinando áreas verdes con áreas pavimentadas.

TABLA 4.4.2. GUIA DE PROBLEMAS OPERACIONALES EN LA CADENA MOTRIZ

PROBLEMA	POSIBLE CAUSA	SOLUCION
1) Ruidos	1) Razonamientos 2) La cadena no se ajusta bien a la corona 3) Cadena floja 4) Falta de lubricación 5) Desalineación 6) Partes gastadas	1) Ajuste y alinie bien la cubierta y cadena 2) Reemplace con partes correctas 3) Mantenga siempre tensa la cadena 4) Lubrique adecuadamente 5) Corrija alineación 6) Cambie las piezas gastadas
2) Desgaste acelerado	1) Falta de lubricación 2) Partes sueltas o desalineadas	1) Lubrique adecuadamente 2) Ajuste y alinie el sistema motriz completo
3) Cadena saltada	1) La cadena no se ajusta a la corona 2) La cadena o corona está gastada 3) Cadena floja	1) Cambie cadena o corona 2) Cambie la cadena invierta o cambie la corona 3) Ajuste
4) Cadena demasiado rígida	1) Mala lubricación 2) Cadena enmohecida o corrida 3) Desalineación o mal ensamble 4) Cadena o corona gastadas	1) Lubrique adecuadamente 2) Limpie y lubrique 3) Corrija alineación y ensamble 4) Cambie cadena. Invierta o cambie corona
5) Roturas en la Cadena o corona	1) Golpes o sobrecargas 2) Tamaño equivocado de cadena y no se ajusta a la corona	1) Evite golpes y sobrecargas o aisle completamente 2) Cambie cadena o cambie corona

PROBLEMA	POSIBLE CAUSA	SOLUCION
1) Excesivo desgaste de los bordes	1) Desalineación a centros no rígidos 2) rebordes doblados	1) Cheque alineación y/o refuerce el montaje 2) Rectifique los bordes
2) Agrietamiento de las bandas de neopreno	1) Exposición a temperaturas bajas (-35°C)	1) Elimine las bajas temperaturas -- consulte a un fabricante para -- construcción de bandas adecuadas
3) Ablandamiento de la banda	1) Exposición a excesivo calor -- (93°C) y/o aceite	1) Elimine las altas temperaturas y la presencia de aceites o consulte a un fabricante
4) Los bordes de la banda no ajustan bien	1) Instalación incorrecta 2) Mala alineación	1) Corrija la instalación 2) Corrija la alineación
5) Demasiados ruidos	1) Desalineación 2) Banda demasiado tensa 3) Diámetro de polea menor	1) Corrija alineación 2) Reduzca tensión 3) incremente el diámetro de las poleas
6) Alargamiento aparente de la banda	1) El montaje no fue rígido	1) Tense de nuevo o refuerce el montaje
7) Rompimientos por tensión	1) Exceso de carga 2) Diámetro de polea menor	1) Incremente la capacidad de carga del sistema motriz 2) Incremente el diámetro de poleas

TABLA 4.4.4. PROGRAMA DE MANTENIMIENTO PREVENTIVO

A C T I V I D A D	F R E C U E N C I A					
	DIARIO	SEMANAL	MENSUAL	TRIMESTRAL	SEMESTRAL	ANUAL
(1) Cheque calentamientos en la flecha y cojinetes - cambie cojinetes cuando la temperatura sea mayor de 93°C	X					
(2) Escuchar si se presentan ruidos anormales en la flecha y cojinetes. Si es posible, identifique la causa y corrija si es necesario	X					
(3) Engrase los cojinetes de la flecha principal y sistema de motriz. Utilice los lubricantes recomendados por el fabricante. Agregue la cantidad necesaria, nunca en exceso		X				
(4) Inspeccione las cadenas motrices			X			
(5) Inspeccione los cojinetes de la flecha principal y sistema motriz			X			
(6) Aplique un recubrimiento de grasa a los extremos de la flecha principal, cojinetes y collarín			X			
(7) Cheque el ajuste y alineación de la cadena motriz				X		
(8) Cheque el ajuste y alineación de la banda motriz				X		
(9) Cambie el aceite de la caja de la cadena, use el recomendado por el fabricante				X		
(10) Cambie el aceite del reductor de velocidad y limpie el tapón de purga magnético					X	
(11) Cambie la grasa en los sellos del reductor de velocidad. Siga las instrucciones del fabricante						X
(12) Engrase los cojinetes del motor eléctrico (si es el caso), siga las instrucciones del fabricante						X

4.4.2.3 Tanques y estructuras

Programa inspecciones de tanques y estructuras durante períodos de bajo flujo. Cambie flujos para revisar tanques. Todas las superficies de metal que están en contacto con el agua residual y expuestas a gases del agua residual, deben estar adecuadamente protegidas con pintura especial. El recubrimiento debe realizarse cuando la inspección así lo indique. En superficies donde se haya caído la pintura protectora (por ejemplo en estructuras) hay que limpiar con chorro de arena (Sand - blast) o con cepillo de alambre, antes de aplicar alguna pintura.

La pintura para proteger tanques o estructuras generalmente es del tipo asfáltica. Este mantenimiento debe ser periódico. En áreas no muy severas una pintura plástica será suficiente. Vea al experto en pinturas.

CUIDADO: DRENADOS PERIODICOS, INSPECCIONES Y REPARACIONES DE TANQUES Y CANALES ES FUNDAMENTAL. UNA FALLA PRODUCIRA UNA PERTURBACION FUERTE DE OPERACION.- PROGRAME EL TIEMPO DE MANTENIMIENTO.

4.5. SEGURIDAD EN LA PLANTA

Todas las plantas de tratamiento, sin importar el tamaño, deberán contar con un programa que incluya los elementos básicos para la prevención de accidentes. Un programa de seguridad es una forma administrativa que trata de asignar responsabilidades para la prevención de accidentes y lograr en esta forma un mejor rendimiento en la planta. La seguridad de una planta debe ser incluido desde el diseño del proceso y dentro de cada operación de producción y mantenimiento.

La prevención de accidentes sólo se logra con un buen control del ambiente de trabajo y del cumplimiento del empleado. El jefe de la planta será el responsable de implementar el programa de seguridad, el cual debe asegurar las responsabilidades de supervisión, entrenamiento y deberá mantener las condiciones seguras de trabajo. El programa de seguridad también deberá incluir actividades de servicio médico y primeros auxilios, así como un registro de accidentes y la investigación de éstos.

4.5.1. Recomendaciones de seguridad

Cualquier equipo con partes móviles y eléctricas, deberá ser considerado potencialmente peligroso. Es muy importante que al parar un equipo el botón de arranque sea etiquetado, donde se diga el trabajo que se está realizando o el porqué del paro.

- a) Un equipo con movimiento lento, aparentemente no es peligroso, tal es el caso de un sistema de discos biológicos, donde la velocidad con que gira el medio es muy baja, sin embargo las partes móviles del equipo, como son, corona dentada, cadena, poleas de la banda y bandas, pueden causar serios accidentes si se meten las manos o brazos, por lo que los guardas de seguridad siempre deben estar colocados sobre estas partes del equipo.
- b) La instalación eléctrica debe ser revisada periódicamente para corregir fallas que pueden ser peligrosas, tales como conexiones flojas, cables pelados, etc.- Si es necesario pasar algún equipo para reparar estas fallas, no olvide poner una etiqueta de advertencia, como la que se muestra en la Figura 4.5.1.
- c) Se debe tener mucho cuidado cuando se trabaja en áreas resbalosas, pues cualquier falla puede ser motivo de un serio accidente. Los derrames de aceites, grasas deben ser limpiados inmediatamente. Si las cubiertas sobre los biod

PELIGRO

HOMBRE
TRABAJANDO
EN LA LINEA

NO CONECTE ESTE SWITCH
A MENOS QUE ESTA TARJETA
HAYA SIDO RETIRADA

FECHA DE PARO _____

Fig. 4.5.1 - ETIQUETA DE ADVERTENCIA

cos abarcan el suficiente espacio que cubran los posibles (andenes), la humedad que se condensa en las superficies de las cubiertas, puede crear espacios resbalosos.

- d) Siempre que se trabaje con aguas residuales se deberá tener cuidado por el contagio de infecciones y enfermedades, sobre todo si el agua es de origen doméstico. Después de realizar cualquier trabajo sobre algún equipo de la planta, es indispensable lavarse las manos, antes de fumar o comer. El operador deberá llevar, como regla general, una higiene personal estricta, para evitar su contagio y el de otras personas que convivan con él.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

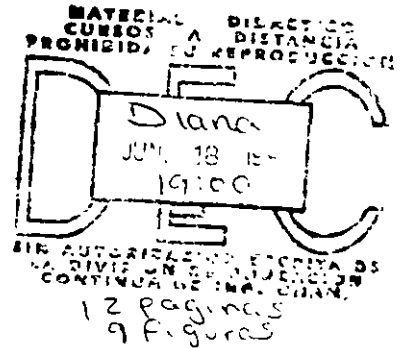
**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES, Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

FLOTACIÓN

M. en I. ENRIQUE GARDUÑO NAVARRO

FLOTACIÓN



1.0 INTRODUCCIÓN

1.1. Definición.

Flotación es una operación unitaria empleada en la separación de partículas sólidas o líquidas desde una fase líquida continua. Esta operación se logra por la introducción de burbujas muy pequeñas de aire en el fondo de un tanque que contiene el líquido a procesar. Al elevarse lentamente las burbujas se adhieren o son atrapadas por partículas sólidas suspendidas en el líquido. Las fuerzas de flotación creadas por las burbujas provocan que la materia suspendida se eleve a la superficie del líquido donde se remueve por un proceso de desnatado.

1.2. Tipos de flotación

- (a) Flotación por espumación. Esta operación es utilizada ampliamente en la industria procesadora de minerales. Se hace mediante la introducción de aire atmosférico a presión cerca del fondo de un tanque que contiene el líquido a procesar. La instalación de mezcladores mecánicos crean una fuerte agitación en el tanque. Introduciendo soluciones químicas apropiadas, la espumación generada por el mezclado produce la separación deseada de minerales. Este tipo de flotación no se analizará en este curso.
- (b) Flotación por aire disuelto. Esta operación se basa en el transporte de un gas desde su estado disuelto a uno liberado debido a una rápida reducción de la presión en un líquido presurizado. Las pequeñas burbujas producidas se adhieren a partículas suspendidas en el líquido elevándose lentamente a la superficie. Este tipo de flotación será analizado en este tema.

1.3. Mecanismos de flotación

El contacto de las burbujas con la materia suspendida básicamente se logra de dos maneras:

- (a) Entrampamiento. Cuando la burbuja es físicamente capturada por la estructura de un flóculo. De hecho, se agregan productos químicos en el influente para crear un flóculo y lograr tal entrampamiento. Se utilizan sulfato de aluminio, cloruro férrico, sílice activada, etc.

FLOTACIÓN

1.0 INTRODUCCIÓN

1.1. Definición.

Flotación es una operación unitaria empleada en la separación de partículas sólidas o líquidas desde una fase líquida continua. Esta operación se logra por la introducción de burbujas muy pequeñas de aire en el fondo de un tanque que contiene el líquido a procesar. Al elevarse lentamente las burbujas se adhieren o son entrampadas por partículas sólidas suspendidas en el líquido. Las fuerzas de flotación creadas por las burbujas provocan que la materia suspendida se eleve a la superficie del líquido donde se remueve por un proceso de desnatado.

1.2. Tipos de flotación

- (a) Flotación por espumación. Esta operación es utilizada ampliamente en la industria procesadora de minerales. Se hace mediante la introducción de aire atmosférico a presión cerca del fondo de un tanque que contiene el líquido a procesar. La instalación de mezcladores mecánicos crean una fuerte agitación en el tanque. Introduciendo soluciones químicas apropiadas, la espumación generada por el mezclado produce la separación deseada de minerales. Este tipo de flotación no se analizará en este curso.
- (b) Flotación por aire disuelto. Esta operación se basa en el transporte de un gas desde su estado disuelto a uno liberado debido a una rápida reducción de la presión en un líquido presurizado. Las pequeñas burbujas producidas se adhieren a partículas suspendidas en el líquido elevándose lentamente a la superficie. Este tipo de flotación será analizado en este tema.

1.3. Mecanismos de flotación

El contacto de las burbujas con la materia suspendida básicamente se logra de dos maneras:

- (a) Entrampamiento. Cuando la burbuja es físicamente capturada por la estructura de un flóculo. De hecho, se agregan productos químicos en el influente para crear un flóculo y lograr tal entrampamiento. Se utilizan sulfato de aluminio, cloruro férrico, sílice activada, etc.

- (b) Adhesión. Esta clase de contacto se debe a las fuerzas de tensión interfacial y es fundamentalmente un problema de química de superficie. Ocurre más en la flotación por espumación.

1.4. Métodos de reducción de la presión

(a) Flotación por vacío. En este proceso el tanque de flotación está cubierto manteniéndose un vacío sobre la superficie del líquido. El influente, a presión atmosférica, se introduce en el fondo del tanque. A medida que el líquido entra en el tanque la presión se reduce súbitamente provocando la liberación de burbujas de aire. El proceso tiene algunas desventajas: el tanque debe estar absolutamente cerrado para mantener al vacío y la presión está limitada a la teórica máxima de una atmósfera. Las instalaciones operan aproximadamente a 25 cm. de columna de mercurio, de presión manométrica

(b) Flotación presurizada. En este proceso el tanque de flotación está expuesto a la atmósfera. El influente con presión de tres a cinco atmósferas mantenida con la bomba, pasa a través de una válvula reductora de presión inmediatamente aguas arriba del tanque. La reducción de presión genera las burbujas de aire. Este método de operación es mejor que el de vacío.

Prácticamente en todos los casos el gas que se utiliza para producir las burbujas es aire.

Las formas de los tanques de flotación pueden ser rectangulares o circulares. Ver. Figuras 1 y 2.

1.5. Métodos de operación

- (a) Influyente presurizado (Fig. 3). En este método todo o una parte del influente se presuriza y satura con aire. La ventaja de este método es que el gasto a través del tanque de flotación es el mismo que el del influente. Esto es, no se recircula líquido. Esto permite dimensiones mínimas para el tanque de flotación. Sin embargo, hay algunas desventajas. Si todo o parte del influente se presuriza, el flóculo creado por la introducción de productos químicos se puede destrozarse a medida que el líquido pasa a través de la bomba. También, si el aire se inyecta en agua cruda se tiene una disolución considerablemente menor que cuando el aire se inyecta en un efluente relativamente limpio.

- (b) Efluente presurizado (fig. 4). Si una fracción del efluente del tanque de flotación se recicla, presuriza y se satura con aire, se evitan las desventajas mencionadas en el inciso (a) anterior. Sin embargo, el gasto a través del tanque de flotación es mayor incrementándose por lo tanto el tamaño del tanque. Aun así, se considera que éste método de operación es mejor que el de presurización del influente.

1.6 Consideraciones para el diseño.

- (a) Aplicación de productos químicos. De las pruebas previas que se hagan puede resultar que se necesite aplicar un coagulante para desarrollar los flóculos y controlar el pH, para lo cual es necesario instalar un tanque mezclador aguas arriba del tanque de flotación.

- (b) Inyección de aire. No hay un acuerdo generalizado acerca del punto donde el aire debe inyectarse. Si es en la succión de la bomba, se requerirá una presión mínima.

También la bomba acelerará el proceso de saturación diluyendo el aire que pasa a través del impulsor. La desventaja es que la mezcla agua-aire a través de la bomba reduce su eficiencia y los costos de energía llegan a ser más altos. La inyección del aire en la descarga de la bomba elimina ésta desventaja pero, en este caso, la energía se requiere para la inyección. Aunque la localización del punto de inyección de aire no es totalmente fundamental, parece preferible tenerla del lado de la succión de la bomba.

- (c) Bomba de presurización. Normalmente se usan bombas centrífugas. Las presiones de operación se encuentran en el rango de 3 a 5 atmósferas.

- (d) Tanque de saturación. El proceso de disolución del aire en el agua no se logra instantáneamente. Por lo tanto, se debe incluir en el sistema un tanque de homogenización del aire para un tiempo de residencia de uno a dos minutos.

- (e) Válvula aliviadora de presión. Esta válvula es un componente vital de la

instalación. Se debe localizar entre el tanque de saturación y el de flotación, y deberá poder operarse manual o automáticamente para lograr la reducción deseada de presión. Las burbujas que se crean por el cambio súbito de presión tienen diámetros entre 0.03 y 0.015 mm.

(f) Tanque de flotación. El tiempo de retención es de 20 a 30 minutos para el proceso de clarificación; mientras que para el proceso de espesamiento se especifica de 100 a 120 minutos. Dependiendo del desecho por tratar en particular, las cargas superficiales están en el ámbito de 86 a 230 m³/m² - día. De esta manera, una carga de 115 m³/m² - día y un tiempo de retención de 25 minutos requiere una profundidad de 2 metros.

Para remover la nata de la superficie del tanque se requiere equipo mecánico. Asimismo, se instalan rastras para remover los depósitos del fondo. El efluente del tanque se extrae de la región más baja del tanque.

2.0 ANALISIS

Como se puede ver en el tema de sedimentación, el proceso de flotación puede describirse, en muchos casos, por la ecuación o Ley de Stokes, aunque se requiere aun más investigación para aplicarla en la solución de problemas prácticos.

Para analizar este fenómeno de naturaleza físico - química, estableceremos las siguientes condiciones (ver diagrama de definiciones) :

Diámetro de la burbuja de gas	D
Velocidad de ascenso de la burbuja	V
Viscosidad del gas	μ'
Peso específico del gas	γ'
Viscosidad del líquido	μ
Peso específico del líquido	γ
Densidad de masa del gas	$\rho' = \frac{\gamma'}{g}$
Densidad de masa del líquido	$\rho = \frac{\gamma}{g}$
Fuerza de flotación	$F = \frac{\pi D^3}{6}$

Fuerza debida al peso de la burbuja

$$\gamma' = \frac{\pi D^3}{6}$$

Fuerza de arrastre o de fricción

$$3\pi\mu v D$$

Para $NR \leq 1.0$, se tiene :

$$v = \frac{g(\rho - \rho')D^2}{18\mu} \dots\dots\dots \text{Ley de Stokes (1)}$$

Teóricamente, la ec. de Stokes es aplicable solo cuando la partícula es un sólido. Cuando la partícula es un gas, por ejemplo aire, puede ocurrir una circulación interna en la burbuja. De acuerdo a esto, Landau y Lifschitz establecieron una ecuación más general a partir de la Ley de Stokes.

$$v = \frac{g(\rho - \rho')D^2(3\mu + 3\mu')}{18\mu(2\mu + 3\mu')} \dots\dots\dots (2)$$

Si μ'/μ es muy grande la ecuación (2) se transforma en la (1). Pero si μ'/μ es muy pequeña, entonces la ec. (2) es similar a la (1) solo que en el denominador se reemplaza el número 18 por el 12. En este caso la velocidad se incrementa en 50%.

Este resultado teórico se basa en la consideración de que se tiene un líquido totalmente puro. Valentín sugiere que las impurezas que contienen las aguas residuales evitan la circulación interna y por tanto la burbuja de aire se puede comportar como una partícula sólida. Otros experimentos, han confirmado que una burbuja de aire obedece la Ley de Stokes, en aguas residuales, cuando el número de Reynolds es pequeño.

Para grandes valores del número de Reynolds, la ecuación es:

$$v = \sqrt{\frac{4g(\rho - \rho')D}{3C_D\rho}} \dots\dots\dots (3)$$

donde

C_D Es un coeficiente de arrastre o fricción

2.1 Ley de Henry

Establece que la cantidad que puede disolverse de un gas en un líquido, es directamente proporcional a la presión parcial que el gas ejerza en el líquido.

$$P = K_H * X \dots\dots\dots(4)$$

donde

P Es la presión parcial, en atm.

X Es la fracción molar del gas disuelto en el líquido.

K_H Es la constante de Henry. El valor depende del tipo de gas y de la temperatura.

Para el aire:

T, °C	0	10	20	30	40
K_H , (Atm/frac.molar)	43,200	54,900	66,400	77,100	87,000

Composición del aire seco al nivel del mar:

Componente	Porcentaje en volumen	Peso Molecular
Nitrógeno	78.08	32
Oxígeno	20.95	16
Argón	0.93	
Bióxido de carbono	0.03	44
Otros	0.01	
Total	100.00	28.966

2.2 Balance de masa

Se analizará el sistema de flotación por presurización del efluente. Como se muestra en la figura 6.

El peso de sólidos suspendidos que entra al sistema por unidad de tiempo:

$$w \left[\frac{\text{grsólidos}}{\text{seg}} \right] = C \left[\frac{\text{grsólidos}}{\text{grlíquidos}} \right] \times \gamma \left[\frac{\text{grlíquido}}{\text{cm}^3} \right] \times Q \left[\frac{\text{cm}^3}{\text{seg}} \right] \dots\dots\dots (5)$$

Por otra parte de la ec. (4),

$$X = \frac{P}{K_H} \dots\dots\dots(6)$$

Donde X, es el número de moles de aire por mole de agua o peso del aire por peso del agua.

$$X = \frac{29 * P}{18K_H} \dots\dots\dots(7)$$

Para cualquier otro sistema gas - líquido, se emplea la ecuación general :

$$X = \frac{Pm_G}{K_H m_l} \dots\dots\dots (8)$$

Donde m_g y m_l son los pesos moleculares del gas y el líquido, respectivamente.

De acuerdo con esto, la cantidad de gas que se inyecta es :

$$W_G = \left[\frac{\text{grgas}}{\text{seg}} \right] = \frac{p_1}{k_H} \frac{m_G}{m_l} \left[\frac{\text{grgas}}{\text{grlíquido}} \right] * \gamma \left[\frac{\text{grlíquido}}{\text{cm}^3} \right] Q_R \left[\frac{\text{cm}^3}{\text{seg}} \right] \dots\dots\dots (9)$$

Donde:

Q_R Es el gasto de recirculación, y

p₁ Es la presión de descarga de la bomba, en atm..

Como hay un represionamiento en el sistema debido a la presión atmosférica y a la carga hidrostática del tanque de flotación, no todo el gas disuelto está disponible para liberarse. Por lo tanto, se reemplaza p_1 por $(p_1 - p_2)$ en la ec. (9), obteniéndose:

$$W_G = \frac{p_1 - p_2}{K_H} \frac{M_G}{m_l} \gamma Q_R \dots\dots\dots(10)$$

Donde p_2 es la presión aguas abajo de la válvula aliviadora, en atmósferas:

$$r = \frac{W_G}{W_1} = \frac{(P_1 - P_2) m_G}{K_H C_1} \frac{Q_r}{m_l W_1} \dots\dots\dots(11)$$

2.3. Cargas superficiales o tasas de derrame.

En el sistema de flotación por aire presurizado es difícil establecer con precisión cuál es el diámetro y la densidad de un flóculo en el cual se adhieren algunas burbujas de aire. Asimismo es difícil determinar la viscosidad y densidad de la fase líquida que se altera significativamente por la presencia de una fase dispersa compleja. Por todo esto, es necesario llevar a cabo pruebas experimentales a nivel laboratorio o de planta piloto para determinar la tasa de ascenso de un desecho en particular a tratar. En la tabla 1 aparece información al respecto.

2.4. Eficiencias de operación

En la tabla 2 se presenta información sobre eficiencias de remoción de sólidos suspendidos y de Demanda Bioquímica de Oxígeno, para diversos tipos de desechos.

2.5. Aplicación

El desecho líquido de una refinería de petróleo se va a tratar con un sistema de flotación con aire disuelto. Se realizó un experimento en una planta piloto que proporcionó suficiente información para proceder con el diseño del prototipo.

(a) Condiciones de las pruebas a nivel piloto

Temperatura del agua residual $T = 15\text{ }^{\circ}\text{C}$,
 Caudal a tratar $Q_1 = 189\text{ lpm}$,
 Concentración de Sól. Susp. en el influente $C_1 = 500\text{ ppm de S. S.}$
 Presión atmosférica : 1.033 kg/cm^2
 $P_1 = 3.8665\text{ kg/cm}^2$
 $P_1\text{ (absoluta)} = 4.995\text{ kg/cm}^2\text{ (4.743 atm)}$
 $P_2 = \gamma l = 999.12 * 1.2 = 1198.94\text{ kg/m}^2 = 0.12\text{ kg/cm}^2$
 $P_2\text{ (absoluta)} = 0.12 + 1.033 = 1.153\text{ kg/cm}^2 = 1.12\text{ atm}$
 $K_H = 60,650\text{ atm/frac. molar. } m_G = 29, m_L = 18$

$$r = \frac{W_G}{W_L} = \frac{(4.743 - 1.12)}{(60650)(500 * 10^{-6})} * \frac{29}{18} * \frac{Q_R}{189}$$

$$r = 0.001018 Q_R$$

Datos experimentales

Q_R , lpm	C_2 , ppm	C_2 , % en peso	r
19	82	1.8	0.019
38	45	2.2	0.039
57	34	2.5	0.058
76	28	2.5	0.071
95	25	2.6	0.097
114	24	2.6	0.116
133	22	2.7	0.135
152	21	2.7	0.155

La representación gráfica de r versus C_2 se muestra en la fig. 9. Se observa que para valores de r mayores de 0.1 la concentración del efluente no decrece substancialmente, por lo que se recomienda emplear el valor de $r = 0.1$ para el diseño del prototipo.

De la tabla previa, interpolando, se ve que este valor corresponde a $Q_R = 98$ lpm. por lo tanto, se requerirá circular el 52 % del efluente. En estas condiciones el gasto del influente al tanque de flotación es de 287 lpm.

Para $r = 0.1$, la concentración de sólidos en las natas, es de 2.64 por ciento en peso.

Balance de masa :

$$W_1 = W_2 + W_s \dots\dots\dots(12)$$

ó sea :

$$C_1 \gamma Q_1 = C_2 \gamma (Q_2 - Q_s) + C_s \gamma_s Q_s \dots\dots\dots(13)$$

Considerando que $Q_2 \approx Q_1$, y que $\gamma_s \approx \gamma_1$ se tiene :

$$Q_s = Q_1 (C_1 - C_2) / C_s \dots\dots\dots(14)$$

Sustituyendo valores:

$$Q_s = 189(500-25)/(26400) = 3.41 \text{ lpm}$$

Por lo tanto, el gasto efluente real es aproximadamente 186 lpm

(b) Diseño del sistema Prototipo

Condiciones:

Gasto influente	$Q_1 = 100$ lps
Sólidos Suspendidos en el influente	$C_1 = 400$ ppm
Temperatura	30°C
Relación aire : sólidos	$r = 0.1$
Gasto efluente a recircular	$Q_R = 52$ lps
Carga superficial	$v = 175 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$

(i) Tanque de flotación

$$A_s = \frac{Q_i + Q_R}{V} = \frac{0.1 + 0.052}{0.00202} = 75.25m$$

Con sección rectangular:

Si $L/B = 5$, $A_s = 5B^2 = 75.25m^2$

$B = 3.88$ m, $L = 19.40$ m y entonces $A_s = 75.27m^2$

Con un tiempo de retención de 20 minutos:

Volumen : $0.152m^3/s \times 1200seg. = 182.4m^3$

Tirante : $z = 182.4m^3 / 75.27 m^2 = 2.42.m$

Se deja $z = 2.5$ m

Con sección circular :

$\pi R^2 = \pi D^2 / 4 = 0.7854D^2 = 75.25m^2$; $D^2 = 75.25 / 0.7854 = 95.81$; $D = 9.788$ m

$D = 9.79m$; Se deja $D = 10$ m; con lo que: $A_s = 78.54m^2$ y así: $Z = 2.32$ m

Se deja $Z = 2.5$ m

(ii) Tanque de saturación de aire.

Tiempo de contacto: 2 minutos

Volumen : $Q_R, t_c = 0.052 \times 120 = 6.24m^3$

Se recomienda si $Z = 4D$; $V = \pi D^2 \times z / 4 = \pi D^3 = 6.24$

$D = 1.26$ m, $z = 5.04$ m

Se deja $D = 1.3$ m, y $z = 5.0$ m

(iii) Comportamiento esperado del sistema

De acuerdo con los resultados de la prueba piloto se puede esperar lo siguiente:

$C_2 = 25$ ppm, $C_s = 2.6$ %

Gasto de agua que se pierde con la nata o espuma:

$Q_s = Q_1(C_1 - C_2) / C_s$

$Q_s = 0.1(400 - 25) / 26000 = 0.00144 m^3 / seg = (1.5$ lps)

(iv) Condiciones de presión

K_H a 30°C, : 77,100 atm/frac. molar

$$P_2 = P_{atm} + \gamma Z = 10,330 + 1000 \times 2.5 = 1230 \text{ kg/m}^2$$

$$P_2 = 1.242 \text{ atm}, \quad m_G = 29, m_L = 18$$

Con la ec. (11):

$$0.1 = \frac{(P_1 - 1.24)(29)(0.052)}{(77,100)(400 \cdot 10^{-6})(18)(0.1)}$$

$$P_1 = 4.92 \text{ atm}$$

$$P_1 = 4.92 \cdot 10330 = 50824 \text{ kg/m}^2 \text{ (abs)} = 5.08 \text{ kg/cm}^2$$

(v) Bombeo

$$\text{Potencia} = Q_R (P_1 - P_0) / 76$$

$$\text{Potencia} = 0.052 (50,824 - 10330) / 76 = 27.71 \text{ HP}$$

Seleccionando un equipo con 75% de eficiencia: $27.71 / 0.75 = 36.946$

Pot = 36.95 HP; por tanto se selecciona un motor de 40 HP

(vi) Requisitos de aire

De la ec (10):

$$W_G = (4.92 - 1.24) / 77,100 \times 29 / 18 \times 1000 \times 0.052$$

$$W_G = 0.004 \text{ kg/seg}$$

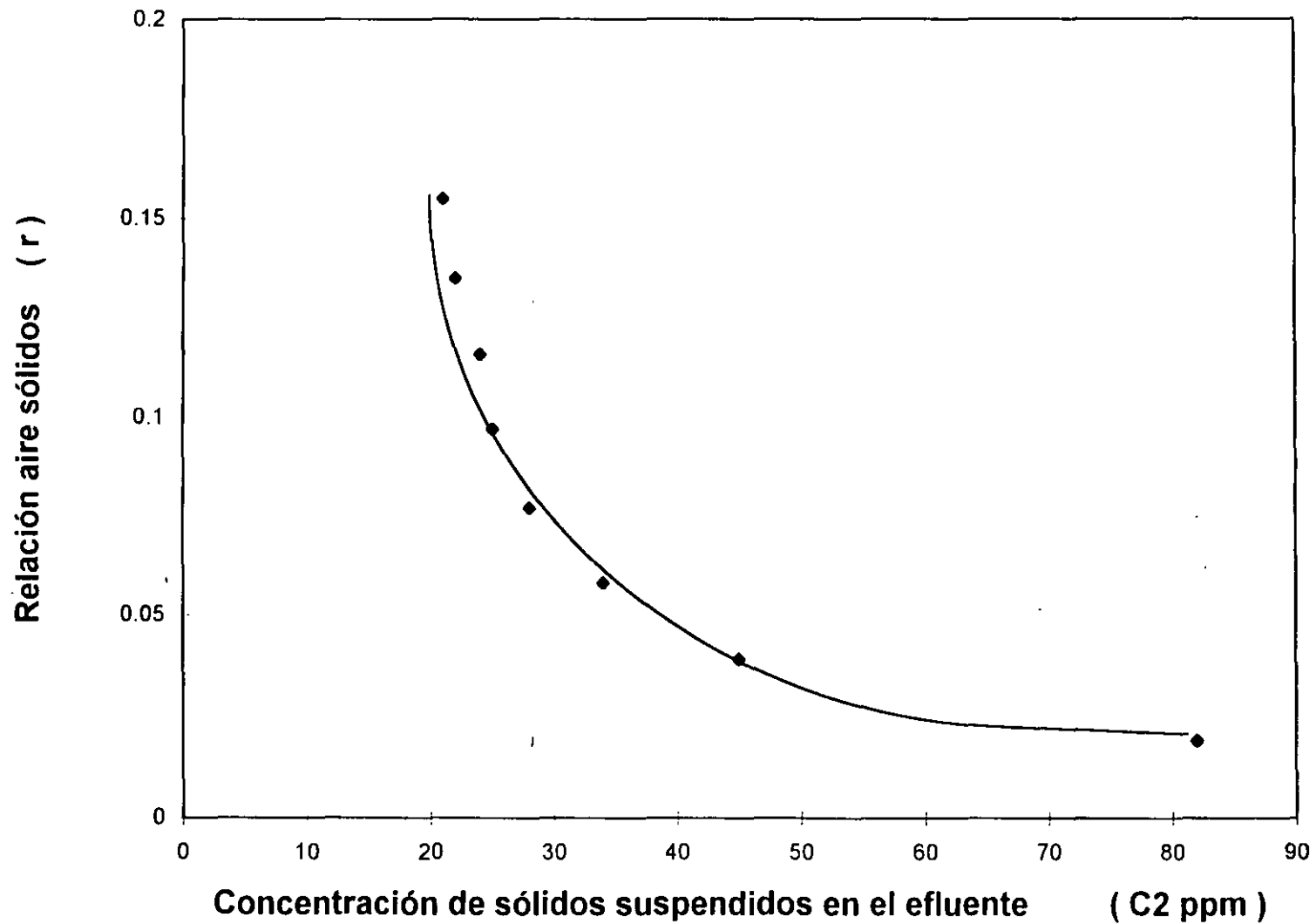
Si $\gamma' = 1.2 \text{ kg/m}^3$, entonces: $Q_G = W_G / \gamma' = 0.004 / 1.2 = 0.00333 \text{ m}^3 / \text{s}$, es decir:

$$\underline{Q_G = 200 \text{ lpm.}}$$

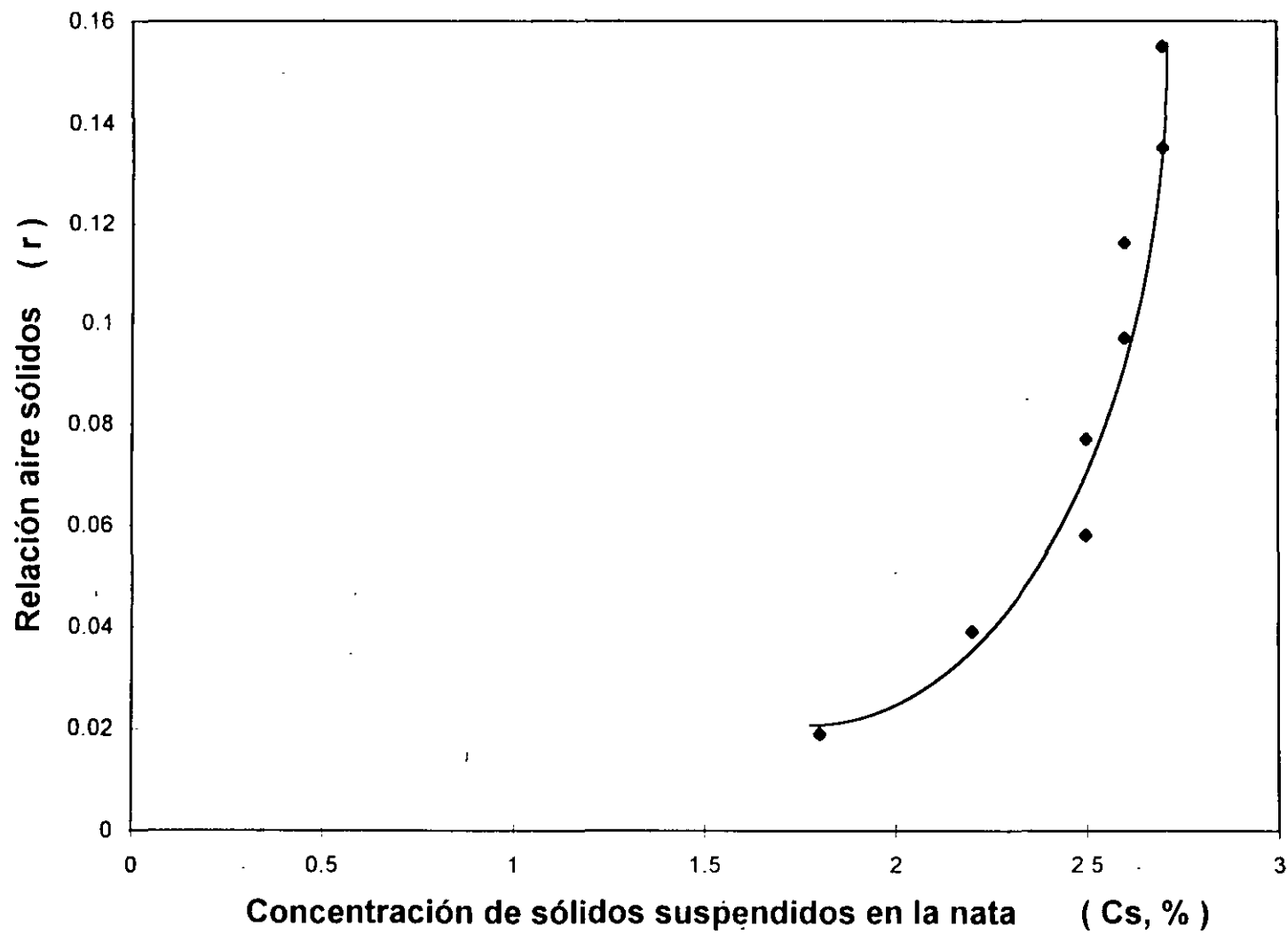
REFERENCIAS.

1. Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering, McGraw Hill Book Co., New York, 1972.
2. Eckenfelder, W.W. Jr., Water Quality Engineering for practicing Engineers, Barnes and Noble, New York, 1970
3. Eckenfelder, W.W. Jr. And D.L. Ford, Water Pollution Control, The Pemberton Press, Jenkins Publishing Co., Austin y New York, 1970.
4. Ramalho, R.S., Introduction to Wastewater Treatment Processes, Academic Press, New York, 1977.
5. Nemerow, N.L., Liquid Waste of Industry, Theories, Practices and Treatment, Adison - Wesley Publishing Co., Reading Mass. 1971.

GRÁFICA DE RELACIÓN AIRE-SÓLIDOS VS. CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS EN EL EFLUENTE



GRÁFICA DE RELACIÓN AIRE-SÓLIDOS VS. CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS EN LAS ESPUMAS.



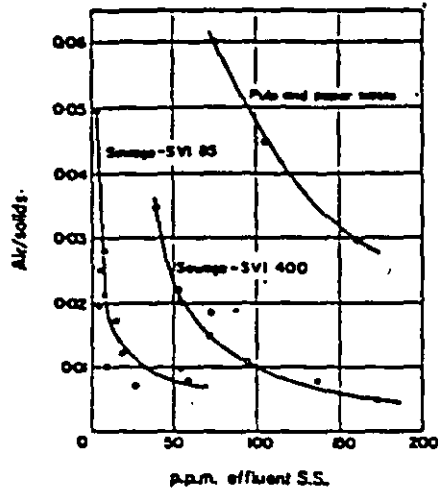


Fig. 7. Air-to-solids, r , vs. concentration of suspended solids in effluent, C_2 .
Reference: Eckenfelder and O'Connor

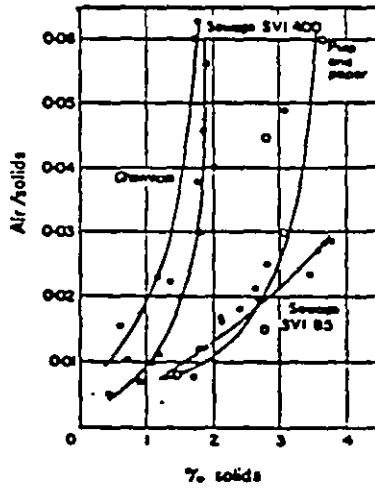
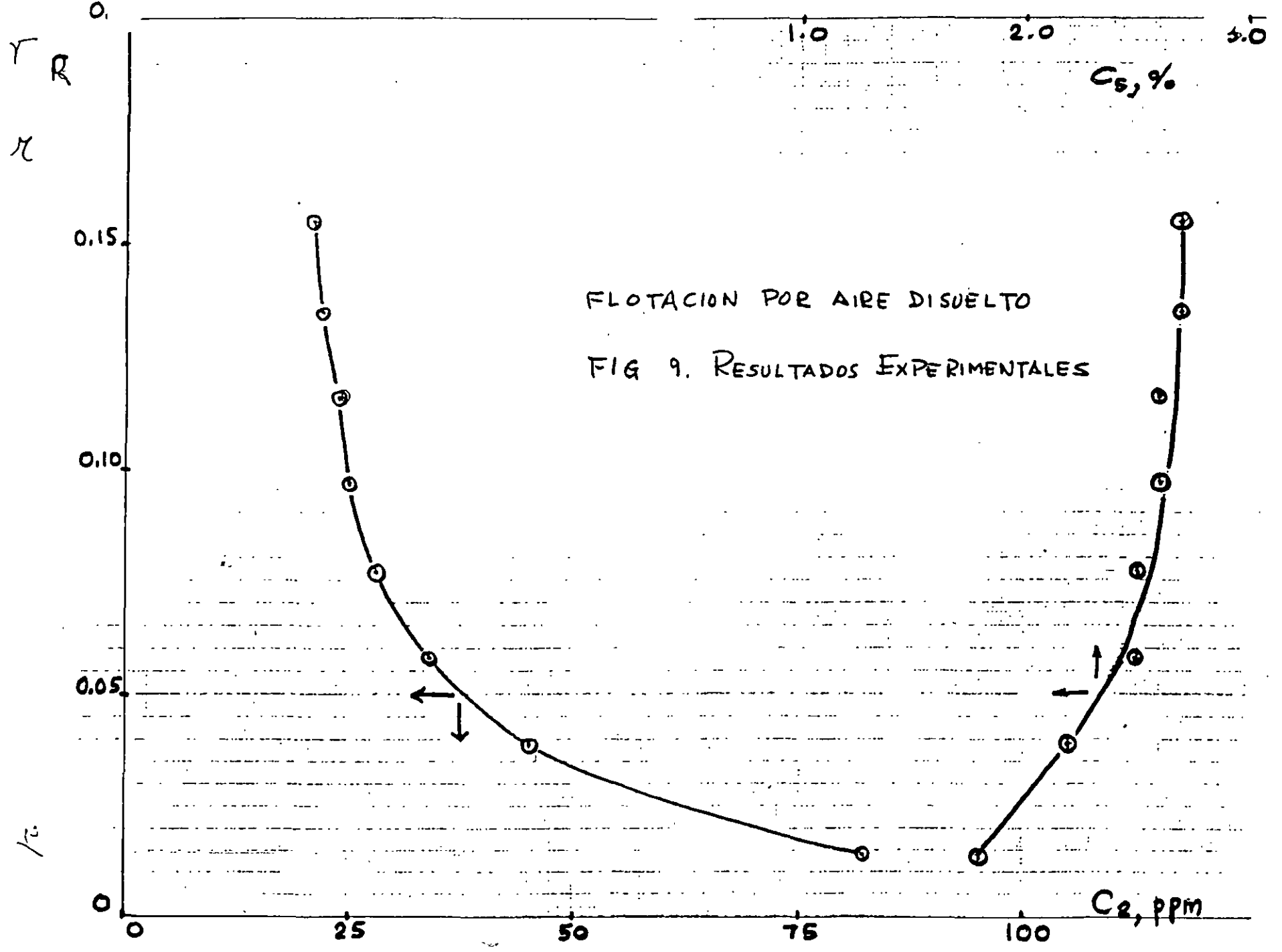


Fig. 8. Air-to-solids, r , vs. concentration of solids in scum, C_8 .



FLOTACION POR AIRE DISUELTO

FIG 9. RESULTADOS EXPERIMENTALES



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES, Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

IGUALACIÓN

**M. en I. BALTAZAR LUCERO RAMÍREZ
M. en I. EDUARDO VEGA GOZÁLEZ**

IGUALACION

Las plantas de tratamiento son diseñadas considerando que tanto el gasto como las concentraciones de contaminantes son constantes, sin embargo, existen variaciones en estos parámetros que influyen negativamente en las eficiencias de los diversos procesos. La uniformización del flujo (igualación o regularización) y de las concentraciones (homogenización), se usa para corregir estas variaciones.

La utilización de tanques de igualación después del tratamiento preliminar (cribado y remoción de arenas) permite la amortiguación de las variaciones de flujo y proporciona un caudal relativamente constante a los procesos y operaciones subsecuentes del sistema mejorando el grado de tratamiento.

Cabe mencionar que la igualación, no solamente amortigua las variaciones diarias de flujo sino también la variación en las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Sólidos Suspendidos durante el día. Además, puede mejorar significativamente el funcionamiento de las plantas existentes y cuando se trate de diseñar una nuevo sistema se reducirá el tamaño de las unidades de tratamiento aguas abajo a ese punto.

Esta operación, se puede utilizar durante la época de secas cuando existen sistemas de recolección de aguas residuales separados o bien en época de lluvias (períodos de tormentas) cuando existen sistemas de recolección combinados.

LOCALIZACION

Los tanques de igualación pueden localizarse ya sea en la línea del tratamiento (in line) o en paralelo, fuera de ella (side line). En la Figura 1 se presentan ambos tipos de localización.

En el primer caso, el tanque recibe el total del gasto de entrada y se bombea mediante un caudal constante a las demás unidades de tratamiento. En los tanques construidos fuera de la línea de tratamiento, el flujo excedente al caudal promedio diario, se canaliza a éste tanque a través de una estructura derivadora. Cuando el caudal del influente es menor al promedio diario se tendrá que bombear agua desde este punto a las unidades de tratamiento subsecuentes.

El sistema colocado en línea, generalmente proporciona mayor amortiguamiento respecto a las concentraciones de DBO y SS que el sistema colocado en paralelo.

El tanque de igualación tendrá fluctuación en el nivel de agua por lo que será necesario instalar equipos mecánicos de aeración para mantener mezclados los sólidos en suspensión y preservarlos en condiciones aerobias.

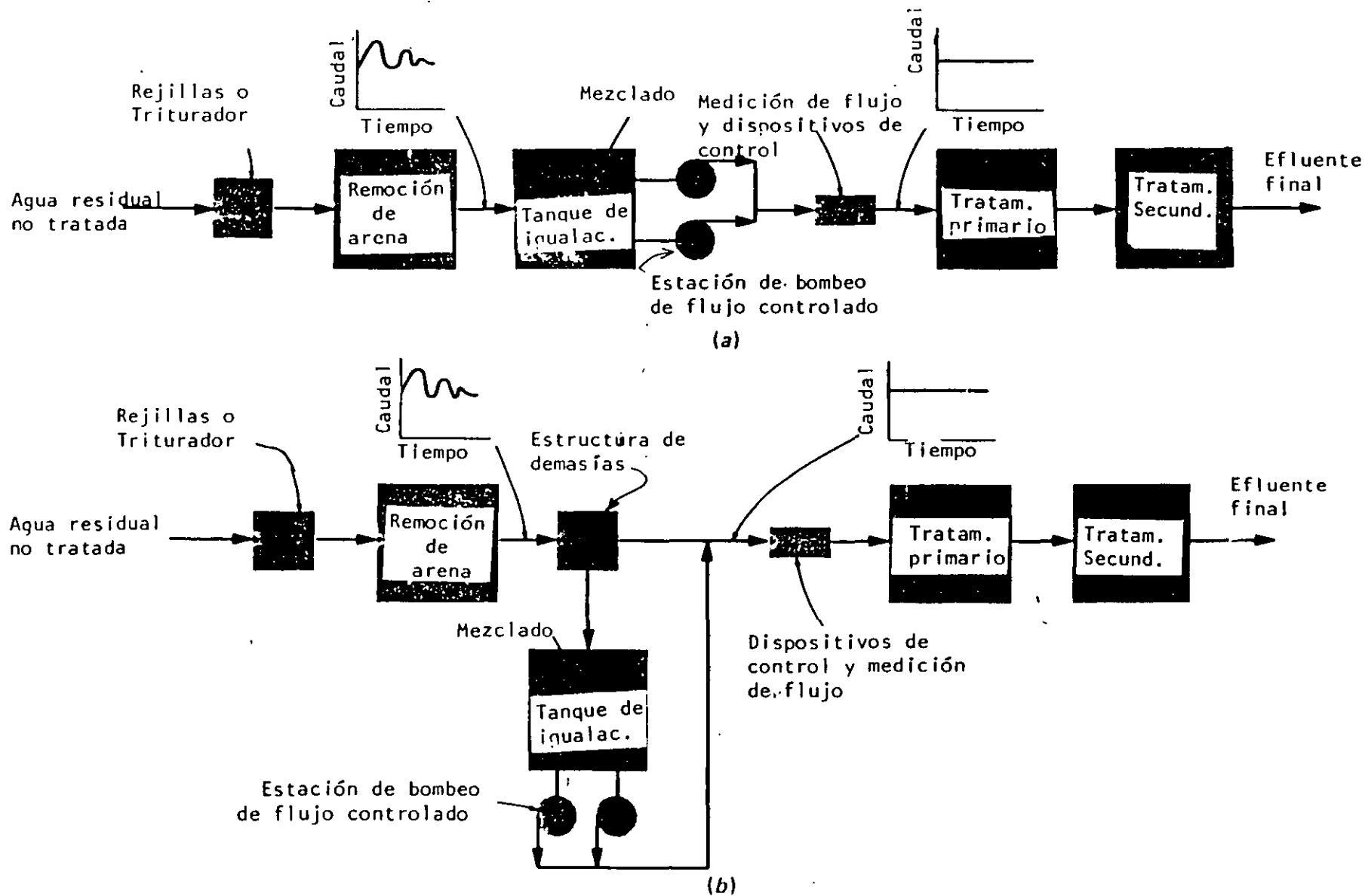


Figura 1 Diagrama típico de una planta de tratamiento de aguas residuales con igualación de flujo (a) en línea, (b) fuera de la línea .

VOLUMEN

El volumen requerido para la igualación del caudal se determina mediante la utilización de una curva de masas, en la cual, se grafica el volumen acumulado del caudal del influente respecto a las diferentes horas del día. En la Figura 2 aparecen curvas de masa para la determinación del volumen de igualación requerido para dos patrones típicos de flujo.

Para determinar el volumen, se traza una línea tangente a la curva de masas del influente en forma paralela a la línea que representa el flujo promedio diario. Por tanto, el volumen requerido es igual a la distancia vertical desde el punto de tangencia a la línea recta que representa el flujo promedio diario. En caso de que la curva de masas vaya por arriba de la línea del flujo promedio se deberán trazar dos líneas paralelas a la línea del flujo promedio y tangentes a los extremos de la curva de masas del influente. Ver Figura 2 (b). En este caso, el volumen requerido es igual a la distancia vertical entre las dos líneas.

En la práctica, el volumen del tanque de igualación se incrementa de un 10 a un 20 por ciento respecto al calculado en la teoría para prever incrementos de flujo, espacio libre en los bordes, etc.

EJEMPLO

Utilizando los datos que aparecen en la Tabla 1, determine: 1) el volumen de almacenamiento requerido para la igualación del caudal, y 2) el efecto de la igualación en la carga de la DBO.

1. Determinar el volumen requerido del tanque de igualación

a) La primera etapa consiste en desarrollar la curva acumulada de masas del caudal de aguas residuales. Esto se realiza convirtiendo el caudal promedio durante cada intervalo de una hora a volumen en metros cúbicos, utilizando la siguiente expresión y posteriormente sumando en forma acumulada los volúmenes de cada hora.

$$\text{Volumen, m}^3 = \left(q_i, \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right) \left(3600 \frac{\text{s}}{\text{h}} \right) (1.0 \text{ h})$$

Por ejemplo, para los tres primeros intervalos mostrados en la Tabla 1, los volúmenes horarios correspondientes son:

$$\begin{aligned} V_{m-1} &= (0.275 \text{ m}^3/\text{s})(3600 \text{ s/h})(1.0 \text{ h}) \\ &= 990 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Para el intervalo 1 - 2:

$$\begin{aligned} V_{1-2} &= (0.220 \text{ m}^3/\text{s})(3600 \text{ s/h})(1.0 \text{ h}) \\ &= 792 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

El flujo acumulado, expresado en metros cúbicos al final de cada intervalo se determina como sigue:

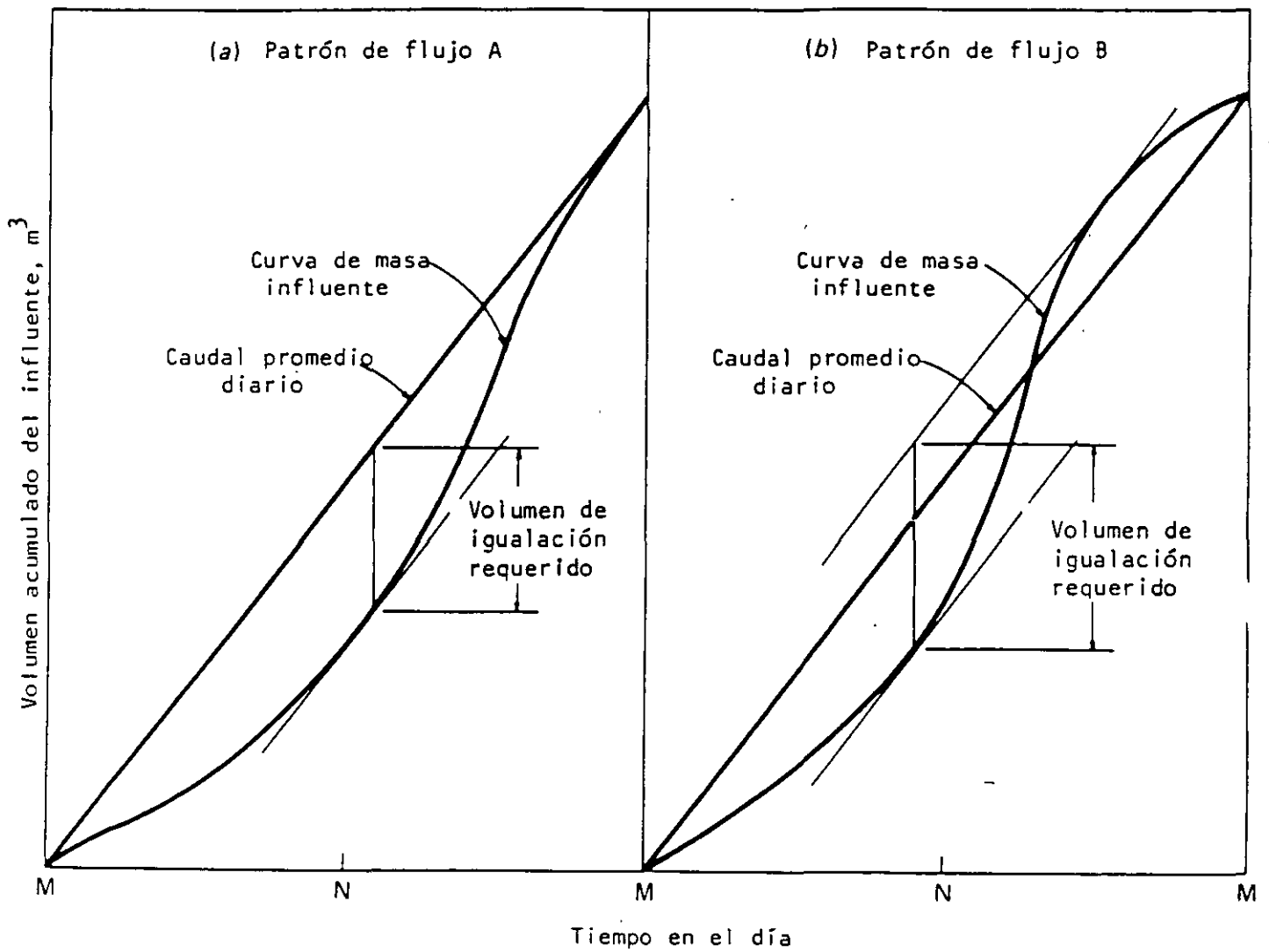


Figura 2 Curvas de masa para la determinación del volumen de igualación requerido para dos patrones típicos de flujo

Intervalo	Caudal promedio durante el intervalo, m ³ /s	Concentración promedio de DBO en el interv., mg/L	Volumen acumulado de flujo al final del int. m ³	Carga de DBO durante el intervalo, kg/h
M-1	0.275	150	990	149
1-2	0.220	115	1,782	91
2-3	0.165	75	2,376	45
3-4	0.130	50	2,844	23
4-5	0.105	45	3,222	17
5-6	0.100	60	3,582	22
6-7	0.120	90	4,014	39
7-8	0.205	130	4,752	96
8-9	0.355	175	5,030	223
9-10	0.410	200	7,506	295
10-11	0.425	215	9,036	329
11-N	0.430	220	10,584	341
N-1	0.425	220	12,114	337
1-2	0.405	210	13,572	306
2-3	0.385	200	14,958	277
3-4	0.350	190	16,218	239
4-5	0.325	180	17,388	211
5-6	0.325	170	18,558	199
6-7	0.330	175	19,746	208
7-8	0.365	210	21,060	276
8-9	0.400	280	22,500	403
9-10	0.400	305	23,940	439
10-11	0.380	245	25,308	335
11-M	0.345	180	26,550	224
Promedio	0.307			213

Tabla 1 Datos de caudal y Demanda Bioquímica de Oxígeno para determinar los efectos de la igualación del flujo del ejemplo

Al final del primer intervalo M-1:

$$V_1 = 990 \text{ m}^3$$

Al final del segundo intervalo 1-2:

$$V_2 = 990 + 792 = 1782 \text{ m}^3$$

El flujo acumulado para cada uno de los intervalos horarios se calcula de manera similar y se reporta en la Tabla 1.

b) La segunda etapa consiste en preparar una gráfica de los volúmenes acumulados del caudal. En la Figura 3, se puede observar que la pendiente de la línea trazada del origen al punto final de la curva representa el valor del caudal promedio diario que en este caso es igual a $0.307 \text{ m}^3/\text{s}$.

c) La tercera etapa consiste en determinar el volumen de almacenamiento requerido. Esto se realiza trazando una línea tangente a la curva de masas en forma paralela a la línea que representa el caudal promedio diario. El volumen requerido se representa mediante la distancia vertical existente entre el punto de tangencia y la recta que representa el caudal promedio diario. En nuestro caso, este valor es:

$$\text{Volumen del tanque de igualación, } V = 4110 \text{ m}^3$$

2. Determinar el efecto del tanque de igualación en la carga de DBO. Existen varios métodos para hacer esto, sin embargo, posiblemente el más simple es el que consiste en hacer los cálculos necesarios iniciando con el intervalo horario en que el tanque de igualación se encuentra vacío. En nuestro caso, esto sucede a las 8:30 AM. (Ver Figura 4). Por lo tanto, los cálculos necesarios se desarrollarán iniciando con el intervalo de las 8 a las 9 AM.

a) El primer paso es calcular el volumen del agua en el tanque de igualación al final de cada intervalo de una hora. Esto se realiza restando el caudal horario regularizado del caudal del influente. El volumen correspondiente al caudal igualado o regularizado mostrado en la Figura 3 para un intervalo de una hora es de 1106 m^3 , es decir, $(26550 \text{ m}^3/\text{d})(1.0 \text{ h})/(24 \text{ h}/\text{d})$. Utilizando este valor, se calcula el volumen en almacenamiento mediante la siguiente expresión:

$$V_{sc} = V_{sp} + V_{ic} - V_{oc}$$

Donde:

V_{sc} = Volumen del tanque de igualación al final del intervalo en estudio

V_{sp} = Volumen del tanque de igualación al final del intervalo previo

V_{ic} = Volumen del influente durante el intervalo en estudio

V_{oc} = Volumen del efluente durante el intervalo en estudio

Es decir, utilizando los datos de la Tabla 1, el volumen de

igualación para el intervalo de las 8 a la 9 es:

$$V_{sc} = 0 + 1278 - 1106 = 172 \text{ m}^3$$

Para el período de las 9 a las 10 es:

$$V_{sc} = 172 + 1476 - 1106 = 542 \text{ m}^3$$

El volumen de almacenamiento para cada intervalo horario se ha calculado de manera similar y se reporta en la Tabla 2.

b) El segundo paso consiste en calcular la concentración promedio de DBO que sale del tanque de almacenamiento. Esto se realiza mediante la expresión que se presenta a continuación, la cual, se basa en suponer que el contenido del tanque de igualación está completamente mezclado:

$$X_{oc} = \frac{(V_{ic})(X_{ic}) + (V_{sp})(X_{sp})}{V_{ic} + V_{sp}}$$

Donde:

X_{oc} = Concentración promedio de DBO en la salida (efluente) del tanque de almacenamiento durante el intervalo en estudio, mg/L.

V_{ic} = Volumen de agua residual del influente durante el intervalo analizado, m^3

X_{ic} = Concentración promedio de DBO en el volumen de agua residual del influente, mg/L

V_{sp} = Volumen del agua residual en el tanque de almacenamiento en el intervalo previo, m^3

X_{sp} = Concentración de DBO en el agua residual en el tanque de almacenamiento al final del intervalo previo,

Utilizando los datos proporcionados en la Tabla 2, se calcula la concentración del efluente de la siguiente manera:

Para el período de 8 a 9:

$$X_{oc} = \frac{(1278 \text{ m}^3)(175 \text{ mg/L}) + (0)(0)}{1278 \text{ m}^3} = 175 \text{ mg/L}$$

Para el período de 9 a 10:

$$X_{oc} = \frac{(1476 \text{ m}^3)(200) + (172 \text{ m}^3)(175 \text{ mg/L})}{(1476 + 172) \text{ m}^3} = 197 \text{ mg/L}$$

Todos los valores de concentración se calculan de manera similar. Los resultados se reportan en la Tabla 2.

c) El tercer paso consiste en calcular la carga horaria utilizando

Inter- valo	Volumen del caudal duran- te el inter- valo, m ³	Volumen al- macenado al final del intervalo m ³	Concentración promedio de DBO durante el intervalo mg/L	Concentración de DBO homoge- nizada durante el intervalo mg/l	Carga de DBO homogenizada durante el intervalo kg/h
8-9	1278	172	175	175	193
9-10	1476	542	200	197	218
10-11	1530	966	215	210	232
11-N	1548	1408	220	216	239
N-1	1530	1832	220	218	241
1-2	1458	2184	210	214	237
2-3	1386	2464	200	209	231
3-4	1260	2618	190	203	224
4-5	1170	2680	180	196	217
5-6	1070	2746	170	188	208
6-7	1188	2828	175	184	203
7-8	1314	3036	210	192	212
8-9	1440	3370	280	220	243
9-10	1440	3704	305	245	271
10-11	1368	3966	245	245	271
11-M	1242	4102	180	230	254
M-1	990	3986	150	214	237
1-2	792	3672	115	196	217
2-3	594	3160	75	179	198
3-4	468	2522	50	162	179
4-5	378	1794	45	147	162
5-6	360	1048	60	132	146
6-7	432	374	90	119	132
7-8	738	0	130	126	139
Promedio					213

Tabla 2 Tabla de cálculo para la determinación de los valores de la carga de DBO homogenizada del ejemplo.

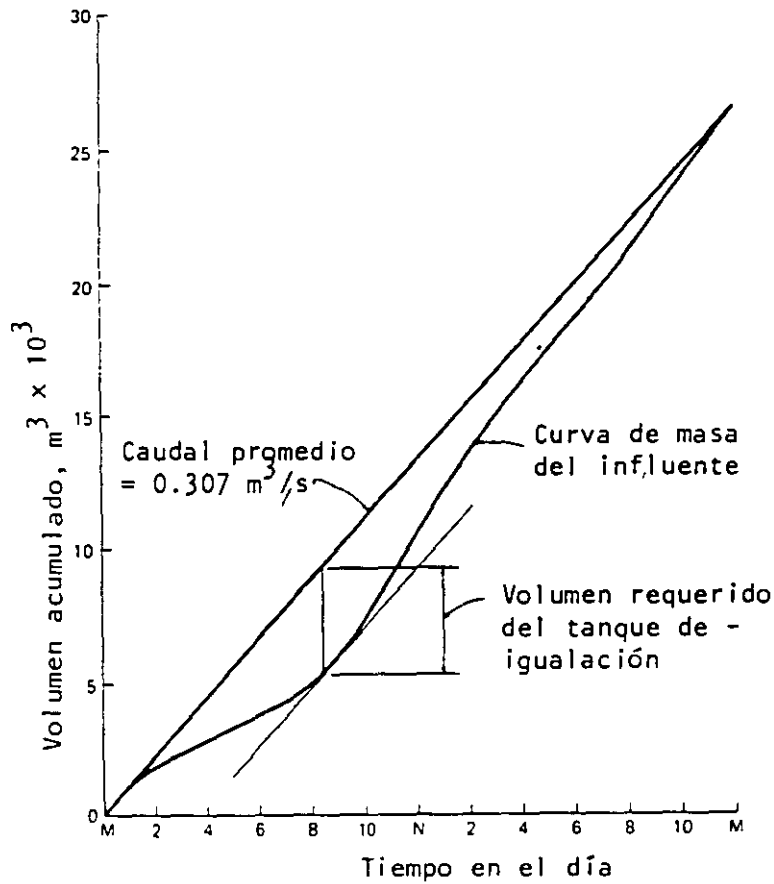


Figura 3 Curva de masas para la determinación del volumen del tanque de igualación del ejemplo

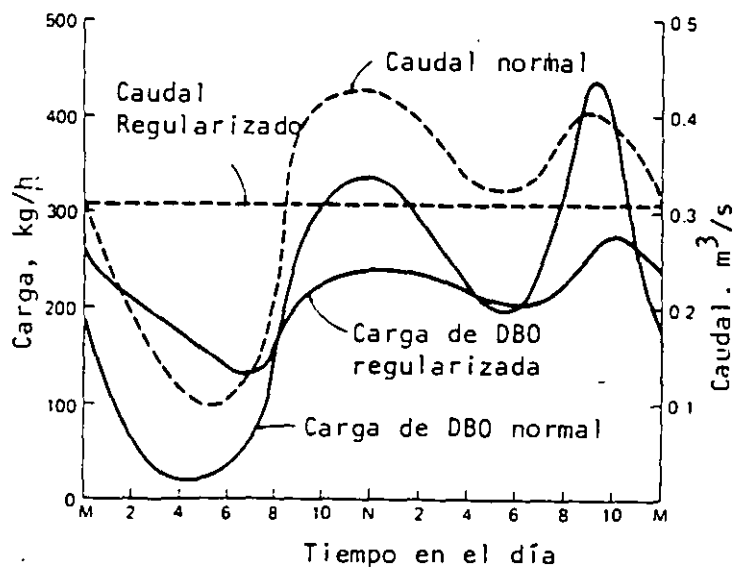


Figura 4 Grficación de los valores de caudal y carga de DBO normales y corregidos por igualación del flujo del ejemplo

la siguiente expresión:

$$\text{Carga, Kg/h} = \frac{(\text{Xoc, g/m}^3)(\text{q1, m}^3/\text{s})(3600 \text{ s/h})}{10000 \text{ g/Kg}}$$

Por ejemplo, para el intervalo de 8 a 9, la carga es de :

$$\frac{(175 \text{ g/m}^3)(0.307 \text{ m}^3/\text{s})(3600 \text{ s/h})}{1000 \text{ g/kg}} = 193 \text{ Kg/h}$$

Los valores para los intervalos restantes se presentan en la Tabla 2 y los valores sin igualación de flujo se reportan en la Tabla 1.

d) El efecto de la igualación del flujo puede mostrarse gráficamente, trazando la curva de carga de DBO con igualación y la curva de carga normal. Ver Figura 4.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

CRIBADO Y DESARENACIÓN

M. en I. EDUARDO VEGA GONZÁLEZ

CRIBADO

1. INTRODUCCION

La primera operación unitaria en las plantas de tratamiento de aguas residuales es el cribado o desbaste. El propósito de esta operación es remover sólidos gruesos como papel, trapos, madera, plásticos y otros. Estos sólidos si no se eliminan pueden dañar el equipo de bombeo y de concentración de lodos, atorarse sobre los aeradores mecánicos, bloquear tuberías, boquillas, etc. creando serios problemas de operación y mantenimiento.

2. CLASIFICACION DE CRIBAS

Las cribas pueden ser de limpieza manual o mecánica y de acuerdo al tamaño de aberturas se clasifican en gruesas y finas:

Cribas gruesas

Este tipo de cribas representan generalmente el primer paso en el tratamiento de aguas residuales y consisten en rejillas, tamices y trituradores (comminutors).

Cribas finas

Las cribas finas fueron utilizadas inicialmente en los sistemas de tratamiento de agua en la industria. Generalmente tienen aberturas de 2 a 6 mm y en la actualidad se usan ya sea como una etapa de pretratamiento o bien para mejorar los efluentes del tratamiento secundario.

Las cribas finas pueden ser fijas o móviles. Las cribas finas o estáticas se mantienen permanentemente en posición vertical, inclinada u horizontal y deben limpiarse con rastrillos o cepillos. Las cribas móviles se limpian continuamente mientras están operando. Ambos tipos de cribas pueden ser capaces de remover de 20 a 35 por ciento de Sólidos Suspendedos y DBO5.

3. REJILLAS

Las rejillas (cribas gruesas) se fabrican con barras de acero u otro material de alta resistencia las cuales van soldadas a un marco que se coloca transversalmente al canal; son comunmente utilizadas en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales de tamaño medio y grande y su limpieza puede ser manual o mecánica. Las rejillas de limpieza manual tienen ángulos de inclinación típicos respecto a la horizontal de 30 a 45 grados. En rejillas mecánicas esta inclinación es de 45 a 90 grados con valores típicos de 60°. En la tabla 1 se presenta la información de diseño para rejillas de limpieza manual y mecánica.

Tabla 1 Información típica de diseño para rejillas de limpieza manual y mecánica

Concepto	Limpieza manual	Limpieza mecánica
Velocidad a través de las rejillas, m/s	0.3-0.6	0.6-1.0
Tamaño de las barras:		
Ancho, mm	4 - 8	8 - 10
Profundidad, mm	25 - 50	50 - 75
Separación libre entre barras, mm	25 - 75	10 - 50
Pendiente con respecto a la horizontal, grados	45 - 60	75 - 85
Pérdida de carga admisible, mm (en rejilla colmatada)		
Admisible, mm	150	150
Máxima, mm	800	800

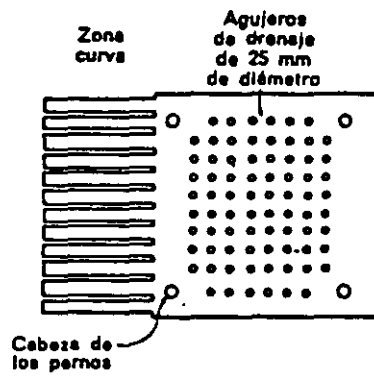
3.1 Rejillas de limpieza manual

Las rejillas de limpieza manual en los sistemas de tratamiento de aguas residuales se localizan generalmente antes de los sistemas de bombeo para su protección. La tendencia en los últimos años ha sido instalar rejillas de limpieza mecánica o trituradores, no sólo para reducir a un mínimo el trabajo manual de limpiar la rejillas sino también para disminuir los reboses y desbordamientos que se producen por el atascamiento de las mismas.

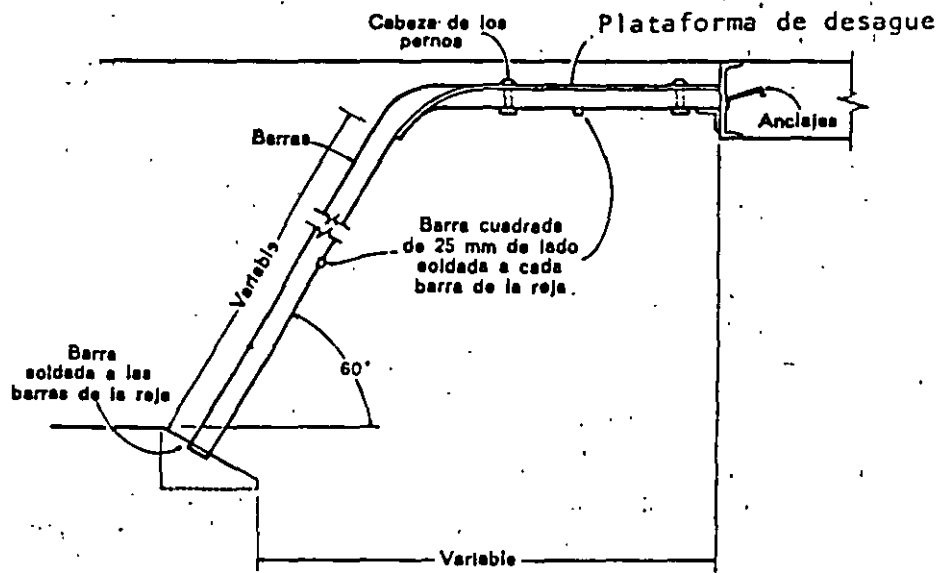
La longitud (profundidad) de la rejilla de limpieza manual no debe exceder de lo que pueda rastrillarse fácilmente a mano. En la parte superior de la rejilla deberá colocarse una placa perforada para que los sólidos removidos puedan almacenarse temporalmente para su desagüe. En la Figura 1 se muestra una rejilla de limpieza manual típica.

El canal donde se ubica la rejilla debe proyectarse de modo que se evite la acumulación de arena y otros materiales pesados antes y después de la reja. De preferencia, el canal deber ser recto, perpendicular a la rejilla para procurar una distribución uniforme de los sólidos en la sección transversal al flujo y sobre la rejilla.

Con objeto de proporcionar suficiente superficie de rejilla para la acumulación de basuras entre las operaciones de limpieza, es esencial que la velocidad de aproximación se limite a 0.45 m/s a caudal medio. Conforme se acumulan las basuras, obturando parcialmente la reja, aumenta la pérdida de carga, sumergiendo nuevas zonas a través de las cuales va a pasar el agua. El diseño estructural de la rejilla ha de ser adecuado para evitar su rotura en caso de que llegue a taponarse totalmente.



Vista en planta de la plataforma de desague



Detalle de una rejilla con barras de aluminio

Figura 1 Rejilla típica de limpieza manual

3.2 Rejillas de limpieza mecánica

Para realizar el proyecto de este tipo de dispositivos, se determina por anticipado el tipo de equipo a utilizar, las dimensiones del canal de la rejilla, el intervalo de variación de la profundidad del flujo en el canal, la separación entre barras y el método de control de la rejilla. Este tipo de rejillas según la empresa fabricante pueden limpiarse, por la cara anterior (frontal) o la posterior. Cada tipo tiene sus ventajas y desventajas. En la Figura 2 se muestra una rejilla mecánica de limpieza frontal.

En el modelo de limpieza frontal, el mecanismo se halla totalmente enfrente de la rejilla, una posible desventaja de este tipo de rejillas es que si se depositan algunos sólidos al pie de ésta, la pueden obstruir, bloqueando el mecanismo y poniendolo fuera de operación.

En el modelo de limpieza por la cara posterior se evita precisamente el atascamiento que pudieran ocasionar los sólidos depositados al pie de la rejilla ya que existen diseños en los cuales los rastrillos entran a la rejillas por la zona posterior, pasan por debajo de ella y rastrillean en la cara frontal arrastrando los sólidos que pudieran quedarse en la base de la rejilla (Figura 3).

4. FACTORES A CONSIDERAR EN EL DISEÑO DE REJILLAS

Los principales factores a considerar en el diseño de rejillas son:

4.1 Canal de rejillas

Consiste en un canal de sección rectangular. El piso del canal es 7 a 15 cm más bajo que la plantilla de la tubería de llegada pudiendo ser plano o con pendiente. El canal se diseña para evitar la acumulación de arenas y otros materiales pesados en el mismo canal. Se debe prever un medio de aproximación recto, perpendicular a las rejillas para asegurar una distribución uniforme de los sólidos gruesos en toda el área a cubrir.

Se deben instalar por lo menos dos rejillas, cada una diseñada para operar con el gasto pico de diseño. Una rejilla se opera mientras la otra se alterna. Para el mantenimiento de rutina se deben considerar medios (compuertas) para detener el flujo y drenar el canal.

La estructura de entrada debe tener una transición suave o divergente con el fin de minimizar las pérdidas de carga a la entrada al pasar las aguas residuales del interceptor al canal y prevenir la sedimentación y acumulación de arenas. En forma semejante, la estructura de salida debe tener convergencia uniforme. El efluente de canales individuales puede combinarse o mantenerse separado, según sea necesario. En la Figura 4 se muestran algunos arreglos de canales con rejillas.

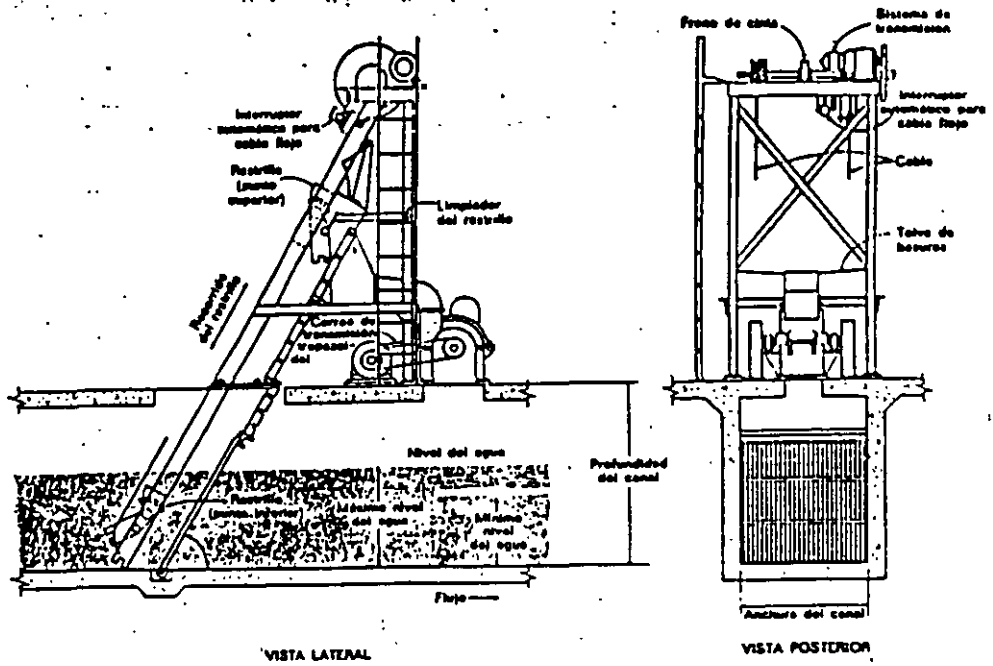


Figura 2 Rejilla mecánica de limpieza frontal

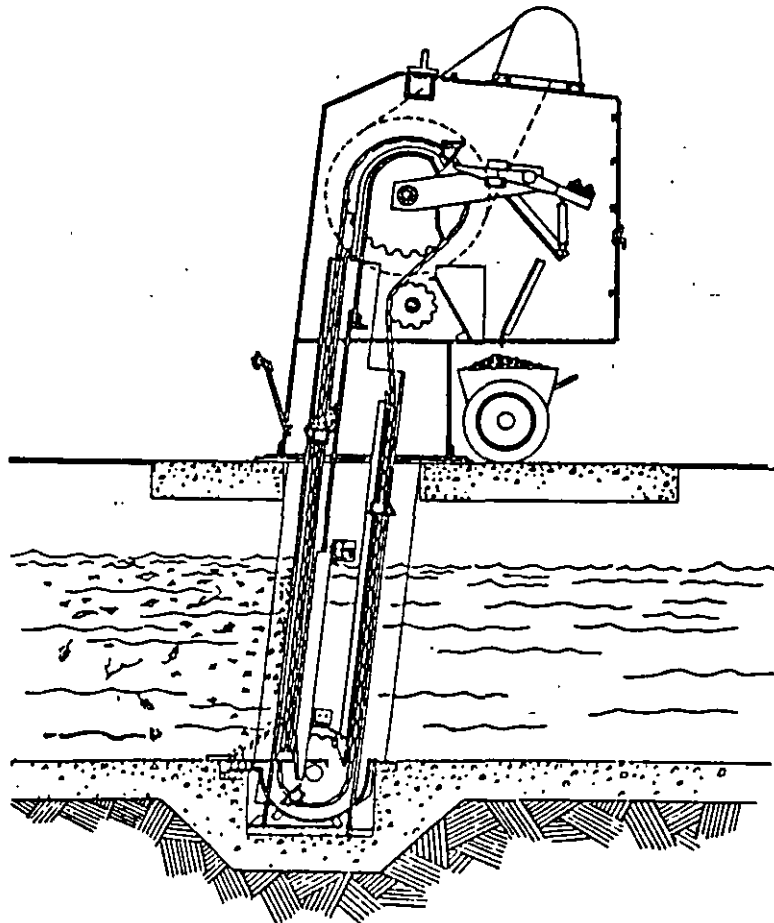


Figura 3 Rejilla mecánica de limpieza posterior

En todos los casos se deben tomar en cuenta las pérdidas de carga por entrada, salida, curvas, ampliaciones y contracciones.

4.2 Pérdida de carga

La pérdida de carga a través de las rejillas se calcula a partir de las siguientes ecuaciones:

$$h_L = \frac{V^2 - v^2}{2g} \left(\frac{1}{0.7} \right) \dots \dots \dots (1)$$

$$h_L = \beta (W/b)^{4/3} hv. \text{ sen } \theta \dots \dots \dots (2)$$

$$h_L = \frac{1}{2g} (Q/CA)^2 \dots \dots \dots (3)$$

La ecuación (1) se emplea para calcular la pérdida de carga a través de barras limpias o parcialmente colmatadas, mientras que la ecuación (2) se usa para calcular la pérdida de carga a través de cribas limpias solamente. La ecuación (3) es la fórmula común de orificios y también se usa para calcular la pérdida de carga a través de cribas finas como mallas o tamices.

Simbología:

- h_L = Pérdida de carga a través de la rejilla, en m.
- V, v = Velocidad a través de la rejilla y en el canal aguas arriba de la rejilla, m/s.
- g = Constante de gravedad = 9.81 m/seg²
- W = Ancho máximo de la sección transversal de las barras frente a la dirección del flujo (espesor), en m.
- b = Espaciamiento libre mínimo de las barras, en m.
- θ = Angulo de la rejilla con la horizontal
- hv = Carga de velocidad del flujo que se aproxima a las rejillas, en m.
- Q = Gasto a través de la rejilla
- A = Area abierta efectivamente sumergida, en m²
- C = Coeficiente de descarga, igual a 0.60 para rejillas limpias
- β = Factor de forma de las barras:

Valores de Kirschmer, β para rejillas limpias

Tipo de barra	β
Rectangular cortes rectos	2.42
Rectangular con cara semicircular aguas arriba	1.83
Circular	1.79
Rectangular con cara semicircular aguas arriba y aguas abajo	1.67

4.3 Remoción de sólidos

Las rejillas que se limpian manualmente tienen barras inclinadas para facilitar el rastrillado. El material se coloca posteriormente sobre una placa perforada para drenarlo y almacenarlo.

Como se ha mencionado, las rejillas que se limpian mecánicamente son del tipo frontal o posterior. En ambos casos el rastrillo viajero mueve el material hacia arriba y lo deja caer en una fosa colectora o en un transportador. El dispositivo de limpieza posterior tiene la ventaja que no se atasca fácilmente debido a obstrucciones en la base de la criba. En ambos tipos, el rastrillo opera continuamente por medio de cadenas sin fin y catarinas. La operación puede hacerse intermitentemente por medio de un reloj o actuarse por una diferencial de pérdida de carga preestablecida a través de la criba.

4.4 Cantidades y composición de los sólidos retenidos

La cantidad de sólidos retenidos depende del tipo de agua residual, localización geográfica, condiciones climatológicas y características de las cribas.

La cantidad de material retenido por rejillas varía de 3.5 a 80 m³ por cada millón de metros cúbicos de aguas residuales con un promedio aproximado de 20 m³ por cada millón de metros cúbicos. En la Figura 5 se presenta una gráfica que muestra las cantidades de sólidos removidos en rejillas de limpieza mecánica.

Los sólidos removidos contienen aproximadamente 80 por ciento de humedad y normalmente pesan 960 kg/m³

El material presenta mal olor y atrae moscas. La eliminación se hace por medio de rellenos sanitarios o incineración. Con frecuencia el material se pasa a través de trituradores y se retorna a la planta de tratamiento.

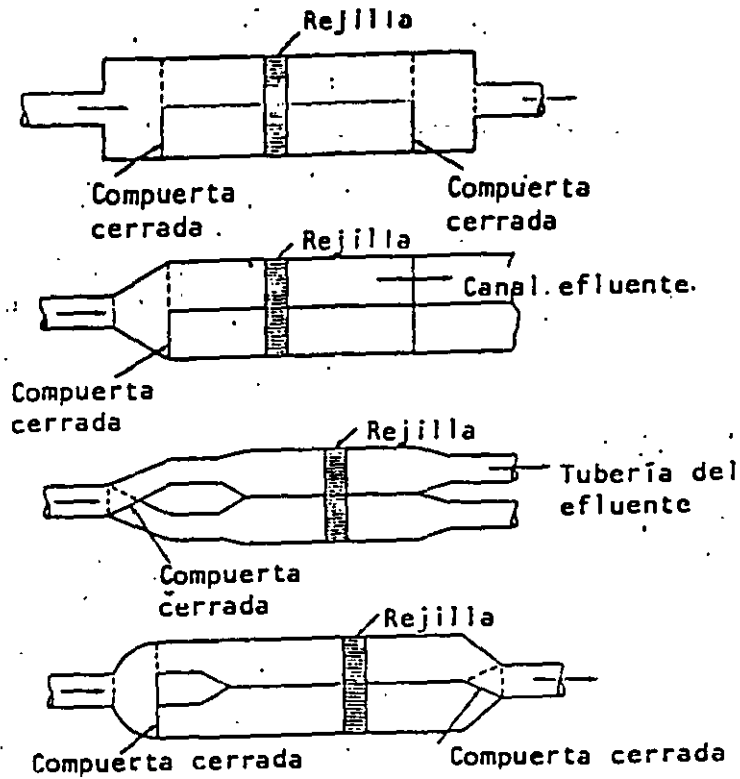


Figura 4 Arreglos de canales dobles con rejilla

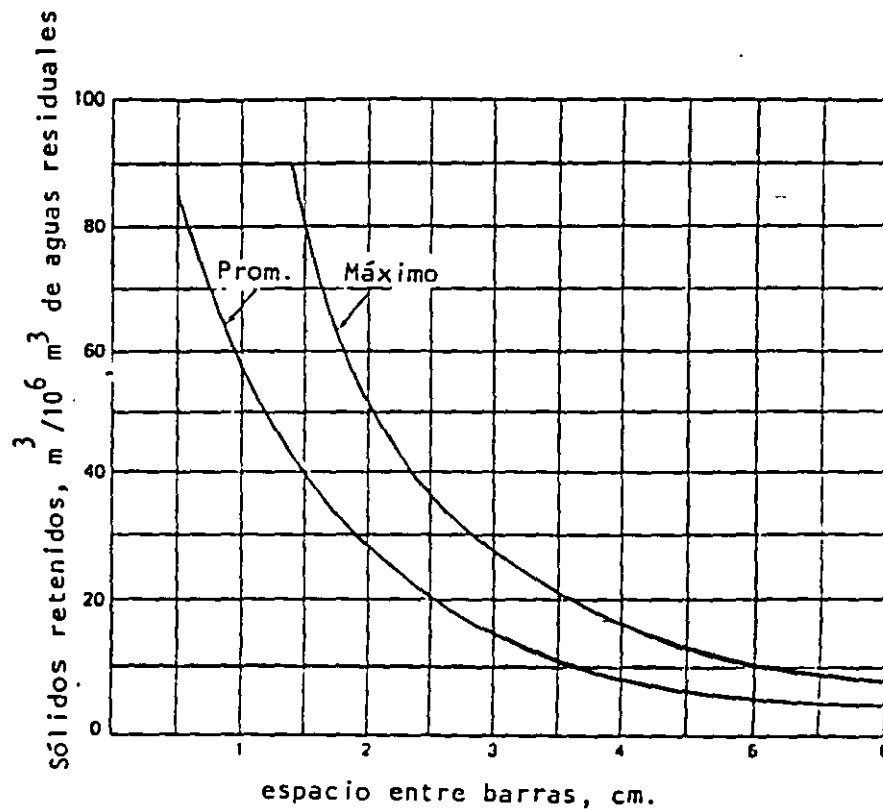


Figura 5 Cantidades de sólidos retenidos por rejillas de limpieza mecánica

5. INFORMACION REQUERIDA PARA EL DISEÑO DE REJILLAS

- a) Gastos de aguas residuales, incluyendo el flujo pico en época de lluvias y en época de secas y el gasto promedio de diseño.
- b) Datos hidráulicos y de diseño del conducto influente
- c) Criterios de diseño de la planta de tratamiento
- d) Velocidades a través de las barras
- e) Fabricantes de equipo y catálogos para selección
- f) Condiciones de dispositivos existentes si la planta se va a ampliar
- g) Plano del sitio y contornos
- h) Espaciamiento de las barras y restricciones de pérdida de carga a través de las rejillas y de toda la planta
- i) Velocidades a través del canal de cribado.

6. BIBLIOGRAFIA

- a) METCALF Y EDDY, INC., "Tratamiento y depuración de las aguas residuales". Editorial Labor, 1981.
- b) QASIM, S.R., "Wastewater treatment plants: planning design and operation", CBS College Publishing, New York, 1985.
- c) MENDOZA, G.G. Apuntes sobre Cribado, curso "Tratamiento de aguas residuales, municipales, industriales y reusos". División de Educación Continua, Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F. 1989

DESARENADORES, TEORIA Y DIMENSIONAMIENTO

1. INTRODUCCION

Los tanques desarenadores forman parte del tratamiento preliminar y se diseñan para eliminar la arena, aquí el termino arena incluye además, cascarras de huevo, pedazos de hueso, semillas, residuos de café molido y otros sólidos cuya gravedad específica es mayor que la de las partículas orgánicas putrescibles presentes en las aguas residuales. La necesidad de eliminar estos materiales radica en:

- a) Proteger el equipo mecánico y las bombas de abrasión y de un desgaste excesivo,
- b) Prevenir el taponamiento de tuberías y reducir el depósito de este material en los canales,
- c) Prevenir el efecto de cementación en el fondo de los tanques digestores y de sedimentación primaria y
- d) Reducir el efecto de acumulación en los tanques de aeración y en los digestores de lodos lo cual puede reducir su volumen útil.

II LOCALIZACION

Con el objeto de proporcionar mayor protección al equipo mecánico, se ha vuelto una necesidad la instalación de tanques desarenadores en la mayoría de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Normalmente, estas unidades se localizan antes del bombeo de las aguas residuales crudas, sin embargo, en algunas ocasiones los colectores de llegada se encuentran a tal profundidad que resulta impráctico y poco económico la instalación de los desarenadores antes del bombeo. En esa situación puede ser preferible bombear las aguas, a un punto de mayor accesibilidad a costa de un mayor mantenimiento en el equipo de bombeo.

III TIPOS DE DESARENADORES

La cantidad y calidad de la arena y el efecto de la misma en las unidades de tratamiento subsecuentes, son factores de gran importancia en la selección del desarenador. Asimismo, su selección puede estar influenciada por la pérdida de carga, los requerimientos de espacio y el tipo de equipo empleado en otras partes de la planta. Existen tres tipos de tanques desarenadores:

- a) de flujo horizontal o velocidad controlada
- b) desarenadores aerados, y
- c) los tanques de sección cuadrada o tanques de detritus.

En los desarenadores de tipo horizontal, el caudal pasa a través del tanque en dirección horizontal y la velocidad de flujo es controlada por las mismas dimensiones de la unidad o mediante el uso de vertedores de sección especial al final del tanque.

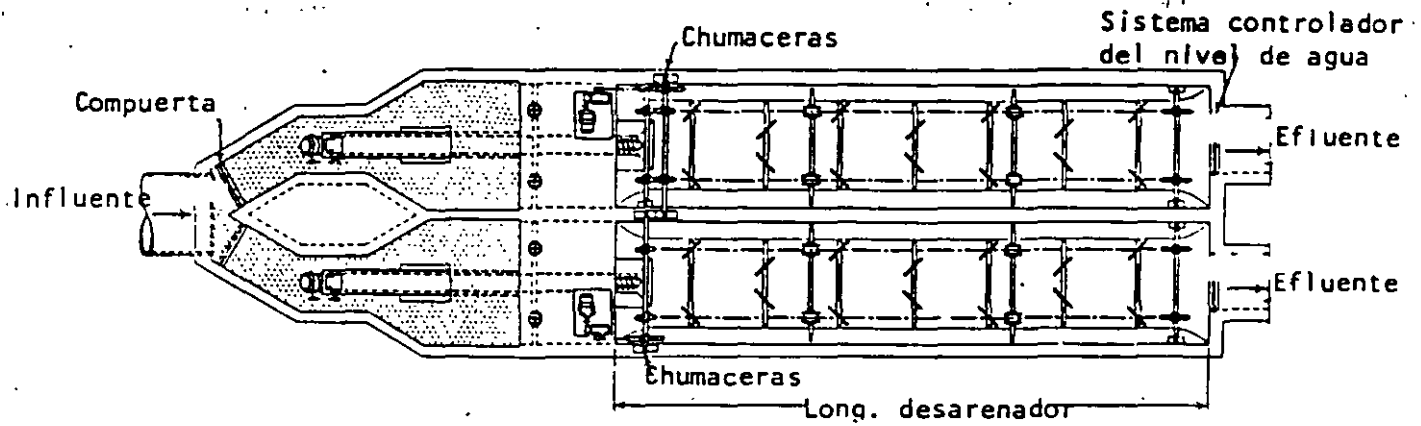
Los desarenadores aerados consisten en tanques sujetos a una aeración del tipo flujo en espiral donde la velocidad es controlada mediante sus dimensiones así como por la cantidad de aire suministrada a esa unidad.

Los desarenadores de sección cuadrada o tanques de detritus son simplemente tanques de sedimentación en los cuales la arena y los sólidos orgánicos sedimentan en forma conjunta; los sólidos orgánicos se separan posteriormente por medios mecánicos.

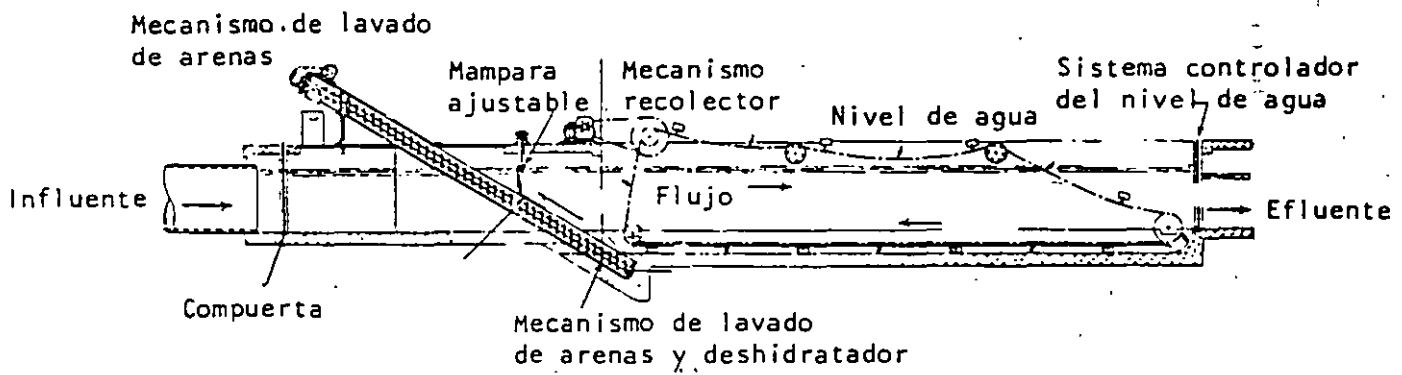
III.I Tanques desarenadores de flujo horizontal o velocidad controlada (Fig. 1).

Actualmente en México, la mayoría de tanques desarenadores son del tipo de flujo horizontal. Estos tanques se diseñan para mantener una velocidad de flujo cercana a 0.30 m/s. Esta velocidad conducirá las partículas orgánicas a través del tanque y tenderá a resuspender a aquellas que se hubieran sedimentado, sin embargo, permitirá la sedimentación de las arenas.

El diseño de este tipo de desarenadores deberá ser tal, que bajo las condiciones más adversas, las partículas de arena más ligeras lleguen al fondo del tanque antes de llegar a la salida del mismo.



(a) Planta



(b) Sección longitudinal

Figura 1. Detalles de un desarenador de flujo horizontal de doble canal y velocidad controlada

Normalmente, los tanques desarenadores son diseñados para eliminar las partículas que fuesen retenidas en la malla # 65, es decir, con un diámetro mayor a 0.21 mm. La longitud del canal estará regida por la profundidad requerida por la velocidad de sedimentación y la sección de control. El área transversal a su vez estará regida por el caudal y el número de canales. Es importante preveer cierta longitud adicional para tener en cuenta la turbulencia que se forma en la entrada y en la salida, recomendándose un mínimo de aproximadamente el doble de la profundidad a flujo máximo aunque a veces se puede utilizar una longitud máxima adicional del 50% de la longitud teórica.

En la Tabla 1 se presentan los datos típicos de diseño para este tipo de desarenadores:

TABLA 1. Datos típicos de diseño para desarenadores de flujo horizontal.

Concepto	Valor	
	Rango	Típico
Tiempo de retención, s	45-90	60
Velocidad horizontal, m/s	0.25-0.40	0.30
Velocidades de sedimentación en:		
Material retenido en la malla 65, m/min*	1.0-1.3	1.15
Material retenido en la malla 100, m/min*	0.6-0.9	0.75
Pérdida de carga en la sección de control como porcentaje de la profundidad del canal, %	30-40	36**
Estimación de la longitud adicional por el efecto de turbulencia en la entrada y en la salida	2 Dm ***	0.5L ****

* Si la gravedad específica de la arena es significativamente menor que 2.65 se deberán usar velocidades menores

** Uso de medidor Parshall como sección de control

*** Dm = Profundidad máxima en el desarenador

*** L = Longitud teórica del desarenador

III.2 Desarenadores aereados (Fig. 2).

El excesivo desgaste del equipo de manejo de la arena y el descubrimiento de acumulaciones de ese material en los tanques de aereación fueron las causas que fomentaron el uso de los desarenadores aereados. Por lo general, estos tanques se proyectan para proporcionar tiempos de retención de casi tres minutos a

caudal máximo. La sección transversal del tanque es semejante a la proporcionada para la circulación en espiral en los tanques de aereación de lodos activados. En la Tabla 2 se presentan los datos típicos de diseño.

La agitación o velocidad de rotación en el tanque, es el factor que rige el tamaño de las partículas de una gravedad específica determinada que serán eliminadas. Si la velocidad es demasiado grande la arena será arrastrada fuera del tanque y, si fuese demasiado pequeña habrá materia orgánica que se depositará junto con la arena. Afortunadamente, la cantidad de aire se puede ajustar fácilmente. Si se ajusta adecuadamente, se obtendrán porcentajes de eliminación de casi el 100% y la arena quedará bien lavada. El agua residual se desplaza a través del tanque siguiendo una trayectoria helicoidal y pasa dos o tres veces por el fondo del tanque a caudal máximo, e incluso más veces con caudales menores.

El agua residual deberá introducirse en dirección transversal al tanque.

La pérdida de carga en este tipo de tanque es mínima y la limpieza se puede realizar manual, mecánica e hidráulicamente. La limpieza mecánica se realiza a través de cucharones y transportadores y la limpieza hidráulica incluye eyectores hidráulicos o propulsores de alta velocidad.

TABLA 2. Datos típicos para el diseño de desarenadores aereados.

Concepto	Valor	
	Rango	Típico
Dimensiones:		
Profundidad, m	2-5	---
Longitud, m	7.5-20	---
Ancho, m	2.5-7.0	
Relación ancho-profundidad	1:1-5:1	2:1
Tiempo de retención a flujo máximo, min.	2-5	3
Suministro de aire, m ³ /m de longitud por min.	0.15-0.45	0.3
Cantidades de arena, m ³ /1000 m ³	0.004-0.0200	0.015

III.3 Desarenadores de sección cuadrada o tanques de detritus (Fig. 3)

A este tipo de desarenadores se les llama también tanques de detritus y en ellos, tanto la arena como las partículas orgánicas son separadas mecánicamente antes de su remoción. La hidráulica en

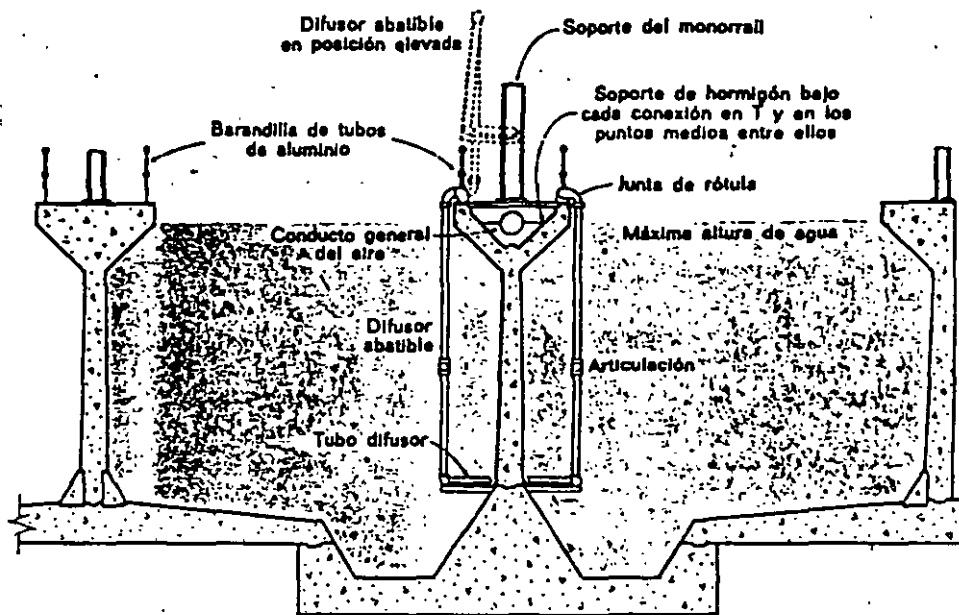


Figura 2. Sección transversal típica de un desarenador aerado

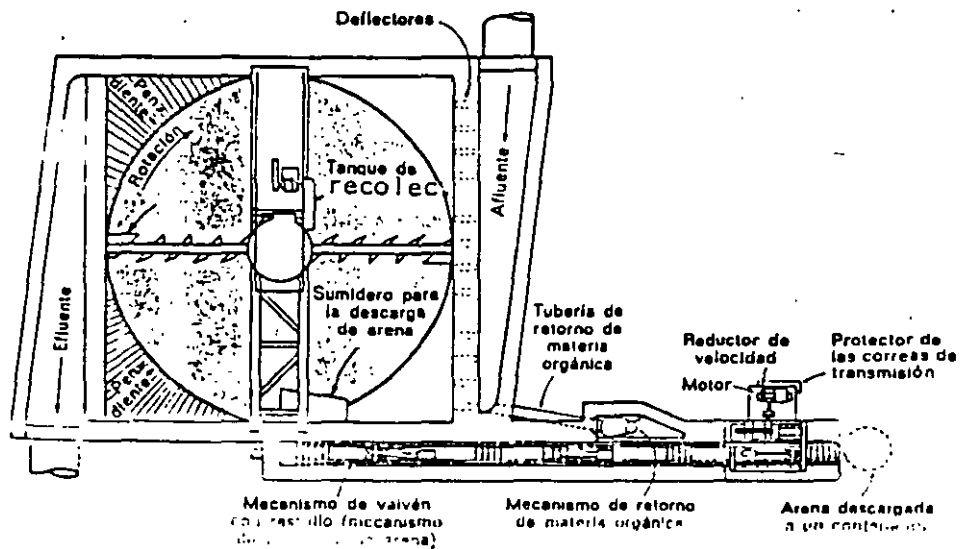


Figura 3. Desarenador de sección cuadrada o tanque de detritus

este tipo de tanques se controla a través de deflectores ajustables localizados en la entrada del mismo, que además aseguran una velocidad relativamente uniforme y una adecuada distribución del material. Igual que en los desarenadores aereados, la pérdida de carga es relativamente pequeña.

Aunque este tipo de desarenación se ha usado en otros países desde hace tiempo, en México, son pocas las plantas de tratamiento que cuentan con este tipo de unidades. A continuación se presentan algunas de sus ventajas.

1. Debido a que se diseñan con base al área, son capaces de eliminar hasta el 95% del material cuyo tamaño es mayor al de diseño. Esto, siempre y cuando el flujo no exceda del máximo de diseño
2. El material que se elimina en esta unidad, saldrá lavado y drenado y, su porcentaje de sólidos orgánicos no excederá del 3% en peso.
3. No existe la necesidad de proveer una velocidad uniforme en este tipo de desarenador cuando se trabaja a flujo variables.
4. El desgaste del equipo por abrasión es mínimo.

Entre sus desventajas están las siguientes:

1. En la práctica, es difícil obtener la distribución uniforme del flujo (caudal) mediante el uso de deflectores.
2. En tanques poco profundos (menos de 0.9m), se puede perder material debido a la agitación provocada por la rastra al pasar frente al vertedor de salida

En este tipo de desarenadores, los sólidos sedimentados son arrastrados a un depósito localizado en un extremo del tanque, desde donde son eliminados a través de un mecanismo rotatorio inclinado (normalmente una bomba de tornillo). En ese proyecto, los sólidos orgánicos son separados de la arena y regresados al tanque. Según Metcalf y Eddy, este tipo de desarenadores se diseñan con base a la carga superficial, la cual, depende del tamaño de las partículas y de su temperatura. En la figura 4 se presentan algunas curvas típicas de diseño.

IV CONTROL DE LA VELOCIDAD

En los desarenadores no aereados, el control de la velocidad dentro de la longitud efectiva del canal se realiza a través del uso de una sección de control, es decir: un vertedor proporcional, un vertedor Sutro, un medidor Parshall, etc. Estas secciones de control mantienen constante la velocidad dentro del canal en un rango amplio de flujos.

El vertedor proporcional y el tipo Sutro (Fig. 5) son ampliamente utilizados en este tipo de trabajos y al compararlos, la única diferencia es que el vertedor proporcional tiene ambos lados curvados y el vertedor Sutro tiene un lado curvado y un lado recto, es decir, es exactamente la mitad del vertedor proporcional. Para determinar las características del flujo cuando se usa un vertedor tipo Sutro como sección de control se pueden usar las siguientes ecuaciones:

$$x = b (1 - 2/\pi \tan^{-1} \sqrt{y/a}) \quad (1)$$

$$Q = b \sqrt{2ag} (h + 2/3 a) \quad (2)$$

$$Q_1 = 2/3 b \sqrt{2g} [(h + a)^{3/2} - h^{3/2}] \quad (3)$$

Donde:

a, b = Constantes típicas del vertedor

y = Altura del líquido

x = Anchura del vertedor a la superficie líquida

h = Altura total del vertedor

Q = Gasto total del vertedor Sutro

Q_1 = Gasto a través de la porción rectangular del vertedor Sutro.

Como se ha mencionado, las descargas para un vertedor tipo proporcional serían simplemente el doble de las obtenidas por las ecuaciones 2 y 3.

Las fórmulas anteriores se utilizan para determinar la forma de un vertedor para una capacidad específica. Seleccionando dimensiones apropiadas para a ó b y h, la variable remanente que puede ser a ó b puede determinarse sustituyendo en la ecuación apropiada. Una vez determinadas a y b, x puede calcularse para cualquier valor de y.

V. CANTIDAD DE ARENA

Las cantidades de arena pueden variar enormemente de una localidad a otra, dependiendo del tipo del sistema de alcantarillado, características de la zona drenada, el estado en que se encuentran las alcantarillas, el tipo de descargas industriales y la proximidad y uso de playas arenosas. Los valores típicos están reportados en la Tabla 2.

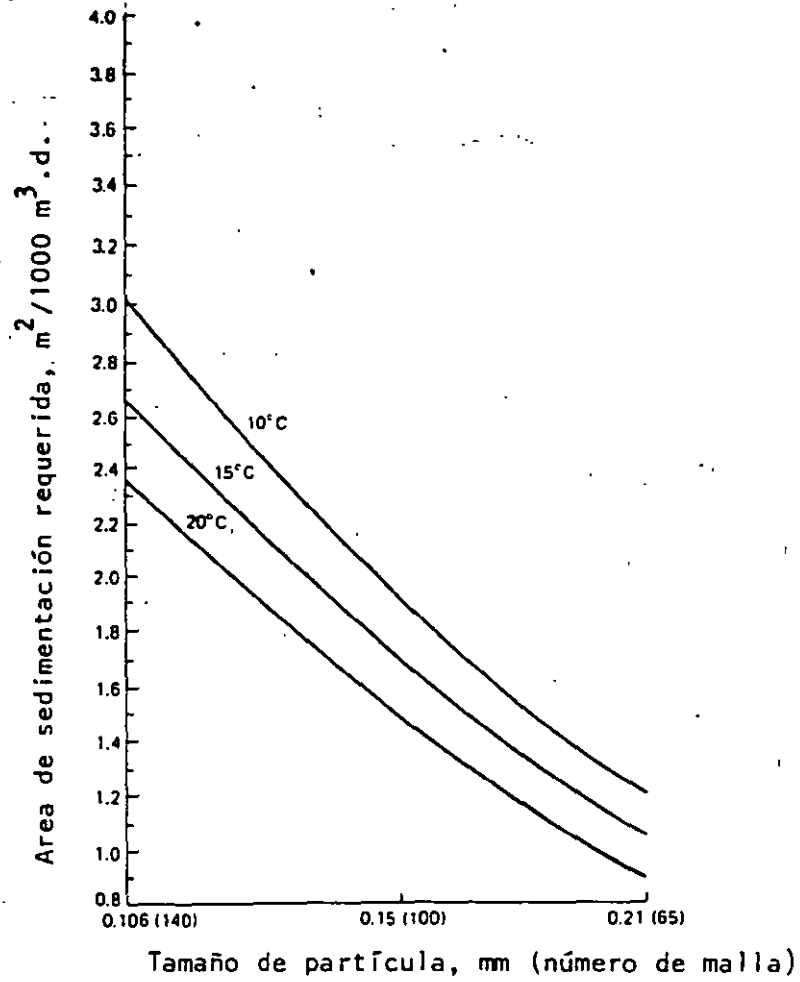


Figura 4. Area requerida por cada 1000 m^3 de aguas residuales para la sedimentación de partículas con gravedad específica = 2.65 a las temperaturas indicadas.

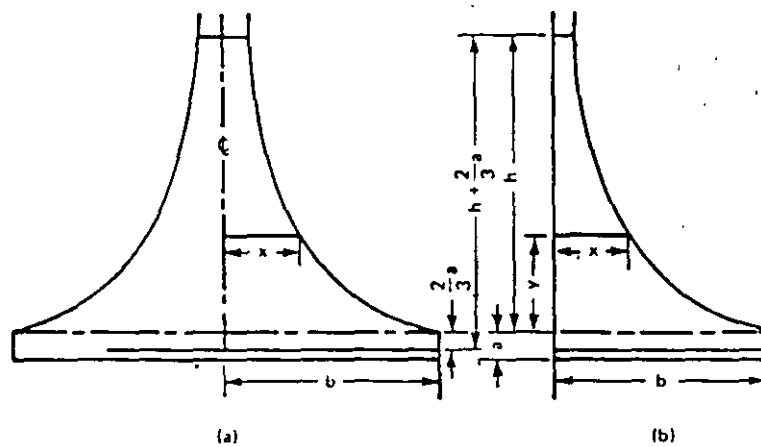


Figura 5. Elementos de un vertedor proporcional (a) y de un vertedor tipo Sutro (b)

VI. DISPOSICION O ELIMINACION DE ARENAS

Posiblemente, el método más común de disposición o eliminación de arenas sea el relleno sanitario para evitar condiciones desagradables. En países desarrollados, las arenas son incineradas junto con los lodos. Es recomendable sin embargo, lavar las arenas antes de su disposición.

VI.1 Lavado

El caracter de la arena normalmente recolectada en los desarenadores de flujo horizontal varía ampliamente desde lo que podría considerarse una arena limpia hasta aquella que contiene gran proporción de materia orgánica putrescible. La arena sin lavar puede contener hasta un 50% o más de materia orgánica. Este material a menos que se elimine rápidamente puede atraer insectos y roedores y tiene además un olor desagradable.

Existen varios tipos de lavadores de arenas. Uno de ellos, se basa en un tornillo o rastra inclinada que proporciona la agitación necesaria para la separación de la arena de la materia orgánica y, al mismo tiempo, eleva la arena lavada hasta un punto de descarga situado por encima del nivel del agua.

VII EJEMPLOS

VII.1 Diseño de un desarenador de flujo horizontal

Datos:

Gasto medio (un solo canal) = $Q_m = 104.54 \text{ l/s}$

Tipo de limpieza: manual

Carga superficial: $C_s = 0.023 \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^2$ a 20°C en aguas residuales domésticas.

"Experimental Sewage Treatment", Imhoff y Fair.

Tamaño de partículas a eliminar = 0.20 mm y mayores.

Velocidad de sedimentación de partículas de 0.20 mm de diámetro en agua limpia a 20°C . "Wastewater Treatment". Fair, Geyer y Okun,
 $V_s = 2.54 \text{ cm/s}$

$1 < R < 10$; $R = \text{No. de Reynolds}$

Gravedad específica de las partículas = 2.65

Solución:

1. Area horizontal del canal desarenador:

$$A_h = Q_m / C_s = \frac{101.54 \text{ l/s} \times 1 \text{ m}^3 / 1000 \text{ l}}{0.023 \text{ m}^3 / \text{s} \cdot \text{m}^2} = 4.545 \text{ m}^2$$

2. Longitud del canal (suponiendo un ancho = 0.60 m):

$$L = A_h / \text{ancho} = \frac{4.545 \text{ m}^2}{0.60 \text{ m}} = 7.575 \text{ m}.$$

Cuando está lleno el depósito para acumular arena, la velocidad horizontal del flujo a lo largo del canal debe ser: $V_h = 0.35 \text{ m/s}$

Cuando no hay arena, $V_h = 0.30 \text{ m/s}$.

La velocidad de arrastre de las partículas de arena es de aproximadamente:

$$V_a = 0.60 \text{ m/s}.$$

3. Area transversal del canal cuando no contiene arena:

$$A_t = Q / V_h = \frac{0.10454 \text{ m}^3 / \text{s}}{0.30 \text{ m/s}} = 0.3485 \text{ m}^2$$

$$A_t = Q / V_h = \frac{0.10454 \text{ m}^3 / \text{s}}{0.35 \text{ m/s}} = 0.2987 \text{ m}^2 \text{ (cuando tiene arena)}$$

4. Tirante si el canal tiene arena:

$$h_{c.a.} = A_t / \text{ancho} = \frac{0.2987 \text{ m}^2}{0.60 \text{ m}} = 0.498 \text{ m}.$$

Tirante si el canal no tiene arena:

$$h_{s.a.} = A_t / \text{ancho} = 0.3485 \text{ m}^2 / 0.60 \text{ m} = 0.581 \text{ m}.$$

Diferencia de tirantes: $0.581 - 0.498 = 0.083 \text{ m}$.

5. Volumen para depósito de arena:

$$V_{arena} = (0.083 \text{ m}) (0.60 \text{ m}) (7.575 \text{ m}) = 0.378 \text{ m}^3$$

6. Producción de arena:

Si las aguas residuales acarrean aproximadamente 0.20 m^3 /semana de arena (0.3 toneladas por semana), el tiempo requerido para llenar el espacio disponible será:

Tiempo = Vol. disponible/generación por semana

$$= \frac{0.378 \text{ m}^3}{0.20 \text{ m}^3/\text{sem.}}$$

$$= 1.9 \text{ semanas}$$

Por lo tanto, se debe retirar la arena cada dos semanas (Fig. 6).

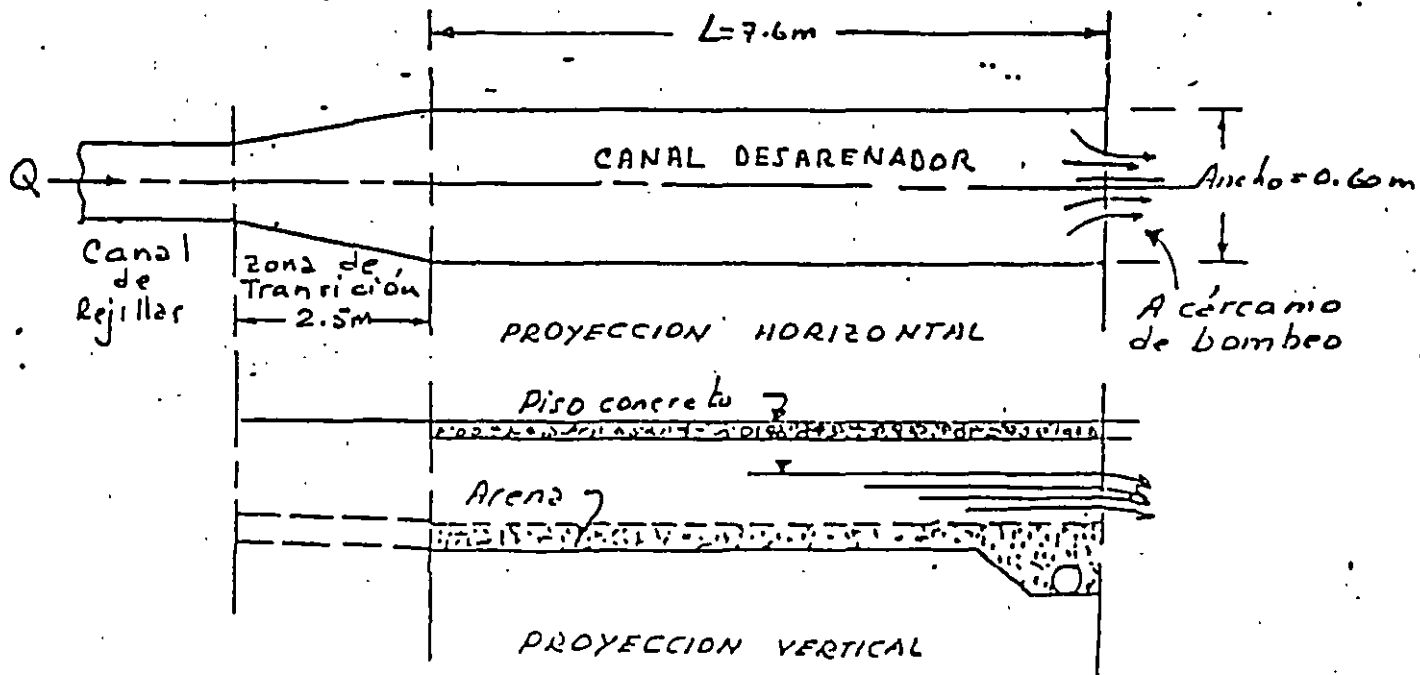


Figura 6 Desarenador del ejemplo VII.1

VII.2 Diseño de un desarenador aerado

Datos

Diseñar un desarenador aerado para el tratamiento de aguas residuales municipales.

El gasto promedio es de $0.5 \text{ m}^3/\text{s.}$, y el gasto máximo (pico) = $1.38 \text{ m}^3/\text{s.}$

Solución:

1. Determinar el volumen del desarenador. Debido a que será necesario drenar el tanque periódicamente para mantenimiento rutinario, se usarán dos tanques desarenadores. Suponiendo que el tiempo de retención promedio a gasto máximo es igual a 3 minutos:

$$\begin{aligned}\text{Volumen del desarenador} &= (1/2)(1.38 \text{ m}^3/\text{s}) 3 \text{ min} \times 60 \text{ s/min} \\ &= 124.2 \text{ m}^3\end{aligned}$$

2. Determinar las dimensiones del desarenador. Usar una relación profundidad/ancho de 1.2:1 y suponer que el ancho = 3.0 m.

a) La profundidad = 1.2 (3 m) = 3.6 m.

b) Longitud = Volumen/ancho por profundidad = $124.2 \text{ m}^3 / 3 \text{ m} \times 3.6 \text{ m} = 11.5 \text{ m}$

c) Incrementar la longitud un 15% para tomar en cuenta las condiciones de entrada y salida: Longitud ajustada = $11.5 \text{ m} \times 1.15 = 13.2 \text{ m}$.

3. Determinar el requerimiento del suministro de aire. Suponer que $0.04 \text{ m}^3/\text{min. m}$ de longitud serán adecuados:

$$\begin{aligned}\text{Requerimiento de aire (en longitud)} &= 13.2 \text{ m} \times 0.04 \text{ m}^3/\text{min. m} \\ &= 0.53 \text{ m}^3/\text{min.}\end{aligned}$$

4. Estimar la cantidad de arena que debe ser manejada. Suponer un valor de 0.050 m^3 por cada 1000 m^3 de aguas residuales:

$$\begin{aligned}\text{Volumen de arena} &= (1.38 \text{ m}^3/\text{s}) \times 86400 \text{ s/d} \times 0.050 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^3 \\ &= 5.96 \text{ m}^3/\text{d}\end{aligned}$$

OBSERVACION: En el diseño de desarenadores aerados es especialmente importante que el tamaño de las unidades para el manejo de la arena este basado en el gasto máximo.

VIII. BIBLIOGRAFIA

- 1) WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION AND AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS, "Water Treatment Plant Design" MOP/8, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C., 1977.

- 2) METCALF AND EDDY, INC., "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse", McGraw-Hill, New York, 1979.
- 3) METCALF Y EDDY, INC, "Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales". Editorial Labor, 1981.
- 4) QASIM, S.R., "Wastewater Treatment Plants: Planning Design and Operation", CBS Colleague Publishing, New York, 1985.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

DISCOS BIOLÓGICOS

M. en C. CONSTANTINO GUTIÉRREZ PALACIOS

DISCOS BIOLOGICOS

Los discos biológicos o biodiscos constituyen un tratamiento secundario (biológico) de las aguas residuales municipales e industriales.

Es un proceso eficiente que no tiene complejidad mecánica en la operación y mantenimiento de las unidades.

Están constituidos de una serie de discos, cercanos entre si, que tienen un diámetro de 3.0 a 3.6 m. (10 a 12 pies), montados sobre un eje que tiene una longitud de 7.6 m. (25 pies).

Cuarenta por ciento de la superficie de los discos está sumergida en las aguas residuales, para poder constituir una película biológica fija de 1 a 4 mm. de espesor. Los discos están accionados por un motor y giran a una velocidad de 1 a 2 RPM.

El material que constituye el disco es polietileno de alta densidad con una superficie específica de 121 m² / m³ (37 pies cuadrados/pie cúbico). Discos de 3.6 m. de diámetros montados en un eje de 7.6 m. tienen una superficie de 9,290 metros cuadrados (100,000 pies cuadrados).

El reactor biológico de los biodiscos puede ser aplicable al tratamiento de aguas residuales con gastos de 44 l/s (1 MGD) hasta 100 MGD. El proceso tiene la ventaja que no requiere reciclo.

La biomasa que se adhiere al disco es de aspecto cienagoso , que al desprenderse tiene excelentes condiciones para su separación en el sedimentador secundario del tratamiento. La película biológica tiene un contenido de 2,500 a 10,000 mg/l del sistema de tratamiento mexicano (lodos activados).

En México la aplicación de los discos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales es muy restringida, las pocas unidades existentes son, más, a título experimental.

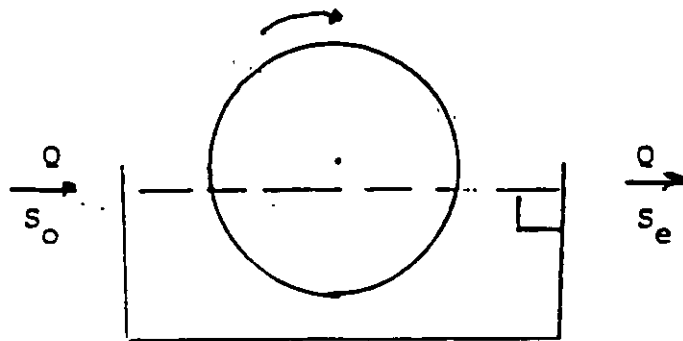
En instalaciones grandes el tratamiento puede dividirse en etapas , dos, tres o cuatro, debiendo considerarse para el dimensionamiento del reactor cuatro factores importantes: a) velocidad de rotación, b) número de etapas, c) período de retención y d) temperatura.

Los biodiscos , por intermedio de la película biológica, ope-

ran en forma similar a los filtros percoladores.

Relaciones biológicas para el diseño de los filtros

A continuación efectuaremos una síntesis de las principales relaciones biológicas que deben tomarse en cuenta para el dimensionamiento de estos reactores rotativos.



TASA DE CAMBIO DEL SUBSTRATO EN EL REACTOR = TASA A LA QUE EL SUBSTRATO ENTRA EN EL REACTOR - TASA A LA QUE EL SUBSTRATO DESAPARECE DEL REACTOR

Expresando la igualdad en forma matemática tenemos:

$$\left(\frac{ds}{dt}\right) V = Q S_o - \left[\left(\frac{ds}{dt}\right)_{uA} V_A + \left(\frac{ds}{dt}\right)_{uS} V_S + Q S_e \right]$$

$\left(\frac{ds}{dt}\right)_{uA}$ = tasa de utilización del substrato para el crecimiento biológico adherido (unidad de volumen).

$\left(\frac{ds}{dt}\right)_{uS}$ = tasa de utilización del substrato para el crecimiento biológico suspendido (unidad de volumen)

V_A = volumen del crecimiento biológico adherido a los biodiscos

V_S = volumen líquido en el reactor.

S_o = concentración del substrato en el influente (mg/l)

S_e = concentración del substrato en el efluente (mg/l)

Recordemos algunos aspectos generales para el crecimiento de la biomasa.

$$\left(\frac{dx}{dt} \right)_g = u x \quad (1)$$

$$\frac{\left(\frac{dx}{dt} \right)_g}{x} = u \quad (2)$$

La ecuación (1) expresa la derivada del crecimiento de la biomasa (masa, volumen, tiempo).

La ecuación (2) expresa que el crecimiento específico de biomasa (tasa) en un tiempo determinado es una constante denominada (u).

El crecimiento de la biomasa , limitado por la disponibilidad del nutriente (substrato), está dado por la ecuación de Monod, cuya expresión matemática es la siguiente:

$$u = u_m \frac{S}{K_s + S} \quad (3)$$

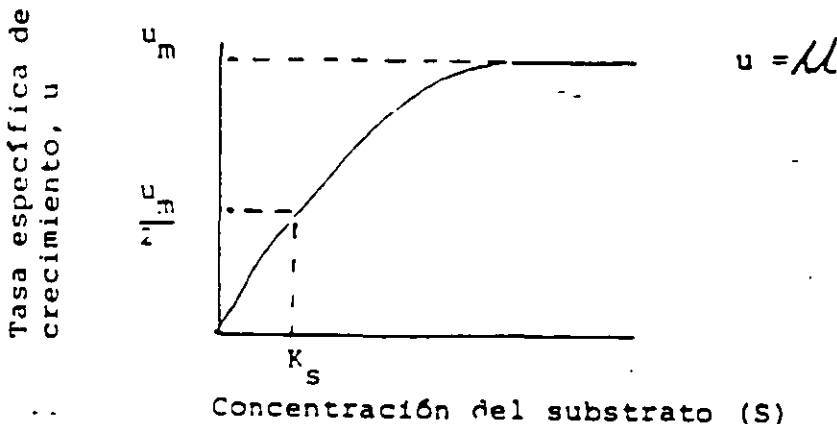
u = tasa específica de crecimiento (tiempo⁻¹)

u_m = máximo valor de u en la saturación del substrato (tiempo⁻¹)

S = concentración del substrato (masa/volumen),

K_s = constante numérica de concentración del substrato cuando $u = u_m / 2$ (masa/volumen).

La representación gráfica de la ecuación (3) es la que sigue.



Recordemos, además que la producción del crecimiento biológico (Y) se puede definir por medio de la ecuación:

$$\frac{dx}{dS} = Y \quad (4)$$

En la que la derivada del incremento de la biomasa (dx) resulta de la utilización del incremento del sustrato (dS).

En el biodisco hay dos crecimientos biológicos, uno adherido al disco (Y_A) y otro en suspensión en el tanque (Y_S); por lo mismo las expresiones matemáticas son:

$$\left(\frac{dx}{dt} \right)_g = Y_T \left(\frac{dS}{dt} \right)_u \quad (5)$$

$$\left(\frac{dx}{dt} \right)_{Ag} = Y_A \left(\frac{dS}{dt} \right)_{uA} \quad (6)$$

$$\left(\frac{dx}{dt} \right)_{Sg} = Y_S \left(\frac{dS}{dt} \right)_{uS} \quad (7)$$

En las ecuaciones (6) y (7) tienen el significado que se indica a continuación:

$\left(\frac{dx}{dt} \right)_{Ag}$ = tasa de crecimiento de la biomasa adherida (M/V).

$\left(\frac{dx}{dt} \right)_{Sg}$ = tasa absoluta de crecimiento de la biomasa en suspensión (M/V).

Y_A = coeficiente teórico de producción de la biomasa adherida.

Y_S = coeficiente teórico de producción de la biomasa en suspensión.

Dividiendo las ecuaciones (6) y (7) para Y_A y Y_S obtenemos:

$$\left(\frac{dx}{dt} \right)_{Ag} = \left(\frac{dS}{dt} \right)_{uA} \quad (8)$$

$$\left(\frac{dx/dt}{Y_S} \right)_{Sg} = \left(\frac{ds}{dt} \right)_{uS} \quad (9)$$

Multiplicando el primer miembro de las dos ecuaciones anteriores por X_f / X_f y X_s / X_s , respectivamente, se obtiene:

$$\frac{\left(\frac{dx/dt}{X_f} \right)_{Ag} X_f}{Y_A} = \frac{u_A X_f}{Y_A} = \left(\frac{ds}{dt} \right)_{uA} \quad (10)$$

$$\frac{\left(\frac{dx/dt}{X_f} \right)_{Sg} X_s}{Y_S} = \frac{u_S X_s}{Y_S} = \left(\frac{ds}{dt} \right)_{uS} \quad (11)$$

En las dos ecuaciones (10) y (11) los términos X_f , X_s , u_A y u_S tiene los siguientes significados:

X_f = biomasa activa por unidad de volumen del crecimiento adherido.

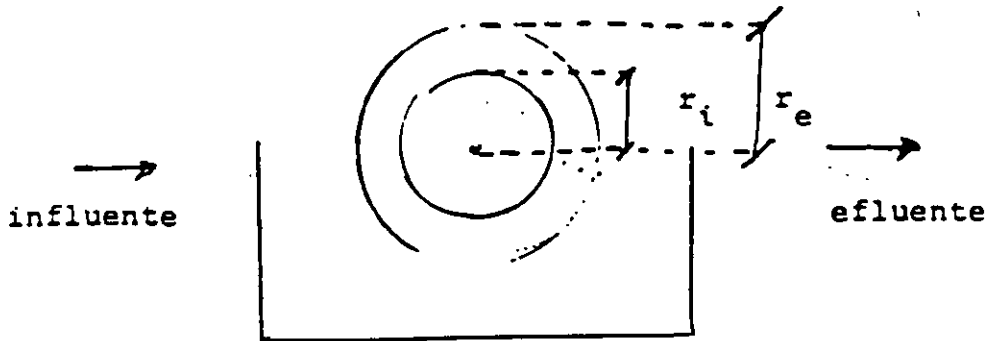
X_s = biomasa activa por unidad de volumen del crecimiento en suspensión.

u_A, u_S = tasas de crecimiento específico de las biomazas adherida y en suspensión ($1/T$).

Sustituyendo estos valores en la ecuación de balance indicada en la página 5 se obtiene la ecuación siguiente :

$$\left(\frac{ds}{dt} \right) V = Q S_0 - \left(Q S_e + \frac{u_A X_f}{Y_A} V_A + \frac{u_S X_s}{Y_S} V_S \right) \quad (12)$$

Sustituyendo en la ecuación anterior el volumen de la película biológica adherida en base a área de la superficie mojada, al espesor de la película y al número de discos. Además, si el sistema está en equilibrio el primer miembro de la ecuación es cero.



En el esquema anterior llamando:

d = espesor de la película

N = número de discos

r_e = radio externo del disco

r_i = radio interno del disco

A = área mojada del disco ($A = 2N\pi (r_e^2 - r_i^2)$).

La ecuación (12) se transforma en:

$$0 = Q S_o - Q S_e - \frac{u_A}{Y_A} X_f d 2\pi N (r_e^2 - r_i^2) - \frac{u_S}{Y_S} X_S V \quad (13)$$

V = volumen del líquido en el reactor

Sustituyendo el valor de u (tasa de crecimiento de la biomasa), dado por la ecuación (3)

$$u = u_m \frac{S}{K_S + S}$$

$$0 = Q S_o - Q S_e - \frac{(u_m)}{Y_A} X_f d 2\pi N (r_e^2 - r_i^2) \frac{S_e}{K_S + S_e} - \frac{(u_m)}{Y_S} S X_S V \frac{S_e}{K_S + S_e} \quad (14)$$

Como el reactor opera un período de retención relativamente corto, podemos hacer cero el cuarto término del segundo miembro (biomasa en suspensión), simplificándose la ecuación a:

$$Q (S_o - S_e) = 2 \frac{(u_m)_A}{Y_A} N \pi d x_f (r_e^2 - r_i^2) \frac{S_e}{K_s + S_e} \quad (15)$$

Llamando P al crecimiento biológico en el disco, su valor está dado por la ecuación:

$$P = \frac{(u_m)_A}{Y_A} x_f d \quad (16)$$

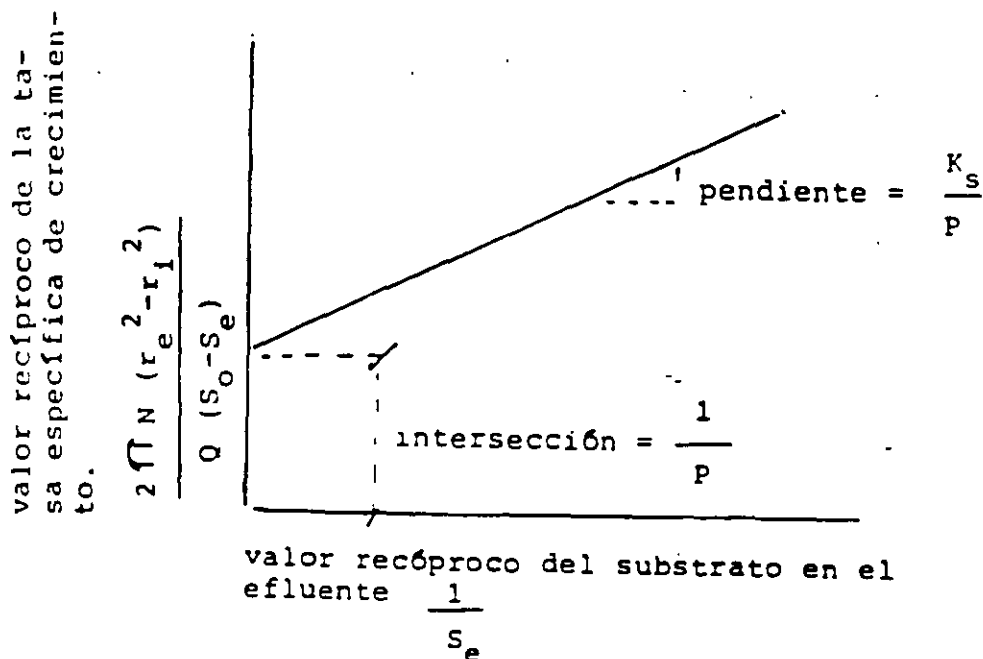
Reemplazando este valor en la ecuación (15) obtenemos en forma simplificada:

$$Q (S_o - S_e) = 2 \pi N P (r_e^2 - r_i^2) \frac{S_e}{K_s + S_e} \quad (17)$$

Ordenando los términos:

$$\frac{2 \pi N (r_e^2 - r_i^2)}{Q (S_o - S_e)} = \frac{1}{P} + \frac{K_s}{P S_e} \quad (18)$$

Los valores de P y de K_s se determinan en laboratorio o en una planta piloto. Los valores se representan en ejes coordenados. En el eje vertical el valor recíproco de la tasa específica de crecimiento y en el eje horizontal la recíproca del sustrato del efluente.



En el caso que el tratamiento esté constituido por varias etapas, la operación se efectúa en serie y:

$$U_T = U_1 + U_2 + \dots + U_{n-1} + U_n$$

$U_T = Q (S_o - S_{e_n})$, siendo S_{e_n} la concentración del substrato en el reactor n .

Por lo mismo, la ecuación (17) se transforma en:

$$Q (S_o - S_e) = 2\pi r N P (r_e^2 - r_i^2) \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{K_s + S_i}$$

Aplicaciones

El tratamiento de las aguas municipales, mediante el empleo de los biodiscos, se efectúa operando el reactor a una velocidad de 18 m/min. (60 pies/min.). El volumen del recipiente es aproximadamente de 0.0049 m³/m² (0.12 gal./pie cuad.) y una carga hidráulica de 0.041 m³/m²/día (1.6 gal./ día/pie cuad.), o, más; obteniéndose un efluente que podría tener una DBO₅ = 8 mg./l, SS = 10 mg/l y un 90% de nitrificación. Lógicamente, la calidad del efluente dependerá de las características de las aguas residuales y de los factores mencionados en la página 1.

En la tabla adjunta se indica los resultados obtenidos, mediante el empleo de biodiscos, en el tratamiento de las aguas municipales de tres ciudades norteamericana, información que fue tomada del trabajo " Field experience with rotating biological contactors ", indicado en la referencia 3 de la bibliografía.

Es importante considerar la influencia de la temperatura en la operación y resultados de los biodiscos, en el gráfico adjunto se muestra las variaciones que tiene la reboción de la DBO a diferentes temperaturas y cargas hidráulicas.

BIBLIOGRAFIA

1. " Principles of Water Quality Management "
W.Wesley Eckenfelder, Jr
Copyright 1980 CBI Publishing Company, Inc.

2. " Biological Process Design for Wastewater Treatment "
Larry D. Benefield
Clifford W. Randall
1980 Prentice-Hall, Inc.

3. " Field Experience with Rotating Biological Contactors "
Ronald L. Antonie
Robert J. Hynek

Resented to the Mexican Society of Sanitary Engineers
1982

4. " Water Supply and Pollution Control "
John W. Clark
Warren Veissman, Jr.
Mark J. Hammer
Harper and Row , Publishers.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

TRATAMIENTOS AVANZADOS EN AGUAS RESIDUALES

Dr. GERMÁN BUITRÓN MÉNDEZ

TRATAMIENTOS AVANZADOS EN AGUAS RESIDUALES

Dr. Germán Buitrón Méndez
Instituto de Ingeniería, UNAM
Coordinación de Ingeniería Ambiental
C.U. Apartado Postal 70-472
04510-México, D.F.
FAX 616-2164

Los tratamientos avanzados se definen como el tratamiento adicional necesario para eliminar las sustancias suspendidas y disueltas que permanecen después de un tratamiento secundario clásico. Estas sustancias pueden ser materia orgánica o sólidos suspendidos, o pueden variar de iones relativamente simples, tales que el potasio, el calcio, el sulfato, el nitrato y el fosfato hasta los cada vez más complejos compuestos orgánicos sintéticos.

En años recientes se ha entendido mejor el efecto de estas sustancias sobre el medio ambiente por lo que las exigencias en materia de tratamiento de agua se han hecho más severas en términos de concentraciones límites de estas sustancias en los efluentes.

La tabla 1 presenta la composición típica del agua residual doméstica en donde se pueden apreciar las concentraciones de las sustancias arriba mencionadas. El efecto potencial que estas sustancias residuales podrían tener varía considerablemente.

Así, aunque los sólidos suspendidos y algunos compuestos orgánicos son eliminados en el tratamiento secundario, una eliminación adicional puede requerirse en casos especiales de descargas a corrientes de agua y lagos.

Los compuestos que tienen nitrógeno y fósforo disponible han llamado la atención ya que aceleran la eutroficación de los lagos y promueven el crecimiento de plantas acuáticas. Recientemente, se ha hecho necesaria la eliminación de estos compuestos debido a que el agua residual tratada es utilizada para la recarga de acuíferos. Además, la eliminación del nitrógeno es necesaria para eliminar el amoníaco que puede tener un impacto por su toxicidad sobre algunos cuerpos receptores.

Desde 1980 se ha puesto atención sobre los compuestos tóxicos y los compuestos orgánicos volátiles presentes en las aguas residuales. En particular estos compuestos son de interés

cuando se descarga el agua tratada en cuerpos de agua superficiales o es utilizada para la recarga de acuíferos, sobre todo si ésta va a ser utilizada posteriormente como fuente de agua potable.

Los sistemas de tratamiento avanzado pueden ser clasificados por el tipo de operación o proceso unitario o por la función principal de eliminación. En este capítulo se discutirán los principios y aplicaciones de los siguientes procesos y operaciones unitarias involucradas en el tratamiento avanzado o terciario de las aguas residuales:

- 1.- Filtración
- 2.- Eliminación de compuestos tóxicos - Adsorción
- 3.- Eliminación de sustancias inorgánicas disueltas
- 4.- Nitrificación
- 5.- Desnitrificación
- 6.- Eliminación del fósforo

FILTRACIÓN

Principio

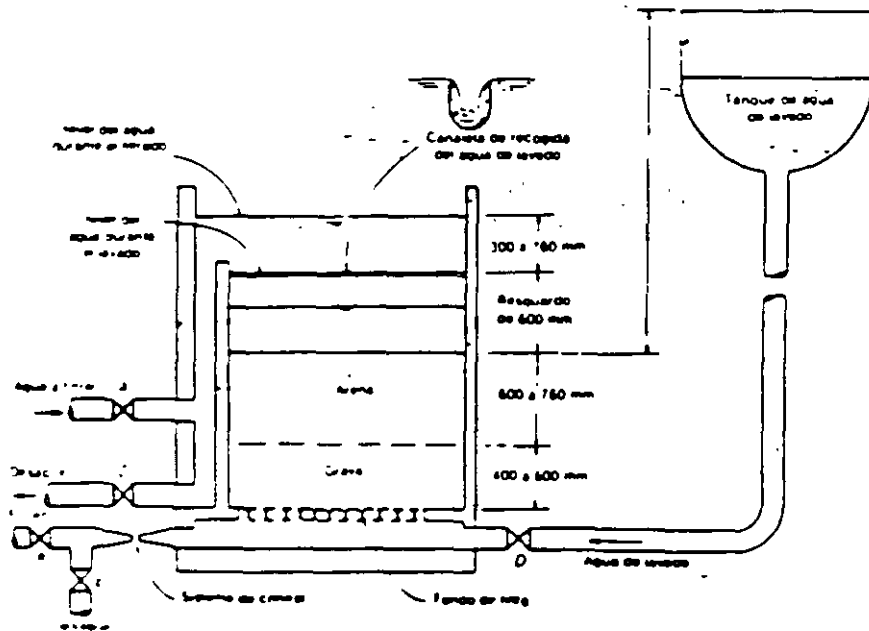
La filtración es una operación unitaria de separación sólido-líquido en la cual el líquido pasa a través de un medio poroso para eliminar la mayor cantidad posible de sólidos suspendidos. En el campo de tratamiento de aguas residuales es utilizada para filtrar:

- 1) Efluentes secundarios no tratados
- 2) Efluentes secundarios tratados químicamente
- 3) Aguas residuales brutas tratadas químicamente

TABLA 1.

Typical composition of untreated domestic wastewater

Contaminants	Unit	Concentration		
		Weak	Medium	Strong
Solids, total (TS)	mg/L	350	720	1200
Dissolved, total (TDS)	mg/L	250	500	850
Fixed	mg/L	145	300	525
Volatile	mg/L	105	200	325
Suspended solids (SS)	mg/L	100	220	350
Fixed	mg/L	20	55	75
Volatile	mg/L	80	165	275
Settleable solids	mL/L	5	10	20
Biochemical oxygen demand, mg/L, 5-day, 20°C (BOD ₅ , 20°C)	mg/L	110	220	400
Total organic carbon (TOC)	mg/L	80	160	290
Chemical oxygen demand (COD)	mg/L	250	500	1000
Nitrogen (total as N)	mg/L	20	40	85
Organic	mg/L	8	15	35
Free ammonia	mg/L	12	25	50
Nitrites	mg/L	0	0	0
Nitrates	mg/L	0	0	0
Phosphorus (total as P)	mg/L	4	8	15
Organic	mg/L	1	3	5
Inorganic	mg/L	3	5	10
Chlorides ^a	mg/L	30	50	100
Sulfate ^a	mg/L	20	30	50
Alkalinity (as CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Grease	mg/L	50	100	150
Total coliform ^b	no/100 mL	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁸
Volatile organic compounds (VOCs)	μg/L	<100	100-400	>400



Representación esquemática del funcionamiento de filtros de flujo descendente por gravedad de medio granular.

FIG. 1

El objetivo de la filtración es producir un efluente de alta calidad con la menor cantidad posible de partículas en suspensión (concentraciones menores a 10 mgSS/l). La operación completa de filtración consta de dos fases: filtración y retrolavado de los filtros.

Los filtros se clasifican de acuerdo con:

1.- El medio filtrante:

- a) Filtros con medio simple. Estos contienen un sólo tipo de medio que generalmente es arena
- b) Filtros con medio dual. Generalmente antracita y arena
- c) Filtros multimedia. Por lo común utilizan tres tipos de medio: antracita, arena y granate.

2.- La velocidad de filtración

- a) Filtros lentos. Tasas de filtración entre 0.15 y 0.30 m^3/m^2-h
- b) Filtros rápidos. Tasas de filtración entre 2 y 15 m^3/m^2-h

3.- La fuerza de filtración

- a) Por gravedad
- b) A presión

4.- La dirección de flujo

- a) Filtración ascendente
- b) Filtración descendente

5.- El control del flujo

- a) Filtración a tasa constante
- b) Filtración a tasa variable (tasa declinante)

Los mecanismos de eliminación de las partículas en la filtración son los siguientes:

- 1.- Tamizado. Las partículas más grandes que el tamaño del poro son retenidas mecánicamente.
- 2.- Sedimentación. Las partículas decantan en el medio filtrante.
- 3.- Impacto. Las partículas más pesadas no siguen la línea de flujo.
- 4.- Intercepción. Muchas partículas contenidas en la corriente son retenidas cuando éstas se ponen en contacto con la superficie del medio de filtración.
- 5.- Adhesión. Las partículas floculantes se pegan a la superficie del filtro.

6.- Adsorción química y física

7.- Floculación y crecimiento biológico.

Aplicaciones

Los filtros de medio simple son poco usados en tratamientos avanzados. Generalmente se prefieren los filtros duales o multimedias debido a que se obtienen tasas de filtración más elevadas ya que estos filtros tienen un mayor porcentaje de volumen de poros (porosidad) lo que implica una mayor retención de sólidos.

En general los filtros para el tratamiento de aguas residuales reciben partículas más grandes, pesadas y de tallas más variables que los filtros utilizados en potabilización. Por ello es recomendado llevar a cabo estudios piloto para determinar las mejores condiciones de operación de los mismos.

La filtración de aguas residuales es utilizada para eliminar los flóculos de los efluentes secundarios antes de descargar las aguas. También se utiliza para eliminar los precipitados residuales de la precipitación con cal o sales de fosfatos. Es una operación de pretratamiento antes de que el agua residual tratada sea introducida a los filtros de carbón activado.

En el caso de la reutilización del agua se requiere filtrar los efluentes antes de ser utilizados para los cultivos, el riego de áreas verdes y recreativas.

Las variables que controlan el proceso tienen que ver con las características del influente como son la concentración en sólidos suspendidos y la turbiedad, el tamaño de partícula y la fuerza del floculo.

ELIMINACIÓN DE COMPUESTOS TOXICOS - ADSORCION

Los compuestos refractarios son compuestos resistentes a la degradación biológica en los procesos convencionales de tratamiento de aguas y en el medio ambiente. Los procesos utilizados para eliminar este tipo de compuestos son

Proceso	Aplicación
Adsorción con carbón activado	Eliminación de compuestos orgánicos sintéticos y naturales incluyendo los compuestos orgánicos volátiles, pesticidas PCB's y metales pesados
Lodos activados adicionados con carbón activado	Metales pesados, amoníaco, compuestos refractarios
Coagulación química	Metales pesados y PCB's
Oxidación química	Amoníaco, compuestos tóxicos, halogenados alifáticos y aromáticos.
Procesos biológicos convencionales	Fenoles, PCB'S, hidrocarburos halogenados

El cloro es generalmente utilizado en el proceso de oxidación química. La principal desventaja es que el cloro forma trihalometanos. Otros oxidantes son el ozono y el dióxido de cloro. La ventaja del ozono es que con este compuesto se elimina además el color.

ADSORCION

La adsorción es la colección y concentración selectiva sobre la superficie sólida de moléculas de tipos particulares contenidas en un líquido o en un gas. A través de esta operación unitaria los gases o líquidos de sistemas mezclados, aún a muy bajas concentraciones, pueden ser selectivamente capturados y eliminados de las corrientes gaseosas o líquidas usando una gran variedad de materiales específicos conocidos como adsorbentes. El material que es adsorbido sobre el adsorbente es llamado adsorbato. Existen dos mecanismos involucrados en la adsorción la adsorción física y la adsorción química.

Tipos de adsorción.

Cuando las moléculas gaseosas o líquidas alcanzan la superficie de un adsorbente y permanecen sin ninguna reacción química, el fenómeno es llamado adsorción física. El mecanismo por el cual se explica la adsorción física puede ser las fuerzas electrostáticas intermoleculares o de van der Waals. puede depender en la configuración física del adsorbente como en el caso de la estructura de los poros del carbón activado. Los adsorbentes físicos típicamente cuentan con grandes áreas superficiales.

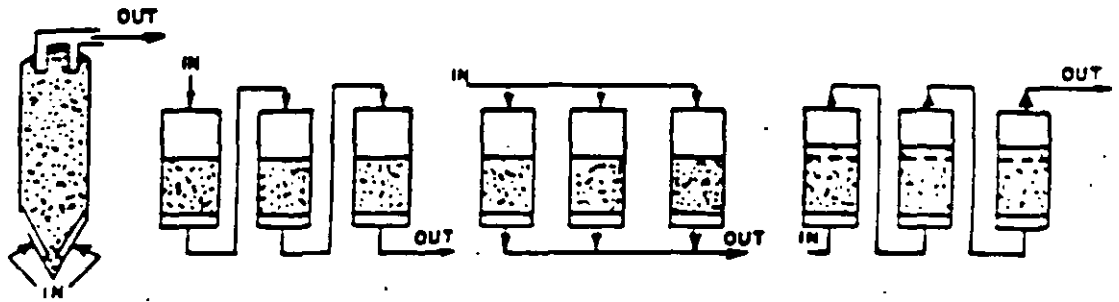
Actualmente el carbón activado es el adsorbente más ampliamente utilizado. Otros adsorbentes menos importantes son la alúmina activada, la sílica gel y las mallas moleculares. El carbón activado es catalogado como un adsorbente físico no polar. Se produce a partir de una gran cantidad de materiales carbónicos como son la madera, el aserrín, los huesos de frutas, las cáscaras de coco, el carbón mineral o hulla, el lignito y los residuos del petróleo. El carbón activado posee una área superficial interna muy grande con una intrincada red de poros. Se han estimado áreas superficiales totales entre 450 y 1800 m²/gramo, pero solamente una parte de esta superficie esta disponible para la adsorción. El carbón activado se presenta generalmente en tres tipos: granular o en gránulos naturales, en pellets y en polvo. Los carbones para la fase líquida pueden presentarse en polvo o bajo la forma granular, el primer tipo es mezclado y luego filtrado del líquido mientras que, el carbón granular es empacado en forma de lecho.

Técnicas por contacto en columna y equipo utilizado

Cuando se utiliza en el proceso de adsorción un adsorbente granular, el proceso se puede llevar a cabo en batch, en columna o por lechos fluidificados. Los sistemas de contacto más utilizados son los lechos fijos o los lechos móviles a contracorriente debido a los bajos costos de operación y a la alta utilización de la capacidad de adsorción del adsorbente. Los lechos fijos pueden emplear flujos ascendentes o descendentes del fluido; sin embargo los flujos descendentes son mas populares ya que el lecho del adsorbente también puede servir como filtro para los sólidos suspendidos. Los lechos móviles a contracorriente emplean un flujo ascendente del líquido y flujo descendente del adsorbente ya que este se puede mover por la fuerza de la gravedad. Ambas configuraciones pueden operarse por gravedad o bajo presión del líquido.

ADSORBER CONFIGURATIONS

MOVING BED DOWN FLOW IN SERIES DOWN FLOW IN PARALLEL UPFLOW-EXPANDED IN SERIES



- COUNTER-CURRENT CARBON USE
- PRIOR SUSPENDED SOLIDS REMOVAL
- SMALLER VOLUME SYSTEMS

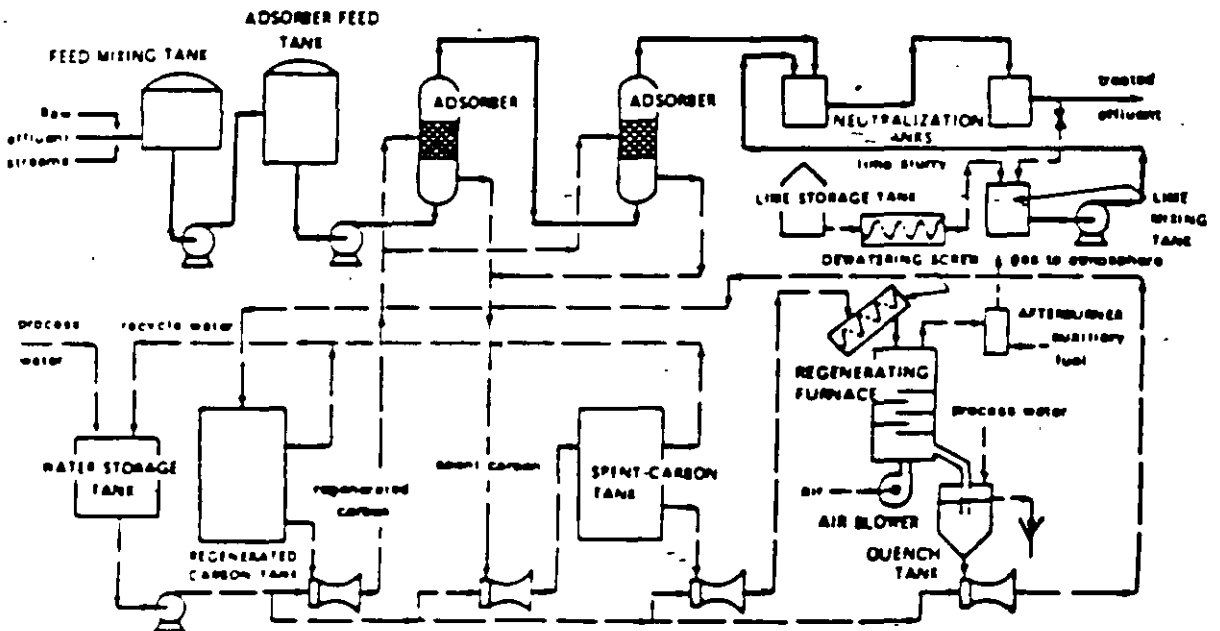
- COUNTER-CURRENT CARBON USE
- MAXIMUM LINEAR VELOCITY
- LARGE VOLUME SYSTEMS

- FILTRATION & ADSORPTION CAPABILITY
- MAXIMU. LINEAR VELOCITY
- LARGE VOLUME SYSTEMS

- COUNTER-CURRENT CARBON USE
- MINIMUM HEAD LOSS
- MINIMUM PRETREATMENT

Typical carbon adsorption systems and their attributes

FIG. 2



Carbon adsorption filtration plant for treating pesticidal wastes

FIG. 3

Técnicas de tratamiento con carbón activado

El carbón activado se usa comúnmente para eliminar compuestos orgánicos que causan olores, sabores y otros efectos nocivos. El carbón puede utilizarse ya sea en polvo o en gránulos. El carbón granular se coloca en forma de lecho en columnas y el agua a tratar pasa sobre éste. Los sabores, colores y olores debidos a compuestos tales que los fenoles, pesticidas, colorantes orgánicos, surfactantes, etc., son eliminados de las aguas residuales industriales o municipales. El proceso de eliminación continua hasta que el carbón alcanza su saturación, después de lo cual éste es regenerado.

Tratamientos biológicos adicionados con carbón activado

La utilización de carbón activado en polvo adicionado a los procesos biológicos se desarrolló con éxito en los años 70s. Este sistema es utilizado para tratar efluentes industriales contaminados con compuestos tóxicos. En este proceso se tienen las ventajas de la adsorción y de la biodegradación, por medio de organismos aclimatados, para la eliminación de los compuestos orgánicos. A esta combinación frecuentemente se le denomina como proceso PACT (desarrollado por Du Pont). Se observó que existe una neta mejoría de las capacidades de depuración del proceso por la adición de este compuesto al tanque de aeración del proceso por lodos activados. Se explicó la mejoría en los rendimientos del proceso no solamente por el efecto de la adsorción de los compuestos orgánicos sobre el carbón activado, sino también por el fenómeno llamado biorregeneración.

La biorregeneración es el proceso a partir del cual los compuestos orgánicos adsorbidos desorben, volviéndose disponibles para la biodegradación y dejando la superficie del carbón activado nuevamente disponible para una nueva adsorción. Algunos autores han sugerido que las tasas de desnitrificación también se mejoran con la adición del carbón activado. Esto es explicado por la adsorción de las sustancias inhibidoras sobre el carbón activado.

Este tipo de sistemas pueden eliminar las sustancias tóxicas o inhibitorias presentes en las aguas residuales como resultado del potencial de biooxidación del sistema. Así, los compuestos orgánicos son retenidos en el sistema por un periodo que se aproxima al tiempo de retención celular, en lugar del periodo dado por el tiempo de retención hidráulico, como ocurre en un proceso biológico tradicional.

Los residuos sólidos producidos en el sistema pueden ser depositados en un relleno

sanitario adecuado para el caso o bien, ser llevados al procesos de oxidación/incineración que la oxidación por vía húmeda o la combustión térmica para su destrucción.

No obstante, este proceso tiene desventajas que son inherentes al manejo del carbón en polvo, al el sistema de filtración requerido y a la eficiencias bajas de adsorción. Por ello actualmente el interés está enfocado a los procesos adicionados con carbón activado granular.

La ventaja con la adición del carbón activado granular es que se pueden manejar los nuevos procesos biológicos como son los lechos empacados con o sin biomasa fija o los sistema mixtos como los lechos turbulentos. Recientemente la aplicación del carbón activado granular ha sido estudiada en el caso de las aguas residuales problemáticas conteniendo compuestos tóxicos (Jaar y Linderer, 1982; Fox y Sullivan, 1993). Buitrón (1994) adicionó a un proceso biológico tipo SBR reactores discontinuos series) carbón activado granular para disminuir la toxicidad de un efluente industrial contaminado con nitrofenoles. El piloto produjo altas eficiencias de eliminación (95% como carbono orgánico) y las cargas orgánicas eliminadas por los microorganismos aclimatados fueron de 2.3 kg de DQO/m³-d, valor entre ocho y diez veces superior al comúnmente reportado en la literatura para este tipo de efluentes.

ELIMINACION DE SUSTANCIAS INORGANICAS DISUELTAS

Precipitación química

La eliminación del fósforo del efluente residual se puede llevar acabo por la adición de coagulantes para su precipitación (alúmina, cal, sales de hierro, polímeros orgánicos). Adicionalmente a la eliminación del fósforo estos compuestos químicos puede eliminar otros iones, principalmente, los metales pesados.

Cuando se utiliza la precipitación química, la digestión anaerobia de los lodos no es posible debido a la toxicidad del precipitado el cual puede contener metales pesados. La desventaja de la precipitación química es la producción de una cantidad considerable de lodos difícilmente tratables debido a su toxicidad.

Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso unitario mediante el cual los iones de una especie dada son desplazados de un material de intercambio insoluble por iones de diferentes especies en solución. El uso más generalizado de este proceso es en el ablandamiento del agua potable en donde el ión sodio de una resina catiónica es reemplazado por los iones calcio y magnesio del agua a tratar. Para la eliminación de los sólidos totales se deben utilizar resinas de intercambio iónico catiónico y aniónico.

Primero se pasa el agua residual a través de un intercambiador de cationes donde los iones cargados positivamente son reemplazados por iones hidrógeno. El efluente del intercambiador catiónico es pasado a una resina aniónica donde los aniones son reemplazados por iones hidroxilo. Así, los sólidos disueltos son reemplazados por iones hidrógeno e hidroxilo, los cuales reaccionan para formar moléculas de agua.

Los intercambiadores de iones son generalmente columnas empacadas de flujo descendente. Cuando se satura la capacidad de las resinas, la columna es retrolavada para eliminar los sólidos retenidos y después es regenerada. La columna de intercambio catiónico se regenera con un ácido fuerte como el ácido sulfúrico. El hidróxido de sodio es utilizado para regenerar la columna aniónica.

La desmineralización puede llevarse a cabo en columnas separadas en serie o ambas resinas se pueden mezclar. La tasa de flujo típica utilizada es del orden de 12 a 24 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ y con profundidades de lecho entre 0.75 a 2.0 m.

No todos los iones disueltos se remueven de igual manera, cada resina está caracterizada por una actividad determinada y algunos iones son eliminados sólo parcialmente. Algunos compuestos orgánicos encontrados en las aguas residuales pueden ligarse disminuyendo la eficiencia de las resinas.

Ultrafiltración

La ultrafiltración (UF) es una operación a presión que utiliza membranas porosas para la eliminación de material coloidal y disuelto. Estos sistemas se diferencian de la ósmosis inversa ya que en este caso se aplican presiones relativamente bajas ($150 \text{ lb}/\text{in}^2$ ó $1034 \text{ kN}/\text{m}^2$). La

ultrafiltración se utiliza para eliminar material coloidal y moléculas grandes con pesos moleculares superiores a 5000. Se aplica para la eliminación de aceite de corrientes acuáticas, de turbiedad y color coloidales. También se ha sugerido utilizar UF para la eliminación de fósforo

Osmosis inversa.

La ósmosis inversa es un proceso en el cual el agua es separada de las sales disueltas en la solución por filtrado a través de una membrana semipermeable bajo presiones mayores que la presión osmótica causada por las sales disueltas en el agua residual. Las presiones de operación varían entre la presión atmosférica y 1000 lb/in^2 (6900 KN/m^2).

La ósmosis inversa tiene la ventaja de eliminar los compuestos orgánicos que son difícilmente eliminados por las técnicas de desmineralización. La principal desventaja es su alto costo y la limitada experiencia de su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. El acetato de celulosa y el nylon han sido utilizados como material de construcción de las membranas de ósmosis inversa.

NITRIFICACION

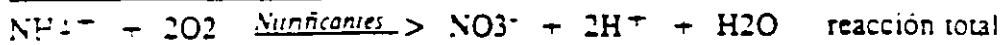
Las principales especies químicas que contienen nitrógeno y que son importantes en el tratamiento de aguas residuales son el amoníaco, los compuestos orgánicos nitrogenados, los nitratos y los nitritos. El amoníaco existe en solución acuosa como amoníaco o como ión amonio. El nitrógeno total Kjeldahl, NTK, es el análisis empleado para determinar la concentración del nitrógeno orgánico y del amoníaco presentes en el agua residual. Para aguas municipales, las concentraciones típicas de NTK varían entre 15 y 50 mg/l.

Los inconvenientes por la descarga de efluentes conteniendo nitrógeno amoniacal son:

- 1) El amoníaco consume oxígeno de los cuerpos de agua receptores
- 2) El amoníaco reacciona con el cloro para formar cloraminas, las cuales son menos efectivas que el cloro como desinfectante
- 3) El amoníaco es tóxico para la vida acuática.

La nitrificación es el proceso mediante el cual a través de bacterias autótrofas, el ni.

amoniacal es oxidado a iones nitrato. Estas bacterias llamadas nitrificantes consisten en dos géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. La oxidación del amoníaco se lleva a cabo en dos pasos:



En la reacción total se puede observar que existe un desprendimiento de iones H^+ , por lo que si la alcalinidad del sistema es insuficiente, el pH del medio va a decrecer. Es importante señalar que las bacterias nitrificantes son bastante sensibles a los cambios de pH. Cuando la alcalinidad es insuficiente, el sistema está limitado por carbono para las nitrificantes, por ello se debe agregar carbono en forma de carbonatos o bicarbonatos.

Los parámetros que afectan la nitrificación son:

- Oxígeno disuelto. Dado que la cinética depende de la concentración del O_2 , es importante que ésta se encuentre por arriba de 2 mg O_2/l .
- Temperatura. La cinética de oxidación se ve severamente afectada por las variaciones de temperatura. La velocidad de oxidación aumenta si la temperatura aumenta.
- pH. Se ha observado que el pH afecta la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, situándose el óptimo entre 7.5 y 8.5. A bajos pH se produce el ácido nitroso libre y a altos pH se libera el NH_3 . Ambos compuestos son inhibidores.
- Inhibidores. Las bacterias nitrificantes son muy sensibles a numerosos inhibidores orgánicos y minerales.
- Relación DBO/NTK. Se ha comprobado que la fracción de organismos nitrificantes presentes en el licor mezclado está relacionada con el factor DBO/NTK. Para relaciones mayores a 5 la fracción de organismos nitrificantes decrece.

Aplicaciones

Existen dos técnicas de aplicación del proceso de nitrificación: el proceso a cultura fija y el proceso a biomasa suspendida. Suponiendo que el suministro de aire sea suficiente, en general, se puede asegurar la nitrificación a temperaturas moderadas en los sistemas convencionales de lodos activados. Este sería un proceso a bajas cargas orgánicas (0.5 kg DBO/kg SS-día) y con tiempos de retención celular mayores a los aplicados convencionalmente, es decir

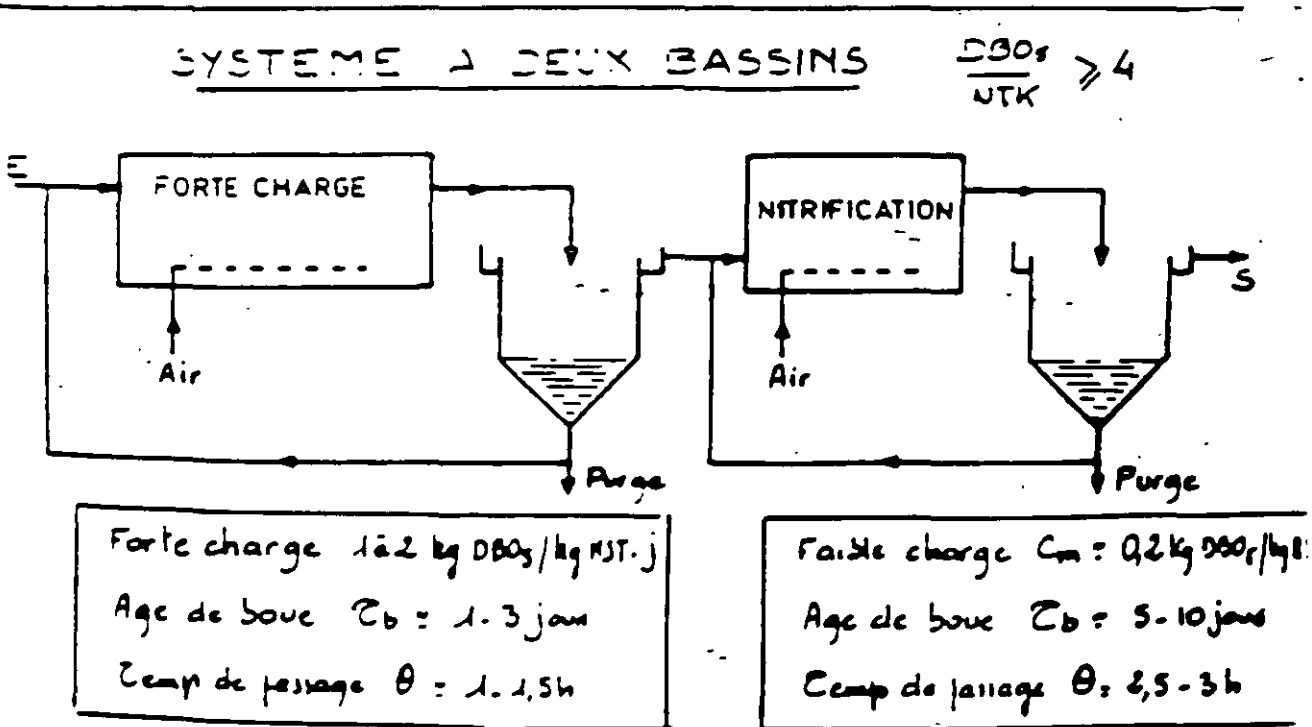
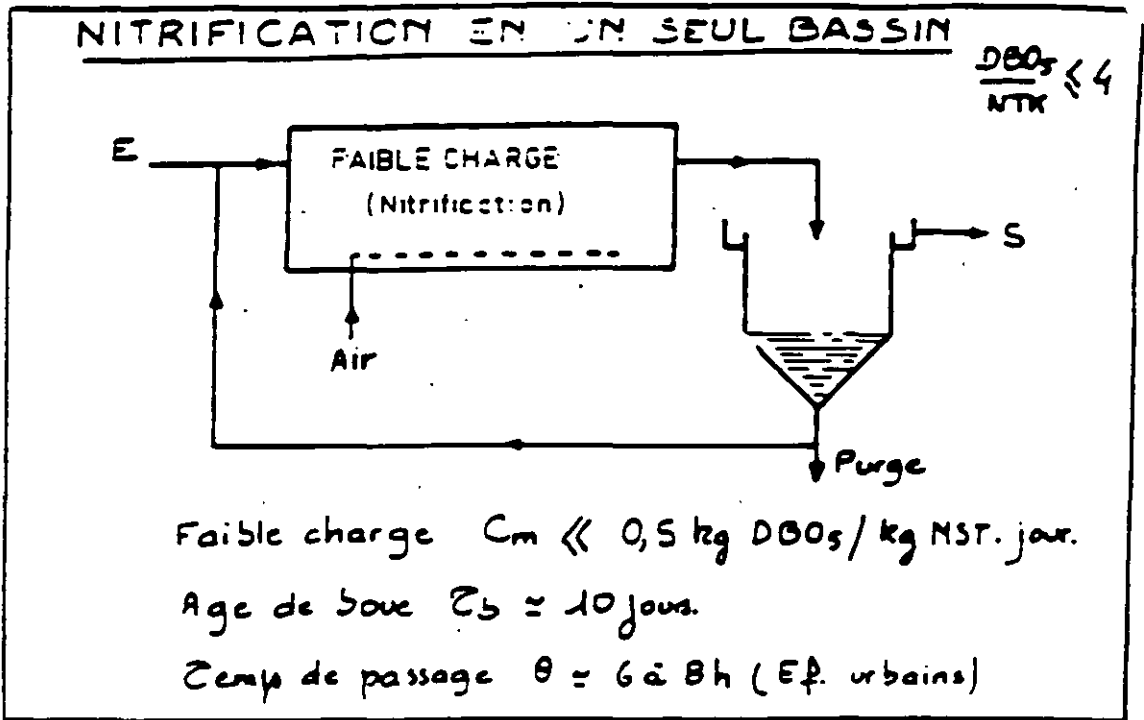


FIG. 4

aproximadamente de 10 días.

La selección del proceso combinado de oxidación/nitrificación o un proceso con la etapa de nitrificación separada depende de la evaluación de las ventajas y desventajas de cada uno. La ventaja del proceso combinado es que la producción de lodos es minimizada. En el proceso separado las ventajas son las siguientes:

- 1) Mejor control y optimación de cada proceso .
- 2) Se maximiza la eficiencia de eliminación del N
- 3) El proceso es menos dependiente de la temperatura
- 4) Los compuestos orgánicos que pueden ser tóxicos a las bacterias nitrificantes son eliminados en el primer tanque.

Para pequeños flujos el proceso combinado es el preferido. De todas formas a la salida de proceso es deseable contar con un efluente con no más de 15 mg de DBO/l y no más de 5 mg de NTK/l.

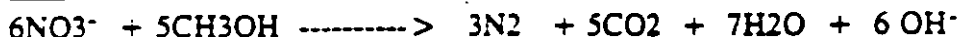
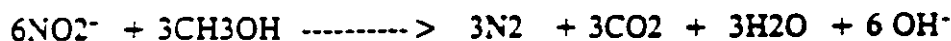
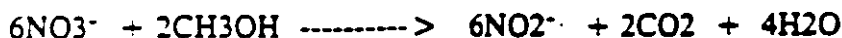
DESNITRIFICACION

Aunque es preferible tener un efluente nitrificado a uno que contiene nitrógeno amoniacal, altas concentraciones de nitratos pueden estimular el crecimiento indeseable de plantas y por lo tanto contribuir al problema de la eutroficación. Un crecimiento abundante de la vegetación acuática reduce la calidad del agua ya que:

- 1) Se incrementa el costo de tratamiento del agua porque los filtros se colmatan más frecuentemente
- 2) Aparecen olores y sabores
- 3) Se forman pigmentos coloreados
- 4) Se forman precursores de trihalometanos
- 5) Con altos contenidos de nitratos en el agua (mayores a 10 mg NO_3^- -N/l) se produce la methemoglobinemia infantil.
- 6) Existen fluctuaciones importantes de oxígeno en el cuerpo receptor.

Se puede emplear un tratamiento biológico para eliminar los nitratos del agua residual. Este proceso es llamado desnitrificación. Es esencial que el nitrógeno amoniacal haya sido oxidado a nitratos (nitrificación).

Algunas bacterias facultativas son capaces de obtener energía usando a los nitratos como aceptores de electrones, en ausencia de oxígeno, o medio anóxico. Estas bacterias reducen los nitratos a gas nitrógeno el cual es eliminado del medio hacia la atmósfera. Cabe señalar que además de la nitrificación y del medio anóxico, es necesario que exista una fuente de carbono para que la desnitrificación se lleve a cabo. Se han utilizado el metanol, el etanol y el agua residual como fuentes de carbono. Si se utiliza el metanol como fuente de carbono se obtienen las siguientes reacciones:



La nitrificación biológica seguida de la desnitrificación es probablemente el método más ampliamente utilizado para la eliminación del nitrógeno del agua residual.

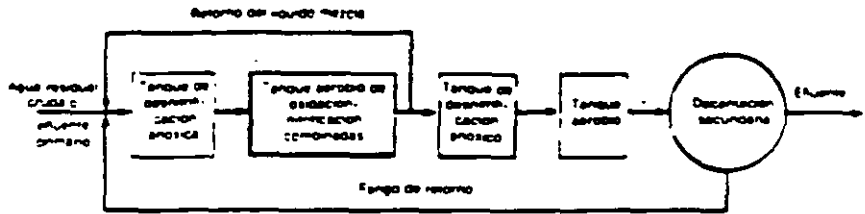
Aplicaciones

Al igual que la nitrificación, la desnitrificación se puede llevar a cabo en los procesos a biomasa suspendida o a biomasa fija, en condiciones anóxicas. Una distinción adicional se basa en si la desnitrificación se realiza en reactores independientes o en sistemas combinados de oxidación del carbono y nitrificación-desnitrificación utilizando agua residual como fuente de carbono.

El sistema de desnitrificación a biomasa suspendida es similar al proceso de lodos activados. Dado que el N_2 desprendido durante el proceso de desnitrificación se fija a menudo a los sólidos biológicos, se incluye una etapa de liberación del nitrógeno entre el reactor y los sedimentadores. Esta etapa se realiza por medio de aeración de los sólidos durante un corto periodo.

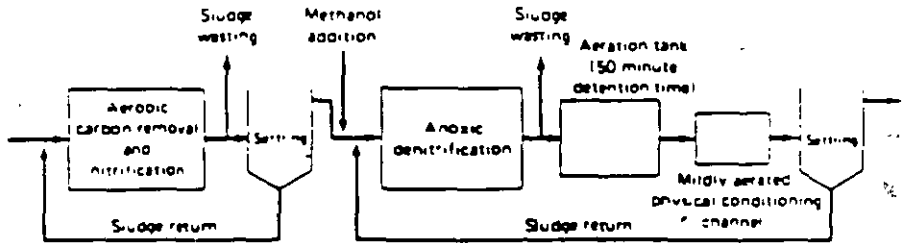
Los procesos combinados en los cuales se lleva a cabo la oxidación del carbono, la nitrificación y la desnitrificación, se han desarrollado para evitar la utilización de una fuente externa de carbono.

El proceso BARDENPHO utiliza agua residual urbana y la descomposición endógena

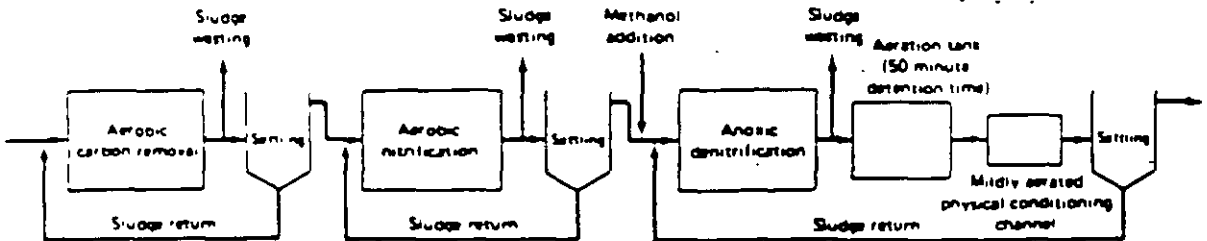


Sistema Baroendpho, utilización secuencial del carbono del agua residual y del carbono endógeno

FIG. 5



Flowchart for a Combined-Stage Nitrification/Denitrification Process



Flowchart for a Separate-Stage Nitrification/Denitrification Process

FIG. 6

TABLA 2.

Comparación de sistemas de desnitrificación alternativos

Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes	Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes
Crecimiento suspendido utilizando metanol después de la nitrificación	Rápida desnitrificación; instalaciones de pequeño tamaño, estabilidad de funcionamiento, pocas limitaciones en las operaciones de la secuencia de tratamiento, puede incorporarse fácilmente una etapa de oxidación del metanol en exceso, cada proceso puede optimizarse independientemente; es posible conseguir alto grado de eliminación de nitrógeno	Se requiere metanol, estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa; se precisa un mayor número de procesos unitarios para la nitrificación y desnitrificación que en sistemas combinados	Oxidación del carbón y nitrificación combinadas en reactor de crecimiento suspendido utilizando el agua residual como fuente de carbono	No se necesita metanol; se precisa menor número de procesos unitarios	Bajas tasas de desnitrificación; se precisan instalaciones de gran tamaño; menor eliminación de nitrógeno que en el sistema basado en el metanol; estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa; tendencia a la formación de bulking del fango; opciones de la secuencia de tratamiento limitadas cuando se requiere la eliminación tanto de N como de P; no existe protección de los nitrificantes contra los tóxicos; difícil de optimizar la nitrificación y desnitrificación independientemente
Crecimiento de cultivo fijo (coliforma) utilizando metanol después de una fase de nitrificación	Rápida desnitrificación; se precisan instalaciones de pequeño tamaño, estabilidad de funcionamiento demostrada, estabilidad no vinculada al clarificador al estar los organismos fijados al medio; pocas limitaciones en las opciones de la secuencia de tratamiento, posible alto grado de eliminación de nitrógeno; cada proceso del sistema puede optimizarse por separado	Se requiere metanol, no es fácil incorporar el proceso de oxidación del metanol en exceso; se precisa un mayor número de procesos unitarios para la nitrificación y desnitrificación que en sistemas combinados			
Oxidación del carbono-nitrificación combinadas en un reactor de cultivo suspendido utilizando una fuente de carbono endógena	No se necesita metanol, se precisa un menor número de procesos unitarios	Tasas de desnitrificación se precisan de 4 a 10 veces la eliminación de nitrógeno menor que en el sistema basado en el metanol; estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa; opciones de la secuencia de tratamiento limitadas cuando se precisa eliminar tanto N como P; no existe protección de los nitrificantes contra los tóxicos; difícil de optimizar la nitrificación y desnitrificación independientemente			

bacterias como fuente externa de carbono. La tabla 2 presenta una comparación de los diferentes sistemas de desnitrificación.

Las variables que afectan a el proceso de desnitrificación son:

- 1) Concentración del ión nitrato
- 2) Concentración del carbón
- 3) Temperatura. Si la temperatura es baja la velocidad del desnitrificación también lo es por lo que el volumen del reactor aumenta.
- 4) pH. El intervalo óptimo está entre 6.5 y 7.5.

ELIMINACION DEL FOSFORO

El agua residual doméstica y el agua de drenaje de zonas agrícolas son las principales fuentes de fósforo, el que como se ha dicho es el principal responsable del crecimiento de las plantas acuáticas y de la contribución a la eutroficación en general.

El fósforo en el agua residual puede presentarse en tres formas ortofosfato, polifosfato y fósforo inorgánico. En la mayoría de las aguas residuales el fósforo es eliminado por decantación primaria. Dado que no existe forma gaseosa del P, este es eliminado por incorporación a una fase sólida. En los tratamientos biológicos convencionales es incorporado a la biomasa en exceso. Estos procesos presentan una eliminación muy baja de fósforo (del 2 al 3%). Así, alrededor de 10 a 15 mg P/l se encuentran en la salida del proceso (en Europa). Para prevenir la eutroficación es necesario que las concentraciones sean inferiores a 1 mg P/l.

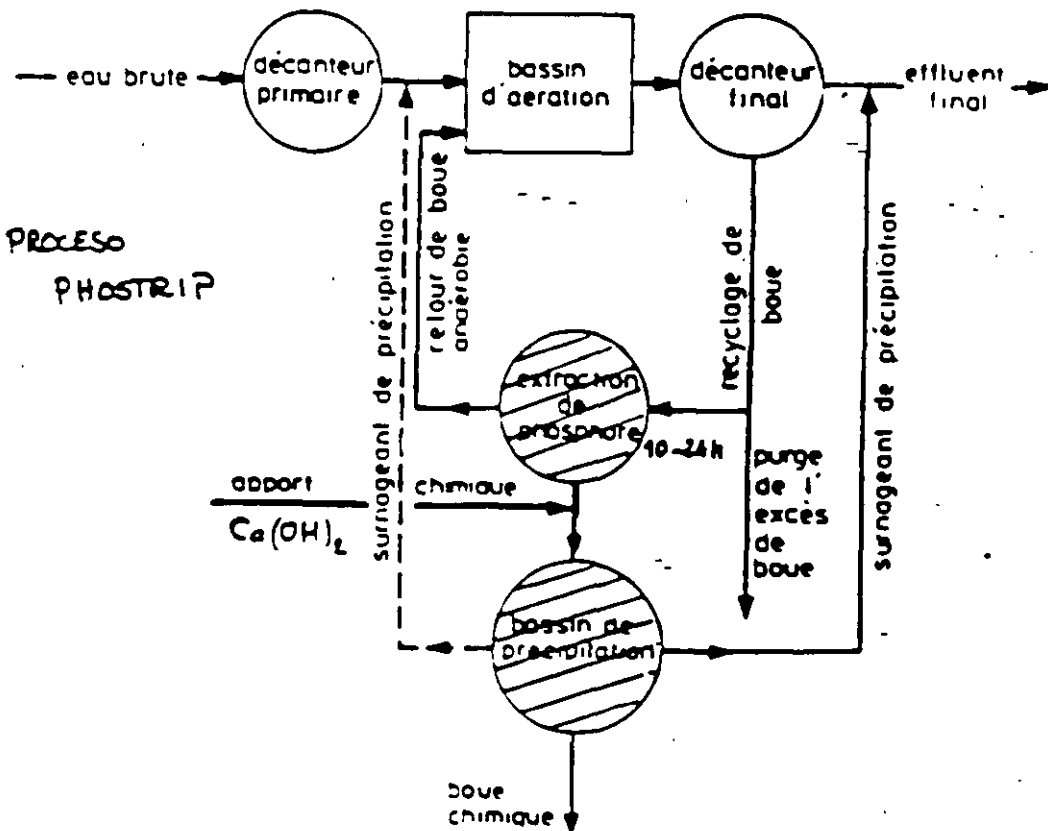
La desfosfatación por adición de productos químicos.

Cuando se añaden sales de aluminio o hierro al agua residual bruta, éstas reaccionan con el ortofosfato soluble hasta producir un precipitado. Cuando se usa la cal, el calcio y el hidróxido reaccionan con el ortofosfato para formar hidroxapatita insoluble. El fósforo orgánico y el polifosfato se eliminan a través de reacciones más complejas y por adsorción en partículas del floculo. El precipitado se elimina como lodos primarios. Existen tres esquemas de tratamiento: precipitación primaria, tratamiento terciario y precipitación simultánea en los lodos activados. Las principales ventajas y desventajas de cada uno de ellos se encuentran en la tabla 3.

TABLE 3.

Ventajas y desventajas de la eliminacion de fósforo en diversos puntos de una planta de tratamiento^a

Nivel de tratamiento	Ventajas	Desventajas
Primario	Aplicacion a la mayoría de las plantas. eliminacion superior de DBO y de solidos suspendidos; minimo trato de perdidas de producto quimico. posibilidad demostrada de recuperacion de la cal	Minima eficiencia del uso del metal del producto quimico. pueden requerirse polimeros para la floculacion. fango mas difícil de deshidratar que el primario
Secundario	Minimo coste. menores dosis de productos quimicos que el primario. mejora de la estabilidad del fango activado. no se precisan polimeros	La sobredosis de metal puede causar la toxicidad a bajo pH. con aguas residuales de baja alcalinidad. puede ser necesario un sistema de control del pH. no puede utilizar la cal a causa del excesivo pH. solidos inertes añadidos al liquido mezcla del fango activado. reduciendo el porcentaje de solidos volatiles
Avanzado (terciario)	Minimo fósforo en el efluente. maxima eficacia del uso del producto quimico. recuperacion de cal demostrada	Maximo coste de inversion. maxima perdida de metal del producto quimico



Stabilisation de PO_4^{3-} par agent chimique

FIG. 7

REFERENCIAS

- 1 - Benefield LD y Randal CW (1980) *Biological process design for wastewater treatment*. Englewood Cliffs, N.J.
- 2 - Buitrón Méndez G. (1993) *Biodégradation de composés xénobiotiques par un procédé discontinu de type SBR* Tesis de doctorado, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Francia, 240 pp.
- 3 - Cheremisinoff N.P y Cheremisinoff P.N. (1993). *Carbon adsorption for pollution control. Process and pollution control equipment*. Prentice Hall, New Jersey
- 4 - Ekama GA, Marais GR y Siebritz IP (1984) *Theory design and operation of nutrient removal activated sludge processes*, Water Research Commission, Univ Cape Town, Pretoria
- 5 - Fox P. y Suidan M.T. (1993). *A comparison of expanded bed GAC reactor designs for the treatment of refractory/inhibitory wastewaters*. *Water research*, 27, 769-776.
- 6 - Meidl J.A. (1991) *PACT Systems for industrial wastewater treatment Innovative hazardous waste treatment technology series. Vol 2*, Ed. Freeman HM y Sfera PR, Technomic Pub Co, Lancaster, 177-191.
- 7 - Metcalf y Eddy (1991) *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse*, Mc Graw Hill, 3a Ed, N Y
- 8 - Reynolds TD (1982) *Unit operations and processes in environmental engineering*, Brooks-Cole Eng Div.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**SISTEMAS DE BIODISCOS O CONTADOR BIOLÓGICO
ROTATORIO (CBR)**

Dr. GERMÁN BUITRÓN MÉNDEZ

Dr. Germán Buitrón Méndez
Coordinación de Bioprocesos Ambientales
Instituto de Ingeniería, UNAM
C.U. , Apdo Postal 70-472
04510 Coyoacán México D.F.

Sistemas de Biodiscos o Contactor Biológico Rotatorio (CBR)

DESCRIPCIÓN DEL CBR

- Características físicas**
- Aplicaciones**
- Ventajas y desventajas**

EFICIENCIA DEL CBR

- Eficiencias teóricas y observadas**
- Un modelo simplificado para la eficiencia en los CBR**

DISEÑO

- Ecuaciones de diseño y procedimiento**
- Determinación de la tasa de consumo de sustrato y de los parámetros**
- Factores que influyen en el diseño**

OPERACIÓN DE LOS CBR

DESCRIPCIÓN DEL CBR

Características físicas

En este sistema una serie de discos de 3 a 4 metros son acoplados estrechamente y montados sobre un mismo eje.

La unidad se instala en un tanque de concreto de manera que la superficie del agua residual que pasa por el tanque casi alcanza el eje. Esto significa que cerca del 40% de la superficie de los discos siempre está sumergida.

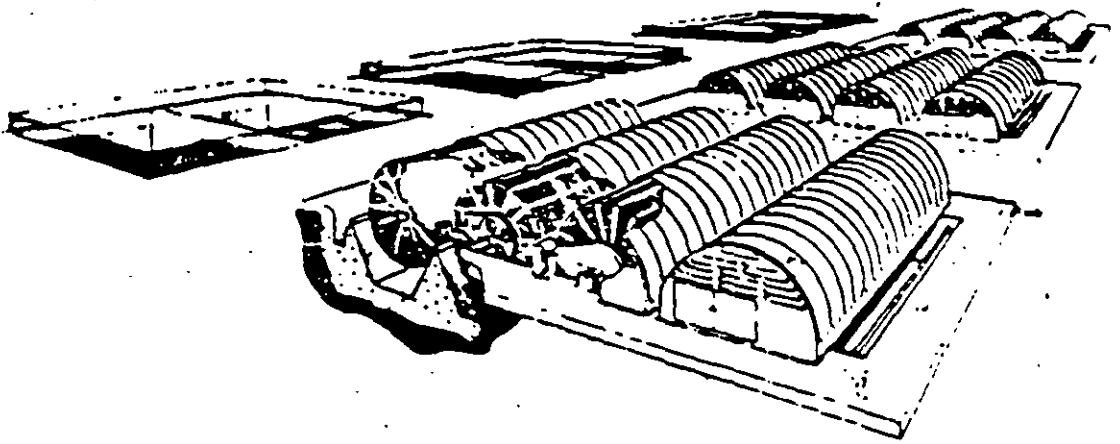
El eje rota continuamente entre 1 y 2 r.p.m., por lo que una capa fina, de 2 a 4 mm de espesor, de microorganismos se desarrolla sobre la superficie de cada disco.

Los microorganismos adheridos a los discos asimilan la materia orgánica presente en el agua residual.

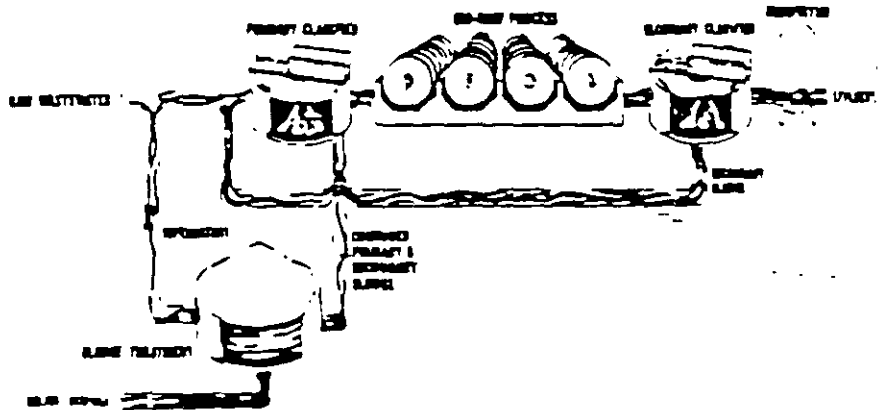
La aireación se efectúa por la rotación, la cual expone a los discos en contacto con el aire después de haber estado en contacto con el agua residual.

El exceso de biomasa es desprendida dentro del tanque y la rotación de los discos la mantiene en suspensión.

En ocasiones el flujo de agua arrastra los sólidos fuera del sistema, los cuales son separados en un clarificador.

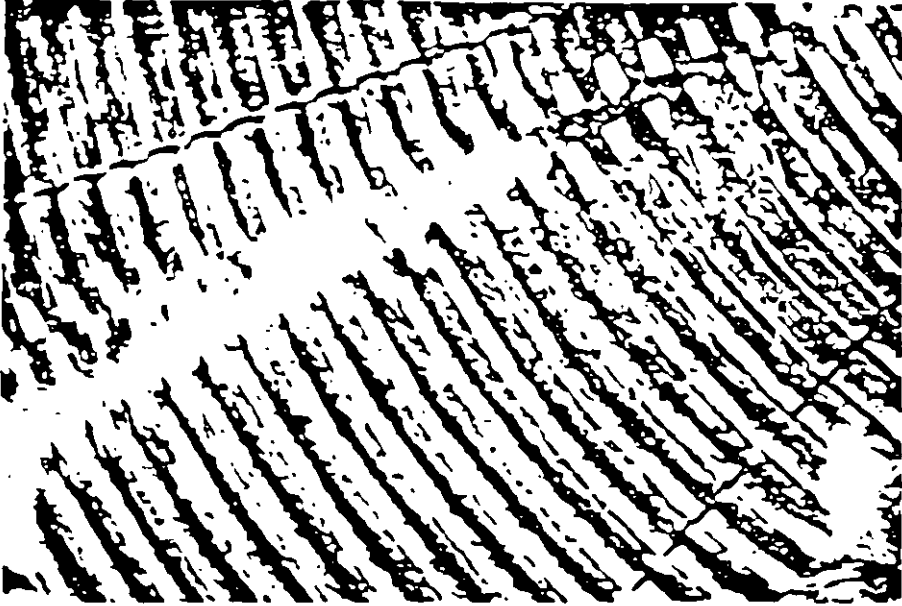


RBC wastewater treatment system employing reactors in parallel and in series. (Courtesy of Autotrol Corp.).

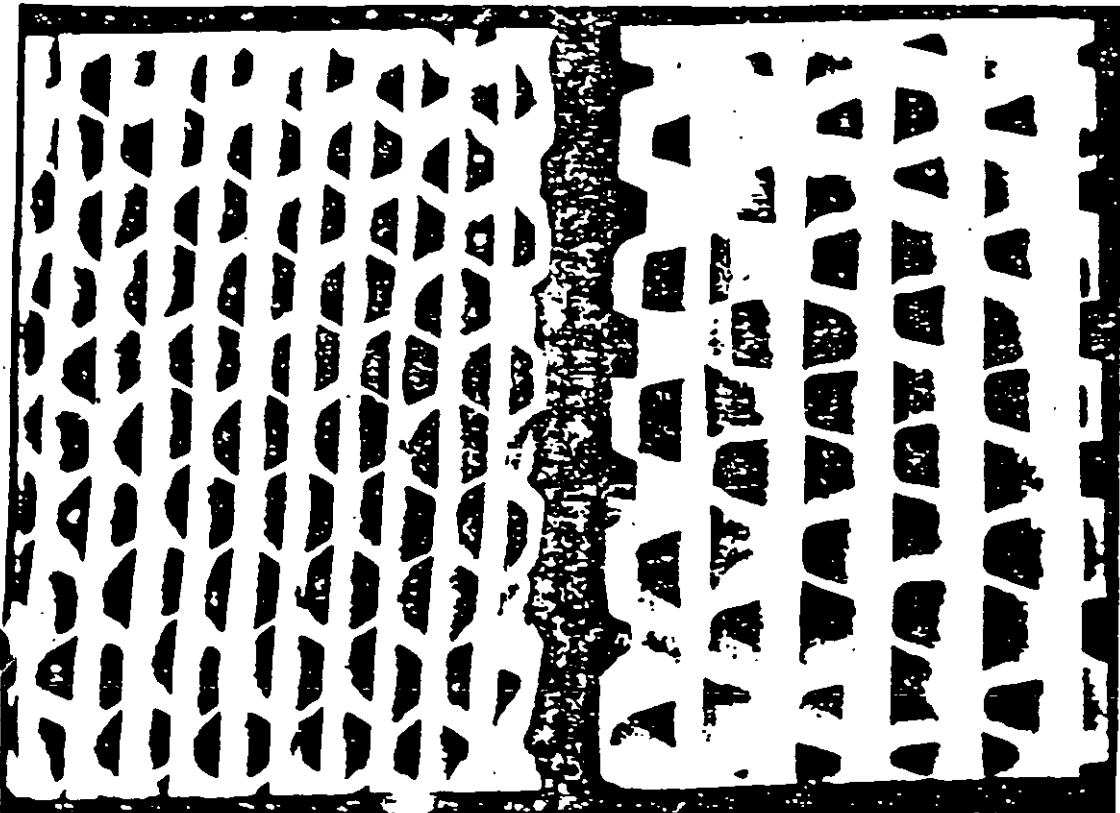


Typical flow diagram for an RBC wastewater treatment system. (Courtesy of Autotrol Corp.).

Typical microbial culture on an RBC disc.
(Courtesy of Aurocorl Corp.)



Cross-section of RBC media showing alternating flat and corrugated sheets.
Left-side, regular media. Right-side, high density media.
(Courtesy of Aurocorl Corp.)



Aplicaciones

El objetivo principal de los biodiscos es la eliminación de la materia orgánica soluble a través de su transformación en microorganismos que pueden ser eliminados por sedimentación.

SE APLICA PRINCIPALMENTE A AGUAS RESIDUALES QUE CONTIENEN UN ALTO PORCENTAJE DE MATERIA ORGÁNICA SOLUBLE.

Para aguas con altos porcentajes de sólidos suspendidos es deseable colocar un sedimentador primario antes del sistema de biodiscos.

Para proteger al sistema de variaciones de temperatura se colocan coberturas de material sintético ligero.

Ventajas y desventajas

Ventajas:

1) Se pasa a la biomasa a través de agua, en lugar de pasar al agua a través de la biomasa

MOJADO ADECUADO DE LOS MICRO-ORGANISMOS

2) No hay necesidad de recirculación de los micro-organismos

SE EVITAN PROBLEMAS DE SOBRECARGA DE SÓLIDOS EN EL SEDIMENTADOR

LOS SÓLIDOS QUE SE DEPOSITAN EN EL FONDO DEL TANQUE SEDIMENTADOR ALCANZAN MAYORES CONCENTRACIONES

COMO EXISTE UNA CANTIDAD PEQUEÑA DE MATERIA COLOIDAL ATRAPADA EN LOS SÓLIDOS, LA DEMANDA DE OXIGENO PARA OXIDAR DICHO MATERIAL VA A SER MENOR QUE EN UN SISTEMA POR FLODOS ACTIVADOS

3) Bajos requerimientos de energía

Desventajas:

1) La producción de lodos es aproximadamente la misma que en un sistema por lodos activados con bajo tiempo de retención celular

LOS COSTOS DE DISPOSICIÓN DE LODOS SON MAYORES QUE LOS ENCONTRADOS PARA UN SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS CON GRANDES TIEMPOS DE RETENCIÓN CELULAR (ALTA CARGA)

2) Los sistemas de biodiscos son sensibles a los estados transitorios
(Aunque soportan bien las variaciones de tóxicos)

3) El mayor defecto del biodisco es la falta de una capacidad de reserva y de controles de operación

UNA VEZ QUE SE CONSTRUYÓ UN SISTEMA DE BIODISCOS HAY POCO QUE SE PUEDE HACER PARA AJUSTAR SU EFICIENCIA Y AJUSTARSE A LOS CAMBIOS DEL INFLUENTE

4) La velocidad de transferencia de oxígeno por la rotación de los discos puede verse limitada a altas cargas orgánicas.

PROBLEMAS DE OLOR



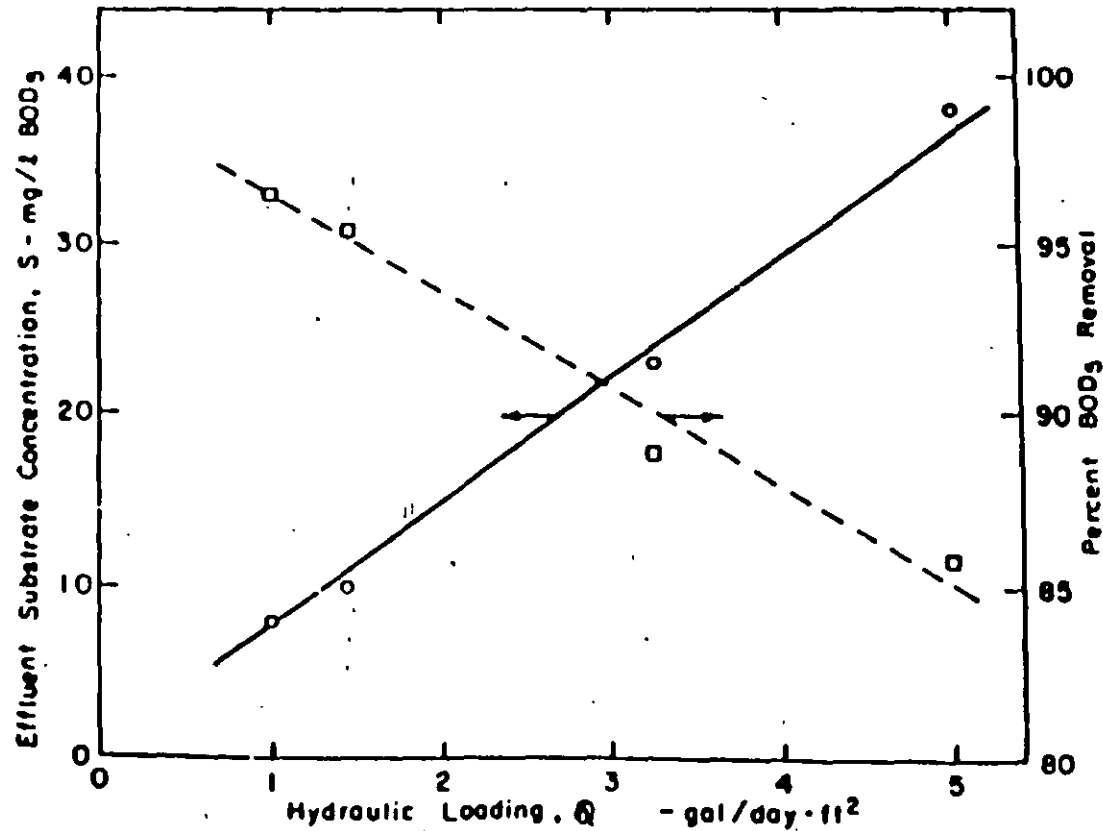
- Aporte suplementario de oxígeno

EFICIENCIA DEL BIODISCO

Eficiencias teóricas y observadas

1) Influencia del gasto alimentado.

La concentración del efluente se incrementa casi linealmente con el aumento del gasto, mientras que el porcentaje de eliminación decrece linealmente



2) Influencia de la velocidad de rotación



Velocidad de aireación

Intensidad de contacto entre el agua y la biopelícula

Intensidad del mezclado

El incremento de cualquiera de estos parámetros incrementa el transporte de sustrato entre la fase líquida y la biopelícula

Se incrementa la tasa de consumo de sustrato y por lo tanto la eficiencia

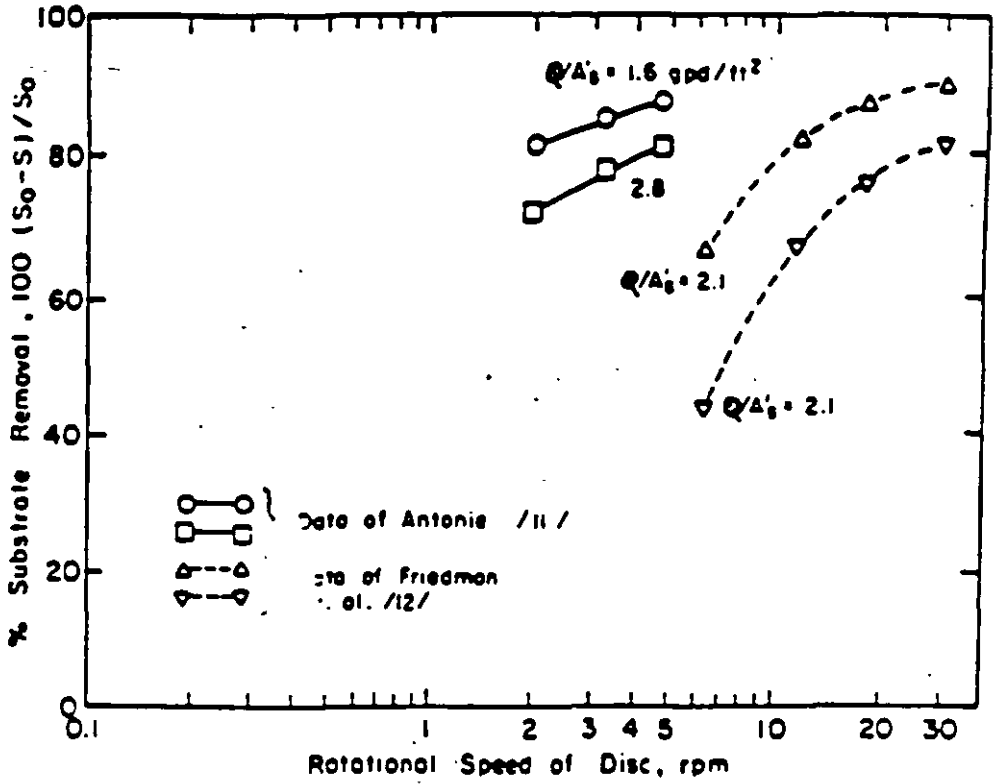
LA MAYOR INFLUENCIA SE ENCUENTRA A BAJAS VELOCIDADES DE ROTACIÓN



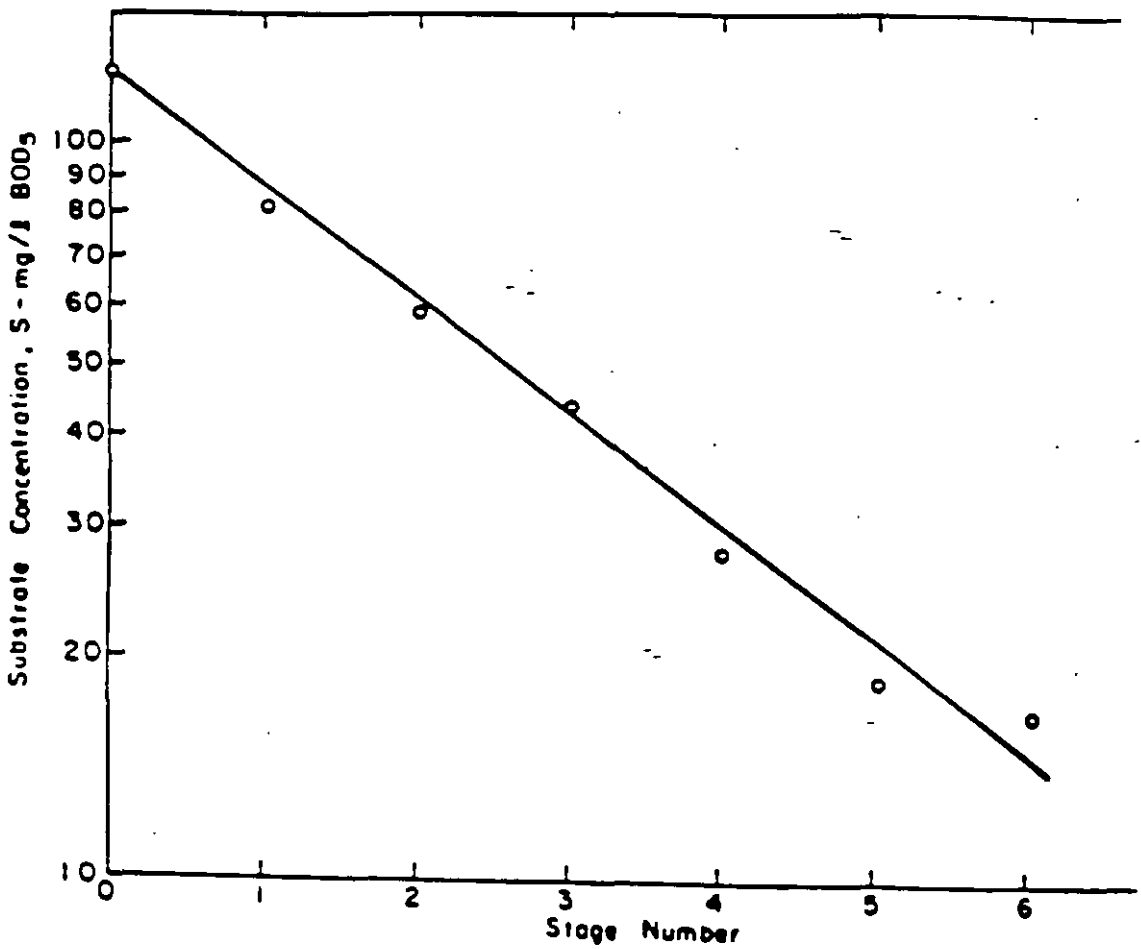
(Más efecto sobre el coeficiente de transferencia de masa)

Se ha reportado que el porcentaje de eliminación se incrementa incrementando la velocidad de rotación elevada a la potencia 0.1:

$$\% \text{ eliminación} = \text{rpm}^{0.1}$$



Effect of disc rotational speed upon the performance of an RBC. (Data from Antonie [11] and Friedman et al. [12])



Effect of staging on substrate removal in an RBC system. (Data from Torpey et al. [14]).

3) Área mojada de disco

El área de los discos está determinada por el número de discos y por el porcentaje que se encuentra sumergida

Al aumentar cualquiera de los dos factores aumenta la eficiencia de eliminación



Disminución de la carga hidráulica

4) Biodiscos en serie

En la práctica los biodiscos se colocan en serie.

La concentración del sustrato en las etapas subsecuentes decrece casi exponencialmente



Reacciones cinéticas de primer orden

Si los datos se grafican en una escala semilogarítmica se obtiene una línea recta

Cuando la reacción no es de primer orden, por ejemplo, cuando diferentes culturas bacterianas están presentes en cada etapa, al graficar en papel semilogarítmico no se obtienen líneas rectas.

Un modelo simplificado para la eficiencia en los CBR

El objetivo principal de un modelo matemático es expresar matemáticamente la mayoría de los fenómenos bioquímicos, químicos y físicos que ocurren en un sistema de tal manera que las eficiencias de funcionamiento puedan ser exactamente predichas sobre un amplio intervalo de condiciones

La tasa de consumo de sustrato, r_s , es función de la concentración del sustrato, S , y de las características físicas y operacionales del reactor que controlan la transferencia de masa.

De un balance de masas se obtiene

$$QS_0 - QS + r_s A_s = 0 \quad (1)$$

Q = flujo y A_s = área superficial total mojada

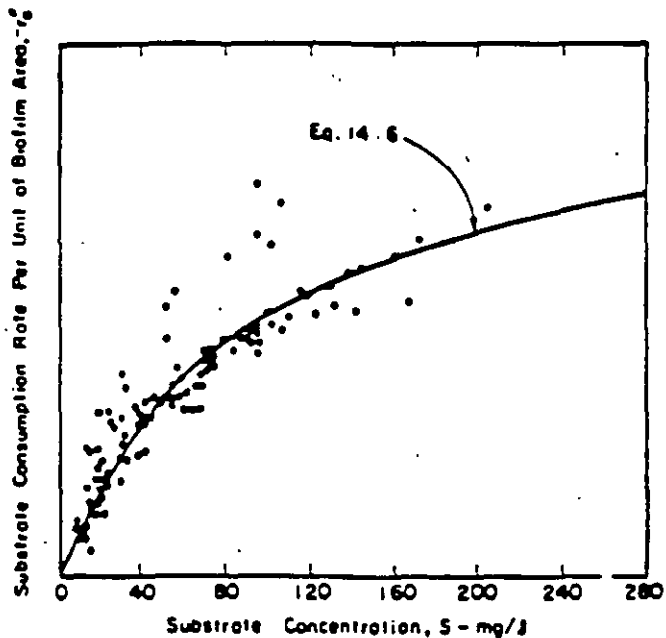
Si se utiliza la ecuación de Monod

$$-r_s = \frac{q_{\max} S}{K + S} \quad (2)$$

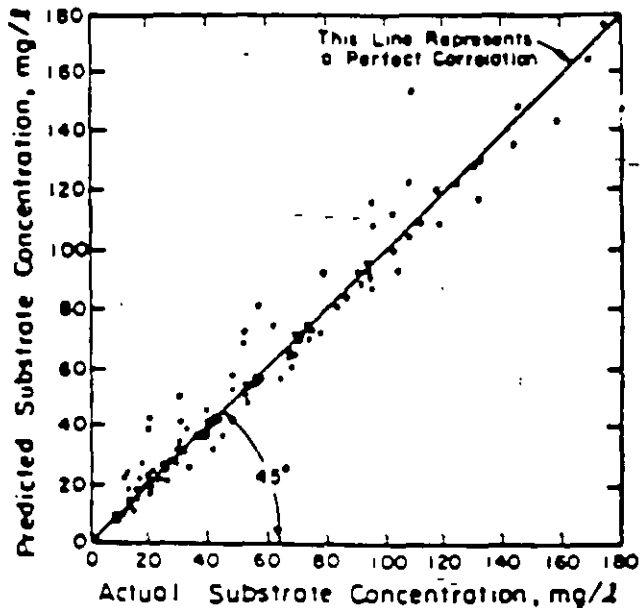
Al combinar y reorganizar las ecuaciones 1 y 2 se obtiene:

$$\frac{Q}{A_s} = \frac{q_{\max} S}{[K + S](S_0 + S)} \quad (3)$$

q_m K_s son constantes cinéticas del modelo de Monod



Effect of substrate concentration on the rate of substrate consumption per unit of wetted biofilm area. (Adapted from Davies and Vose (8)).



Demonstration of the ability of Eq. 19.4 to predict the performance of an RBC. (Adapted from Davies and Vose (8)).

DISEÑO

Los sistemas de biodisco generalmente se diseñan y operan en series de cuatro o más etapas.

La variable más importante en el diseño es la carga hidráulica requerida para obtener el efluente de la calidad deseada.

Así, en el diseño de un sistema de biodisco se determinará:

El área superficial mojada

El volumen de los tanques y,

El número de etapas requeridas

Ecuaciones de diseño y procedimiento

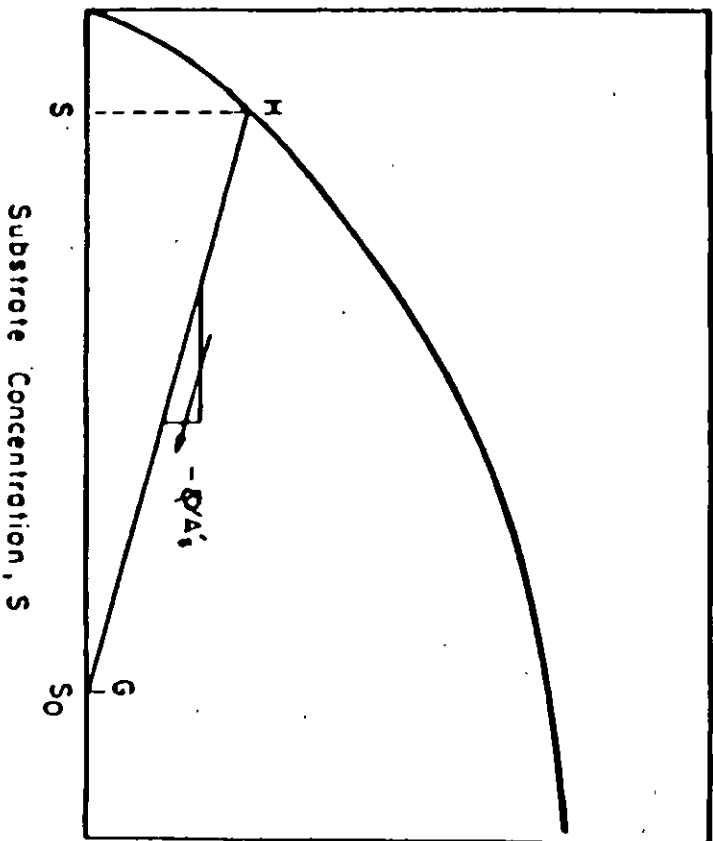
a) Procedimiento analítico

Se necesita una ecuación:

$$A_s = \frac{Q[(K_s + S)(S_0 + S)]}{q_{\max} S} \quad (4)$$

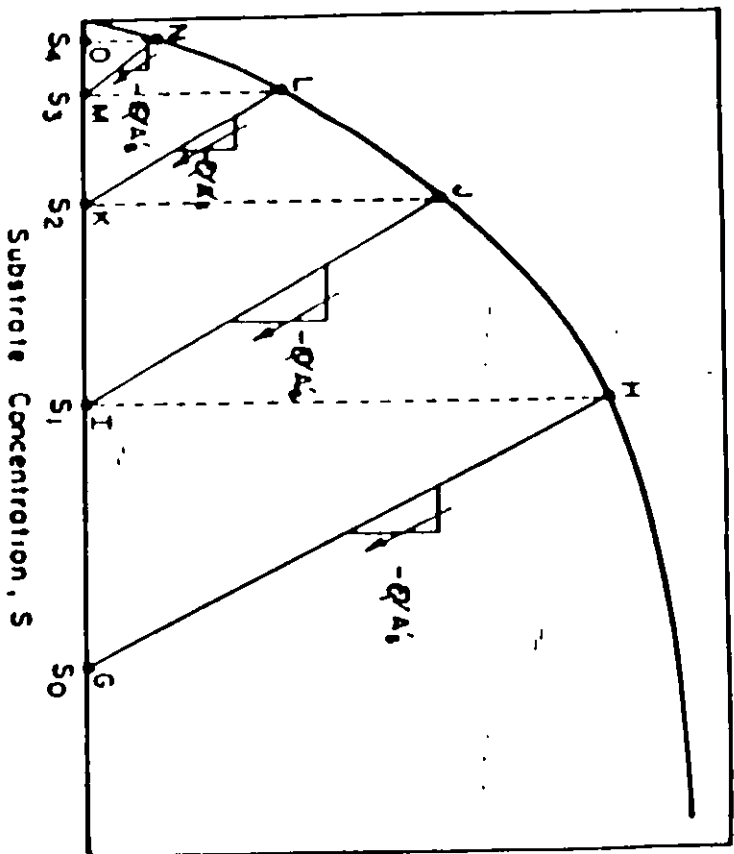
b) Procedimiento gráfico

Substrate Consumption Rate Per Unit of Wetted Surface Area, $-r_s''$



Graphical procedure for determining the hydraulic loading for a single RBC:

Substrate Consumption Rate Per Unit of Wetted Surface Area, $-r_s''$



Graphical procedure for determining the hydraulic loading for an RBC system.

Determinación de la tasa de consumo de sustrato y de los parámetros

Para la evaluación de los parámetros cinéticos es necesario evaluar las tasas de consumo de sustrato a varias concentraciones del efluente.

A través de estudios piloto

Obtención de K_s , y q_{max}

Los resultados piloto se pueden extrapolar siempre y cuando la velocidad periférica del prototipo sea la misma que la del piloto

Si los resultados se obtiene de un piloto la laboratorio, se recomienda aplicar un factor de escalamiento

--del 25% al área obtenida, cuando se diseñan sistemas con diámetros de 3.6 m y los datos fueron obtenidos con pil. : diámetro de 0.5m.

--del 10% cuando se diseñen discos de 2.0 m, a partir de datos de un piloto con diámetro de 0.5 m.

Factores que influyen en el diseño

Temperatura

Aplicar factores de corrección

Transferencia de oxígeno

Mantener la tasa de eliminación de sustrato por unidad de área mojada, por debajo del valor al cual las limitaciones de oxígeno aparecen.

Un constructor recomienda $0.02 \text{ kg}/(\text{dia}\cdot\text{m}^2)$ para los biodiscos movidos mecánicamente

Velocidad de rotación del medio

Problemas de transferencia de masa si r.p.m. es pequeña

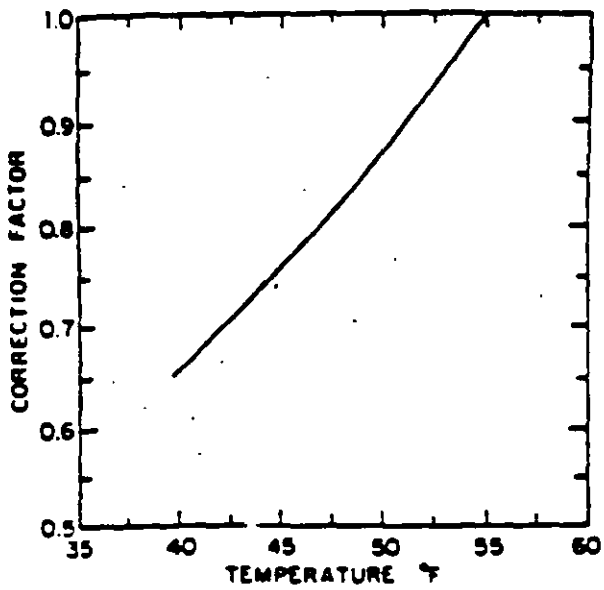
Costos elevados si r.p.m. es alta

Para aguas residuales domésticas se ha encontrado una velocidad límite periférica de $0.61 \text{ m}/\text{seg}$

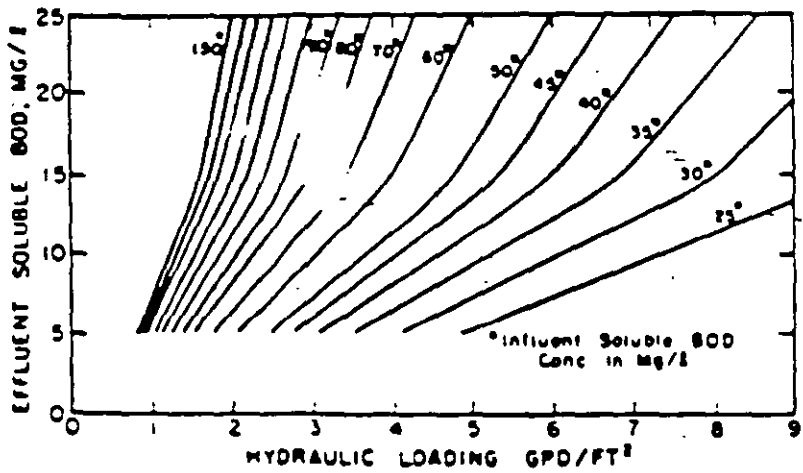
Volumen del tanque

Determina el tiempo de residencia del agua en el reactor

Se ha encontrado que no hay incremento significativo en la eficiencia de remoción cuando el volumen del tanque es mayor a $0.005 \text{ m}^3/\text{m}^2$ área superficial mojada



Empirical temperature correction factor which the hydraulic loading rate can be multiplied to maintain the same BOD₅ removal efficiency. (Courtesy of Autotrol Corp.)



Design correlation for soluble BOD₅ removal in municipal wastewater treatment. (Courtesy of Autotrol Corp.)

OPERACIÓN DE LOS CBR

Son los reactores ideales para pequeñas comunidades ya que requieren poco mantenimiento:

Engrasado del eje,

Lubricación en general

Entre 1960 y 1970 se construyeron más de 1000 instalaciones con biodiscos en Europa

En Estados Unidos su introducción fue más tarde

Ejemplos de biodiscos utilizados en la práctica

Tipo de agua	Flujo 10 ⁴ GPM	Área, ft ²	Número de etapas	Carga hidráulica gal/(día-ft ²)	Concen. del influyente, mg/l	Carga orgánica lb DBO ₅ /(día- ft ²)	Concent. del Efluente, mg/l	% Eliminaci ón
Refinería	4.32	1,800,000	3 - 4	2.4	178	0.0036	34	81
Refinería	1.03	152,000	4	6.8	47	0.0026	32	32
Procesado del queso	0.003	13,800	4	0.22	1062	0.002	42	96
Ind. vinícola	0.44	630,000	6	0.7	600	0.0035	24	96
Lechería	0.24	--	6	--	2270	--	227	90
Panificación	0.05	--	4	--	2000	--	< 300	> 85

REFERENCIAS

- 1.- Sennefeld L.D. y Randal CW (1980) Biological process design for wastewater treatment, Englewood Cliffs, N.J.
- 2.- Metcalf y Eddy (1991). Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse. Mc Graw Hill, 3a Ed., N.Y.
- 3.- Reynolds TD (1982) Unit operations and processes in environmental engineering, book, Ohio Eng. Div.
- 4.- Grady L.C P. y Lim H.C. Biological wastewater treatment. Theory and applications.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

PRUEBAS DE TRATABILIDAD FÍSICO - QUÍMICO

Dra. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ

INDICE

Página

1.	Antecedentes	1
2.	Importancia de la desinfección y el almacenamiento seguro del agua en el hogar	4
3.	Objetivos de una estrategia para desinfección a nivel casero	6
4.	Alternativas de desinfección, sus características y efectividad	7
4.1	Hervir el agua (calor)	7
4.2	Desinfección química	8
4.3	Producción de desinfectantes en el lugar	12
4.4	Desinfectantes envasados para uso individual	13
5.	Filtración	17
5.1	Filtros de arena	17
5.2	Filtros de cerámica	18
6.	Importancia de utilizar recipientes domésticos adecuadamente diseñados	18
7.	Promoción y participación de la comunidad	21
7.1	Educación del usuario	21
7.2	Una operación basada en la comunidad para asegurar la sustentabilidad	21
8.	Estrategias	24
8.1	Opción A: Solamente desinfección	25
8.2	Opción B: Desinfección y almacenamiento de agua en los hogares	26
8.3	Opción C: Filtración, desinfección y uso de recipientes especiales para almacenar agua en los hogares	26
9	Estimaciones del costo de las alternativas	27
Anexo	- Enfermedades relacionadas a condiciones deficientes tanto de saneamiento como de abastecimiento de agua	33

1. ANTECEDENTES

La desinfección del agua como factor esencial, aunque no suficiente para el control de las enfermedades relacionadas con el agua y el saneamiento, si una prueba aún fuera necesaria, ha quedado reconfirmada durante y después del primer gran brote del cólera, de este siglo, en América Latina y el Caribe. Los resultados positivos se reflejan claramente en la dramática reducción de casos, no sólo de cólera¹ sino también en la disminución significativa de la fiebre tifoidea, y la hepatitis^{2,3}, cuando las medidas de salud ambiental aplicadas incluyen, entre ellas, la desinfección universal y continua del agua destinada al consumo humano. De acuerdo con el postulado de Allen Hazen, es probable que de hacerse estudios de mortalidad general por otras causas, ésta también haya bajado⁴.

Con estos antecedentes, lo ideal sería que cada hogar en las zonas urbanas y rurales esté conectado a un sistema comunitario de abastecimiento de agua que preste un servicio fiable y de calidad segura. Desafortunadamente, la realidad es que en la actualidad existe un gran número de hogares en América Latina y el Caribe que no gozan de conexiones domiciliarias a un sistema de abastecimiento de agua, y mucho menos a uno fiable y seguro. Los respectivos residentes obtienen agua de vendedores, de piletas públicas, pozos comunitarios, manantiales, arroyos, ríos, lagos y otras fuentes superficiales, todas de dudosa calidad. En términos generales, se estima que por lo menos el 40 por ciento de la población de los países de la Región, incluida la población sin servicio de abastecimiento de agua y la que se provee a través del llamado acceso fácil, recibe suministros de agua de los tipos indicados. Hay, además, un importante segmento adicional de la población que está conectado a sistemas que funcionan intermitentemente, en que el agua suministrada es de dudosa calidad. Este es el caso incluso de grandes ciudades que tienen que imponer un racionamiento con el fin de tratar de lograr una distribución más equitativa del suministro de agua limitado existente.

Por consiguiente, la población afectada por abastecimientos de agua con alto riesgo de estar contaminada puede alcanzar más del 60 por ciento de la población total de América Latina y el Caribe. Como es de esperar, los más afectados por esta situación son los segmentos más pobres de la población, aunque los suministros intermitentes están afectando igualmente a otros estratos. En la década de los años 90, la mayor necesidad de servicios de abastecimiento de agua y saneamiento se concentrará en las áreas urbanas marginales⁵, en las que se estima que residirá el 40 por ciento de la población de la Región, en su mayor parte pobre. El Cuadro I ofrece una estimación aproximada de la población en riesgo de recibir agua contaminada.

La preocupación principal del suministro de agua potencialmente contaminada, desde el punto de vista de la salud, es la transmisión de enfermedades entéricas. Los microorganismos responsables de tales enfermedades pueden ser bacterias, protozoos, virus o helmintos. Estos se transmiten por vía fecal-oral al ser evacuados por individuos, portadores o enfermos, en sus excretas, al infectar a personas sanas cuando éstas las ingieren. El contacto fecal-oral puede ser directo o establecerse a través del agua (incluido el hielo), la leche, o los alimentos contaminados con excretas, así como a través de las manos o fómites contaminados. Los insectos pueden desempeñar también un papel activo en este proceso.

CUADRO 1*Estimado de población sin abastecimiento de agua segura, 1988*

a) Estimado de la población servida por varios medios

Servicio	Urbana	Rural	Total
Conexión domiciliaria	79%	10%	55%
Acceso fácil	10%	45%	23%
Otros medios	11%	45%	22%

b) Estimado de la población sin servicio de agua segura

Servicio	Urbana	Rural	Total
Abastecimiento intermitente	30%	5%	22%
Acceso fácil	10%	45%	23%
Otros medios	11%	45%	22%
TOTAL	51%	95%	67%

En casi todas las situaciones ya mencionadas de suministros deficientes de agua, los hogares tienen que almacenarla para satisfacer sus necesidades básicas, entre otras, la de agua de beber, en algún tipo de recipiente, que se selecciona principalmente por razón de comodidad, sin prestar normalmente mucha atención a la protección del contenido contra la contaminación. En estudios llevados a cabo por diversos grupos se ha llegado a la conclusión de que el agua almacenada en recipientes domésticos llega con frecuencia ya contaminada. Sin embargo, la contaminación posterior causada por los usuarios en el hogar, cuando no se practican medidas sanitarias, constituye un problema aún más importante, porque produce la contaminación de agua que puede no haber estado inicialmente contaminada. Tal contaminación ha sido con frecuencia la causa de la transmisión de una serie de enfermedades, incluido el cólera, que contribuyen a la alta incidencia de infecciones gastrointestinales y diarreas en los países de la Región, especialmente en la población subatendida. La transmisión intrafamiliar de *Vibrio cholerae* por contaminación del agua potable contenida en recipientes de almacenamiento en la vivienda ha sido confirmada por varios estudios.

Muchas de las enfermedades que azotan a la América Latina y el Caribe están relacionadas con el agua contaminada. En el Anexo se describen brevemente varias de ellas, especialmente considerando la relación hídrica. Las más corrientes, incluidos el organismo causante y la vía de transmisión, aparecen en el Cuadro 2.

CUADRO 2
Enfermedades entéricas principales y ruta de transmisión común

Enfermedades	Organismos Causantes	Ruta de Transmisión
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i> , incluido el biotipo El Tor	hombre-heces-agua y alimentos-hombre
Tifoidea, paratifoideas	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi</i> : A,B,C.	hombre-heces-agua y alimentos-hombre
Disentería Bacilar	<i>Shigella</i>	hombre-heces-(moscas) alimentos-(agua)-hombre
Disenteria Amibiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	hombre-heces-(moscas) alimentos-(agua)-hombre
Hepatitis Infecciosa	Virus de la hepatitis A	hombre-heces-(agua)- alimentos-hombre
Enfermedades Diarreicas	<i>Shigella</i> , <i>salmonella</i> , ¹ <i>Escherchia coli</i> , parásitos, virus	hombre-heces-(moscas) alimentos-hombre

1 Animales y pájaros albergan algunas salmonellas y esta enfermedad es frecuentemente transmitida por el consumo de carne insuficientemente cocida.

Existen también otras enfermedades en las que el agua, aunque no sea la vía principal de transmisión en gran escala, localmente puede tener un significado especial. Este es el caso de la ascariasis y la criptosporidiosis, y en circunstancias favorables la buena calidad del agua puede ser incluso un factor contribuyente al control de la leptospirosis, la cisticercosis, la esquistosomiasis y la hidatidosis. Debido a la importancia del agua como vía de transmisión de estas enfermedades, la desinfección de esta para consumo humano constituye una de las medidas más efectivas para controlar la incidencia.

Aunque existe un reconocimiento generalizado desde hace mucho tiempo de que un abastecimiento de agua continuo y seguro es una intervención de salud pública eficaz para el control de las enfermedades transmitidas por el agua, no es realista esperar que el segmento de la población afectada por un abastecimiento deficiente de agua, en particular las zonas "marginales" en donde vive la población pobre de la América Latina y el Caribe, pueda recibir servicios de abastecimiento de agua comunitario y seguro en un futuro inmediato, debido en gran parte a la pre

situación económica por la que atraviesa la mayoría de los países. Por lo tanto, las circunstancias indicadas plantean la necesidad imperiosa de adoptar una estrategia a corto plazo y de emergencia para aplicar medidas efectivas que puedan ponerse en práctica fácilmente hasta que se encuentre una solución más permanente. A la vez estas medidas pueden actuar como punta de lanza para el mejoramiento sanitario en general.

Por desgracia, ocurre con demasiada frecuencia que las autoridades sanitarias y los líderes comunitarios no abordan este problema de salud pública muy importante de la carencia de agua segura en el hogar, el cual, a la vista del deterioro de los servicios y el aumento de la población, especialmente en las áreas marginales pobres, se está agravando a un ritmo alarmante. El segmento de la población latinoamericana predominantemente afectado por la epidemia del cólera ha sido el de los pobres que viven en dichas áreas. Esto es realmente lamentable porque un programa comunitario para desinfectar el agua y los recipientes de agua domésticos, cuando se planea, organiza, realiza y controla adecuadamente, puede costar menos de US\$1.00 al año por hogar familiar de cinco personas. Además, puede proporcionar también una fuente razonable de ingreso en la comunidad si el sector privado se encarga de esta actividad.

2. *IMPORTANCIA DE LA DESINFECCION Y EL ALMACENAMIENTO SEGURO DEL AGUA EN EL HOGAR*

La razón fundamental de la desinfección del agua es disminuir el riesgo de infección de las enfermedades transmitidas por el agua mediante la destrucción o inactivación de los diversos organismos patógenos que están o pueden estar presentes en la fuente de agua que las personas utilizan para satisfacer sus necesidades básicas, o que pueden haber conseguido acceso a ésta durante el proceso de transporte o almacenamiento. Cuando se carece de un abastecimiento de agua corriente idóneo y continuo en el hogar, la desinfección domiciliar y el almacenamiento seguro constituyen las barreras más importantes contra las enfermedades transmitidas por el agua.

Numerosos estudios realizados durante los últimos 50 años han demostrado los beneficios de la desinfección del agua potable. La factibilidad y eficacia de la desinfección y el uso de recipientes de almacenamiento de agua adecuadamente diseñados para asegurar un suministro seguro de agua para beber, cocinar, lavar los platos y cubiertos y para higiene personal a los hogares individuales, como un medio de impedir la diseminación de enfermedades transmitidas por el agua, se han confirmado a través de muchas experiencias.

Los trabajos recientes respecto a la desinfección doméstica y el almacenamiento sanitario del agua que se exponen a continuación merecen una mención especial:

En un proyecto piloto financiado por UNICEF y realizado por el Instituto de Salud Infantil de Calcuta, Bengala Occidental, India, 1982², 300 familias recibieron desinfección del agua en recipientes en la casa y otras 300 familias no la recibieron. Todos los demás factores se consideraron esencialmente idénticos. En un periodo de nueve meses, hubo una reducción del 80 por ciento de la incidencia de la enfermedad diarreica entre los niños que recibieron el agua desinfectada, mientras en el agua no desinfectada, sólo 5 por ciento, comparados con la incidencia inicial.

Un estudio que realizó el Instituto Nacional del Cólera y Enfermedades Entéricas de Calcuta, India²¹, sobre el efecto de la desinfección con cloro y el almacenamiento del agua potable en recipientes especiales, en la transmisión del cólera, reveló que estas dos intervenciones contribuyeron significativamente a reducir la propagación de las infecciones de *V. cholerae* entre los contactos domésticos hasta el 57,8 por ciento y el 74,6 por ciento, respectivamente, en comparación con el control.

Estudios realizados por SENAPA² sobre alternativas tecnológicas para abastecimiento de agua y saneamiento en el Perú con el propósito de investigar el impacto de la calidad del agua sobre la salud, consideraron varias modalidades de abastecimiento de agua a la población. Estas incluyeron: conexiones domiciliarias con servicio continuo e intermitente; fuentes públicas y camiones-tanque. Se analizaron muestras bacteriológicas para coliformes fecales en las fuentes de agua y también en los recipientes domésticos.

Los resultados fueron los siguientes:

1. *Surtidores de aprovisionamiento a los tanqueros, tanqueros y recipientes domésticos*

Durante cuatro meses se tomaron muestras del agua entregada a las viviendas, los resultados fueron siempre positivos en los surtidores y los tanqueros. Aunque la comunidad solicitaba que se tuviera 0,2 mg/l de cloro residual esto no sucedía. (La comunidad estaba consciente de la necesidad de desinfectar el agua). En este grupo 42% de los usuarios utilizaron cloro para desinfectar el agua en sus depósitos en los hogares. Como resultado los análisis bacteriológicos mostraron una mejor calidad de agua en los recipientes domésticos que en los surtidores y la entregada por los tanqueros.

2. *Agua de grifos públicos almacenada en recipientes domésticos*

Setenta y cuatro de 80 muestras fueron negativas (6 fueron positivas) en agua de los grifos. El agua luego se deterioró en el manejo y almacenamiento en el hogar. De 96 muestras tomadas sólo cinco fueron negativas. En otras palabras el 90% de las muestras estuvieron contaminadas con coliformes fecales. En este grupo no desinfectaron con cloro pero el 57% de los usuarios hirvió el agua.

6. *La desinfección del agua a nivel casero*

3. *Conexiones domiciliarias (servicio intermitente) y almacenaje en vivienda*

En hogares con este tipo de servicio y depósitos a nivel de tierra (cisternas) el 82% de las muestras fueron positivas. En dos sistemas con tanques elevados el 12% de las muestras fueron positivas. Los usuarios no desinfectaron el agua pero el 90% de éstos hirvió el agua.

4. *Conexiones domiciliarias con servicio de 24 horas*

Las muestras de las llaves en la vivienda sólo fueron positivas en un 5,9%. Sin embargo, 23 de 24 muestras (96%) tomadas de las jarras fueron positivas. Los usuarios no desinfectaron el agua y el 24% de los hogares hirvió el agua.

En un estudio realizado en Africa del Sur²¹ sobre la supervivencia del *Vibrio cholerae*, tanto del biotipo Clásico como de El Tor, en recipientes domésticos de varios tipos, se encontró que era de hasta 22 a 27 días como máximo, siendo significativamente más baja en recipientes de plástico.

Tratándose de pequeños abastecimientos de agua por tuberías en las zonas rurales de Colombia, los estudios sobre la diarrea en Quindío²² realizados por los Doctores David Bersb y Margarita Osorio, revelaron una relación inversa entre el nivel de cloro residual y las tasas de diarrea entre los niños menores de 5 años durante un periodo de cinco años. Hubo una relación clara entre la desinfección deficiente y el aumento de las enfermedades. La desinfección deficiente se consideró menos de 0.5 mg/litro de cloro acuoso.

3. **OBJETIVOS DE UNA ESTRATEGIA PARA DESINFECCION A NIVEL CASERO**

Teniendo en cuenta la situación anteriormente descrita, y en base a la experiencia que demuestra que un gran número de personas se ven obligadas a utilizar agua contaminada, los objetivos principales de una estrategia de desinfección y almacenamiento seguro del agua en la vivienda serían:

- 1) Promover programas y tecnologías que sean prácticos, económicos y puedan ejecutarse rápidamente para atender al amplio segmento de la población que no tiene acceso a un abastecimiento de agua segura.
- 2) Promover una suficiente conscientización de la comunidad sobre la importancia de la aplicación de medidas sanitarias para combatir enfermedades entéricas, especialmente el cólera, y en general abordar el problema de la contaminación del agua en el hogar.

- 3) Proporcionar información y orientación para la aplicación de medidas con miras a asegurar un abastecimiento de agua segura en el hogar, especialmente mediante una desinfección domiciliaria y un almacenamiento adecuados.

4. ALTERNATIVAS DE DESINFECCION, SUS CARACTERISTICAS Y EFECTIVIDAD

Existen varias alternativas para desinfectar y purificar el agua en pequeña escala que pueden aplicarse en el hogar.

4.1 Hervir el agua (calor)

En el caso de América Latina y el Caribe, el método más corriente de la desinfección de los suministros de agua a nivel domiciliario es hervir el agua. Se trata de un método muy eficaz, ya que la exposición de los organismos patógenos transmitidos por el agua más comunes (bacterias, esporas, virus, cercarias y quistes) a temperaturas del agua de 90° a 100° centígrados durante un corto tiempo los matará o inactivará. El agua tiene que calentarse hasta que hierva "borbotea" durante unos tres minutos. Es una buena práctica almacenar el agua en el mismo recipiente en el que se hirvió. Si es necesario el almacenamiento del agua hervida en otro recipiente casero, es importante que éste sea desinfectado antes de transferir el agua. La aireación del agua hervida no se recomienda porque existen posibilidades de contaminación. Este método de desinfección está generalizado entre la población y se suele recomendar en los casos de emergencias como consecuencia de desastres naturales e incidentes de contaminación de sistemas de abastecimiento de agua que de otra manera no estaría contaminada.

El hervir el agua tiene varias desventajas. La más importante es que no proporciona protección contra la recontaminación. No hay ninguna protección residual, lo que significa que, después de hervirse el agua, habrá que tenerse mucho cuidado con la recontaminación causada por las manos, los utensilios, los recipientes de almacenamiento contaminados y hasta los contaminantes transportados por el aire. Otra desventaja consiste en que el hervir el agua requiere el empleo de un combustible, generalmente en forma de leña, carbón, carbón vegetal o gas comprimido, como el metano, butano y propano, o de electricidad. Según las estimaciones, se requiere alrededor de 1 kg de madera para hervir un litro de agua. Los métodos que se emplean corrientemente en los hogares para hervir el agua, como el calentamiento en

una estufa o en fuego abierto son muy ineficientes, transfiriéndose gran parte del calor a la atmósfera en lugar del agua. Se calcula que el hervir el agua de una casa cuesta entre 2 y 10 centavos (de dólares de Estados Unidos) el litro, dependiendo del precio del combustible y el método de la transferencia del calor empleado. Por otro lado, en los casos de emergencia se puede realizar en prácticamente todos los hogares y es eficaz tanto si el agua está clara como turbia.

4.2 *Desinfección química*

Existen varias sustancias químicas que se emplean para desinfectar el agua potable. Entre estas, las más utilizadas en casos de emergencias, a nivel domiciliario e individual, son el cloro y el yodo en compuestos sólidos o líquidos. El yodo elemental, la tintura de yodo, el hipoclorito de sodio y el hipoclorito de calcio pueden obtenerse frecuentemente a nivel local en las comunidades. Cada uno de estos puede utilizarse eficazmente como desinfectante de agua si se aplica en forma adecuada. En la desinfección de emergencia de volúmenes mayores de agua puede emplearse ventajosamente el gas de cloro líquido.

4.2.1 Cloro

El cloro no sólo es uno de los desinfectantes más efectivos para el agua potable, sino también uno de los más baratos. En el agua clara, (una Unidad Nefelométrica de Turbiedad o menos) y un pH menor de 8, es muy eficaz contra las bacterias relacionadas con enfermedades transmitidas por el agua. Sin embargo, es ineficaz contra los virus y los quistes de protozoos en las dosificaciones, temperatura y tiempos de contacto normalmente usadas en la cloración del agua para fines potables. Es más, los microorganismos adheridos a partículas están protegidos y es posible que no sean afectados por el cloro. Además, el agua puede tener una demanda de cloro que deberá satisfacerse antes de que éste pueda actuar como desinfectante. La materia orgánica en el agua puede producir el sabor a cloro, lo que no debe tomarse necesariamente como una indicación de desinfección adecuada. Para evitar algunos de estos problemas, el agua puede filtrarse y, cuando esté limpia, desinfectarse.

El cloro se presenta en diferentes tipos de compuestos, pero principalmente como hipoclorito de calcio o de sodio. El hipoclorito de calcio se puede obtener en forma de polvo con concentraciones de alrededor de un 20, 35, 65 ó 70 por ciento de cloro y en pastillas con una concentración de cloro disponible de alrededor del 65 por ciento. El hipoclorito de sodio es un líquido, que se puede obtener en concentraciones de un 3 a un 5 por ciento y hasta un 10 por ciento. Con una concentración mayor del 10 por ciento es muy inestable. El hipoclorito de sodio comercial puede contener a veces otras sustancias que podrían ser tóxicas en cuyo caso no deberá emplearse para desinfectar agua para beber.

Prácticamente, la forma más fácil de aplicar cloro al agua es con pastillas o en soluciones. Para facilitar la operación, se puede preparar una solución madre que contenga un 1 por ciento de cloro disponible agregando cantidades proporcionales de un compuesto de cloro a un volumen de agua dado. El Cuadro 3 proporciona datos sobre la cantidad requerida de diversas concentraciones de hipoclorito para preparar un litro de solución madre de un 1 por ciento. Otras concentraciones pueden obtenerse aumentando proporcionalmente la cantidad del compuesto.

CUADRO 3
Preparación de un litro de solución madre de hipoclorito al 1%
a partir de varios compuestos de hipoclorito de calcio

Nombre del compuesto	Cloro disponible	Gramos de hipoclorito de calcio por litro de agua
Cal clorada	20	50
	25	40
Hipoclorito de calcio	35	28.6
Hipoclorito de calcio (hcb)	65	15.4
	70	14.3

El Cuadro 4 proporciona datos para la dosificación de 2 mg/l y 5 mg/l de cloro empleando soluciones de diferentes concentraciones y ciertos recipientes de tamaños como los que se usan normalmente en los hogares. Esto se basa en la ecuación:

$$v = \frac{V \cdot D}{C \cdot 10}$$

donde:

- v = volumen de solución hipoclorito requerido en mililitros
- V = volumen de agua : desinfecta
- D = dosis a lograrse en litro
- C = concentración % de cloro disponible en la solución de hipoclorito

CUADRO 4

Desinfección del agua en recipientes caseros de varias capacidades por medio de soluciones de hipoclorito de varias concentraciones de cloro libre

Dosificación: 2 mg/l de cloro (para agua clara pero contaminada)

Cloro libre disponible	Volumen por recipiente en litros			
	1	10	15	20
0.5%	8 gotas	4 ml	6 ml	8 ml
1%	4 gotas	40 gotas (2 ml)	60 gotas (3 ml)	80 gotas (4 ml)
2%	2 gotas	20 gotas (1 ml)	30 gotas (1.5)	40 gotas (2 ml)
5%	1 gota*	8 gotas	12 gotas	16 gotas (0.8)
10%	1 gota*	4 gotas	6 gotas	8 gotas

* dosis mínima posible

Dosificación: 5 mg/l de cloro (para agua turbia y muy contaminada)

Cloro libre disponible	Volumen por recipiente en litros			
	1	10	15	20
0.5%	20 gotas	10 ml	15 ml	20 ml
1%	10 gotas	5 ml	7.5 ml	10 ml
2%	5 gotas	2.5 ml	3.75 ml	5 ml
5%	2 gotas	20 gotas (1 ml)	1.5 ml	2 ml
10%	1 gota	10 gotas (0.5 ml)	15 gotas (0.75 ml)	20 gotas (1 ml)

Nota: Se utiliza 20 gotas = 1 ml.

Después de la aplicación del hipoclorito, el agua debe mezclarse bien y dejarse reposar durante unos 30 minutos para dar tiempo suficiente para que el cloro entre en contacto con los microorganismos.

No se ha detectado ningún efecto adverso en el consumo de agua desinfectada con cloro en las dosificaciones generalmente utilizadas, aunque existe cierta preocupación sobre la formación de trihalometanos, los que pueden tener un riesgo potencial para la salud. En cualquier caso que se use cloro deben tomarse medidas preventivas en el manejo y almacenamiento de soluciones concentradas y compuestos de cloro. Se recomienda que se almacenen fuera del alcance de los niños, en lugares frescos, secos y oscuros ya que el cloro es un oxidante fuerte que puede reaccionar violentamente con materiales fácilmente oxidables. pierde fuerza con el tiempo y la exposición a la luz por lo cual almacenarlo en condiciones adecuadas es importante.

El costo del hipoclorito de calcio (65-70%) varía entre US\$1,50 y \$4,60 por kilogramo. El costo del hipoclorito de sodio varía entre US\$2,00 y \$3,00 por kilogramo de cloro disponible.

4.2.2 Yodo

El yodo es un desinfectante excelente para el agua. Es eficaz contra bacterias, los virus, los quistes de amibas y otros microorganismos de enfermedades transmitidas por el agua. Sin embargo, su disponibilidad y uso han sido limitados. Su costo es de 6 hasta 10 veces mayor que el cloro. El empleo de una solución de 2 por ciento de tintura de yodo es un medio práctico para desinfectar agua en pequeñas cantidades. Una dosificación de dos gotas por litro puede ser suficiente para el agua clara. Al igual que en el caso del cloro, la turbiedad puede interferir y, si hay partículas presentes, éstas pueden proteger a los microorganismos. La filtración como tratamiento preliminar disminuiría la demanda y aumentaría su efectividad. De lo contrario, el agua turbia o muy contaminada podría requerir dosis mayores y tiempos de contacto de mayor duración.

Después de la aplicación del yodo, el agua debe mezclarse y dejarse reposar durante unos 15 a 20 minutos.

El yodo es el menos soluble de los halógenos con un nivel de saturación de 200 a 400 mg/litro en las gamas de temperaturas normalmente encontradas en el agua. Pueden obtenerse soluciones saturadas empleando cristales de yodo en un saturador. Para desinfección del agua se recomiendan residuos de 0,5 mg/l a 0,8 mg/l. Los cristales de yodo son fáciles de manejar, pero siempre se recomienda el empleo de dispositivos protectores.

12 *La desinfección del agua a nivel casero*

El costo actual es de unos US\$12/kg F.O.B en Nueva York. El costo de la yodización, incluida la amortización del costo del equipo, puede variar de US\$7 a US\$12,00 por 1.000 m³ de agua desinfectada.

En las pequeñas dosis empleadas, el yodo no tiene efecto adverso sobre la salud de los individuos. Sin embargo, su empleo a largo plazo podría producir ciertas reacciones en un pequeño porcentaje de individuos sensibles.

El agua tratada con yodo es apropiada para el lavado de hortalizas. Normalmente se recomienda que se laven y se dejen reposar en una solución de 5 mg/litro durante unos 10 minutos.

4.2.3 Permanganato de potasio

Esta sustancia es un oxidante fuerte y suele agotarse rápidamente en aguas que contienen materias oxidables. Es un desinfectante deficiente para el agua. El efecto para el lavado de hortalizas es dudoso, incluso con soluciones concentradas. Esta sustancia no se recomienda para la desinfección del agua.

4.3 *Producción de desinfectantes en el lugar (a nivel comunitario)*

4.3.1 Generadores de hipoclorito de sodio

En los últimos años, se han hecho grandes progresos en el desarrollo de pequeños generadores de hipoclorito para la desinfección de agua potable. Estos producen hipoclorito de sodio por la electrólisis del cloruro de sodio. En el caso de pequeñas comunidades, ofrecen ciertas ventajas porque eliminan varios de los problemas relacionados con la compra, el transporte, el almacenamiento y la aplicación del cloro gas o de soluciones de hipoclorito. Para ser aplicables estos dispositivos tienen que ser económicos de adquirir y operar, así como fáciles de instalar y mantener; confiables y con capacidad para utilizar sal refinada localmente disponible. Como el principio básico de la producción del hipoclorito es la electrólisis del cloruro de sodio, se requiere una fuente confiable de energía eléctrica para que funcione. En general, las unidades disponibles comercialmente producen de 0,5 kg a 2,0 kg de NaOCl cada 24 horas. Las soluciones producidas son especialmente apropiadas para ser usadas como solución madre en las viviendas y pequeñas comunidades.

Dos unidades que satisfacen los criterios anteriormente indicados son la unidad CELL fabricada por la compañía Magneto-Chemie de Holanda y la unidad CLOF fabricada por CLORID S.A de Ecuador. ELTECH, USA (Sistemas SANTLEC), fabrica unidades de mayor capacidad, la más pequeña produce aproximadamente 10 kg de NaOCl cada 24 horas. El costo total de la producción de hipoclorito de sodio a nivel comunitario

ha sido estimado entre US\$1,50 y \$2,50 por kg de cloro disponible, dependiendo del costo de la sal, electricidad y equipo.

La Figura 1 es un diagrama de una instalación típica del DIPCELL. La Figura 2 es un esquema del aparato CLORID.

4.3.2 Generadores de oxidantes mezclados

Los oxidantes mezclados que se producen in-situ, también se basan en la electrólisis de soluciones de cloruro de sodio. Estos están ganando terreno en los círculos industriales del abastecimiento de agua debido a sus propiedades desinfectantes iguales o superiores a las del cloro. La mezcla de especies producidas de oxígeno y cloro y su acción sinérgica parecen ser la causa de la mayor eficiencia. El empleo de pequeñas unidades en comunidades y pueblos de América Latina ha tenido éxito.

Existen actualmente varios tipos de unidades que se pueden obtener en el mercado. La mayor parte de las unidades producen gas, lo cual no es adecuado para desinfección en los recipientes domésticos. Solamente un tipo de equipo produce una solución de oxidantes mezclados que puede ser utilizada para este propósito. Los gastos de operación pueden variar pero por lo general son relativamente bajos. El cloruro de sodio para estas unidades debe ser de mayor pureza que la sal de mesa que utilizan los generadores de hipoclorito, a fin de evitar el taponamiento del equipo con depósitos, generalmente de calcio y magnesio.

Una de las ventajas de los gases oxidantes mezclados es la eliminación de problemas de olor y sabor y la disminución de la formación de trihalometanos.

4.4 Desinfectantes envasados para uso individual

Existen varios desinfectantes comerciales que son eficaces contra la mayoría de los organismos patógenos transmitidos por el agua a las temperaturas y tiempos de contacto recomendados por el fabricante. Cuando se emplean éstos, es muy importante que se sigan las instrucciones meticulosamente. La mayoría de los desinfectantes comerciales corrientemente disponibles en este grupo son compuestos de cloro o yodo. Algunos desinfectantes vienen en forma de comprimidos y otros en forma de solución, y con algunos de ellos se pueden preparar soluciones madre. Este tipo de desinfectante lo utilizan corrientemente las fuerzas armadas, alpinistas, excursionistas, cazadores y otras personas que practican actividades deportivas al aire libre que van probablemente a utilizar un suministro de agua de calidad dudosa y se emplea también en los casos de emergencia, especialmente los desastres naturales. En general, suelen ser ligeros de peso, están cómodamente envasados, son fáciles de

Nota: (1) El DIPCELL y la tapa especial deben ser trasladados del barril # 2 al barril # 1 cuando se haya completado el proceso electrolítico en el barril # 2. (2) Cuando en el barril # 3 se haya terminado la solución de hipoclorito de sodio éste debe ser llenado con una nueva solución de cloruro de sodio al 3% a fin de que quede listo para la electrolisis.

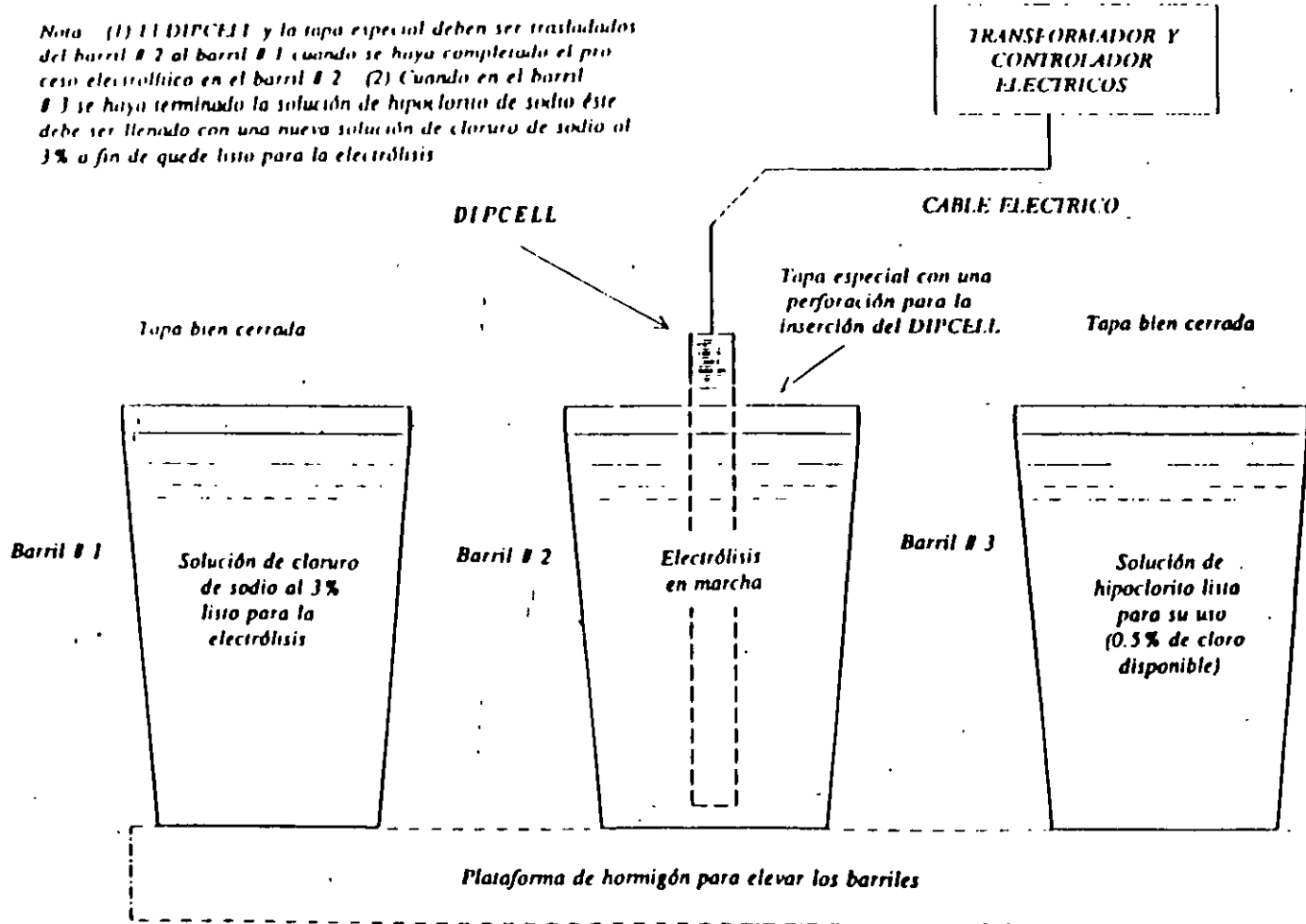


FIGURA 1

15

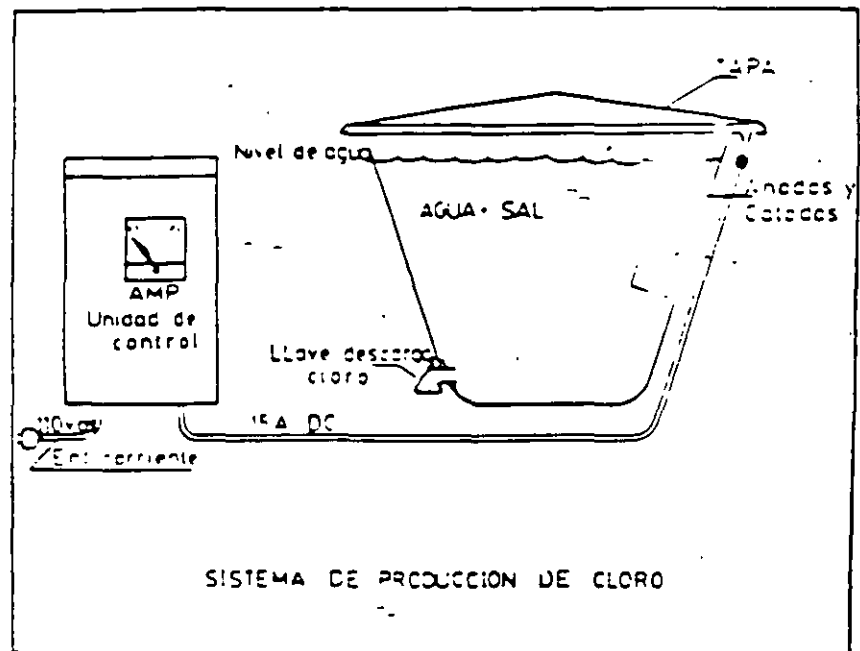
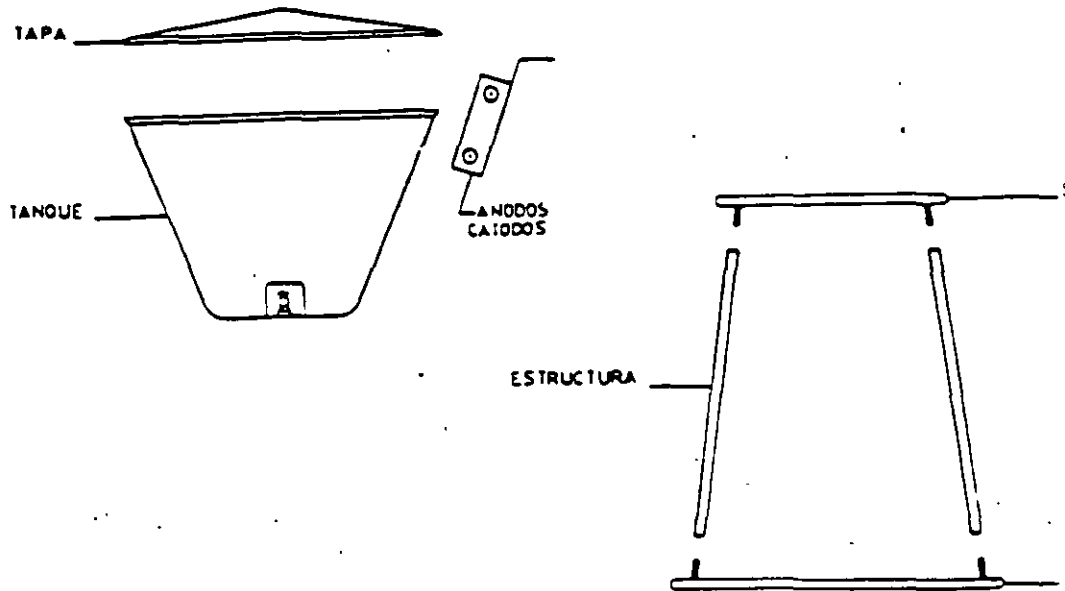


FIGURA 2
Diagrama del sistema CLORID para la producción de hipoclorito de

administrar y pueden conservarse durante mucho tiempo. El costo de estos desinfectantes es generalmente alto, entre US\$0.005 y US\$0.02 por litro de agua desinfectado. Estas dosis se recomiendan generalmente para periodos cortos de uso y no para tiempo prolongado.

Las tabletas de "HALAZONE" son el desinfectante comercial más conocido en Latinoamérica y el Caribe para desinfección de agua de beber en el hogar porque ha sido utilizado por muchos años en situaciones de emergencia. Existen tabletas de dos tamaños, uno de 4 mg. para la desinfección de 1 litro del agua y otro de 16 mg para 40 litros. El ingrediente químico activo es "P. carboxybenzenesulpho dichloroamide", de lo que aproximadamente 52% está disponible como cloro después de disolverlo en el agua. Las tabletas de Halazone pierden potencia rápidamente después de abierto el cierre hermético del frasco. En consecuencia es importante cerrar bien el envase cada vez. Debido a esta característica y al costo elevado "Halazone" ha sido reemplazado en parte por otros compuestos comerciales.

La tableta de "Globaline" o "Potable Agua" fue adoptado por las fuerzas armadas de los Estados Unidos y otros países hace aproximadamente 25 años, todavía es utilizada por algunos. También ha sido utilizada recientemente por alpinistas, excursionistas, cazadores etc. El ingrediente químico activo es "tetraglycidyl hydroperoxide", el cual contiene aproximadamente 42% de yodo activo. La tableta de 120 mg contiene 20 mg de este reactivo y produce aproximadamente 8 mg de yodo activo cuando se disuelve en un litro de agua. La tableta de "Globaline" es más estable que la de "Halazone" pero pierde aproximadamente 20% de su potencia 24 semanas después de abierto el frasco.

Recientemente, varias fábricas están produciendo tabletas de "sodio dichloroisocyanurate" (también conocido como "sodium dichloro-s-triazinetron" y "sodium troclosene") algunas veces en combinación con otros ingredientes como floculante. Los dos más conocidos son Chlor-Floc y Aguatabs. Estos se encuentran en diferentes tamaños. Aproximadamente el 42% de este reactivo está disponible como cloro. El que favorece este compuesto es su estabilidad. Varios gobiernos actualmente están considerando la aprobación de esta sustancia para la desinfección de agua para beber. El Cuadro 5 ofrece un resumen de las características principales de los "desinfectantes individuales" comerciales más comunes.

CUADRO 5
Desinfectantes comerciales para uso individual y doméstico

Nombre comercial e ingredientes químicos activo(s)	Embalaje y dosis recomendada	Costo unitario
HALAZONE (p. carboxybenzenesulphor-dichloroamide) tableta de 4.0 mg tableta de 160 mg	botella de 100 tabletas 1 tbl/l de agua 1 tbl/40l agua	US\$0.02/tblt US\$0.80/tblt
POTABLE AGUA O GLOBALINE (tetraglycine hydroperiodide) tableta de 8.0 mg	botella de 50 tblt 1 tbl/l de agua	US\$0.05 a 0.10 por tableta
AQUATABS (sodium dichloroisocyanurate) tabletas de 17 - 500 mg	tabletas herméticamente selladas, en caja plástica, o en botellas	US\$ 0.0065 a 0.016 por tableta
CHLOR-FLOC (sodium dichloro-s-triazinetronc)* tableta de 600 mg (contiene agentes floculantes)	tabletas herméticamente selladas, paquete de 10 tabletas, 1 tableta por litro	US\$0.05 a 0.10 por tableta

La dosis puede variar dependiendo de la calidad del agua.

- * S. n dichloroisocyanurate, sodium dichloro-s-triazinetronc y sodium triazinetronc son el mismo compuesto.

5. FILTRACION

5.1 Filtros de arena

La filtración del agua para beber en los hogares, a través de filtros de arena, es un método generalmente conocido en la mayoría de los países latinoamericanos. Sin embargo, solamente un número limitado de personas lo han practicado. La llegada de los suministros por tubería disuadió su uso. Este tipo de filtración no elimina normalmente las bacterias o los virus, pero puede eliminar la turbiedad, los quistes y protozoanos. Cuando se utilizan debidamente, los filtros de arena domésticos pueden funcionar eficazmente aún con agua ligeramente turbia como tratamiento preliminar antes de hervirla o desinfectarla.

Un filtro de arena doméstico debe tener una capa de arena fina de unos 60 cm o más^{11/}. Debe funcionar continuamente (24 horas diarias) porque es importante que la arena no se seque y, en general, debe limpiarse y mantenerse como un filtro de arena lento regular.

5.2 *Filtros de cerámica*

Este tipo de filtro se puede obtener en el comercio y se emplea en cantidades limitadas en la mayoría de los países. Algunos filtros son de presión y otros de gravedad. En todos ellos el componente esencial es la vela que puede ser de diferentes materiales cerámicos que proporcionan distintos tamaños de poro. El agua que se va a filtrar tiene que estar relativamente limpia ya que, de lo contrario, la vela se tapanía rápidamente.

El tamaño de los poros determina la eficacia en la eliminación de los microorganismos o de partículas en suspensión. Estos filtros pueden extraer quistes protozoarios y cercarias, así como partículas en suspensión, pero es posible que no se eliminen las bacterias ni los virus, requiriéndose que el agua se hierva o se desinfecte antes del consumo.

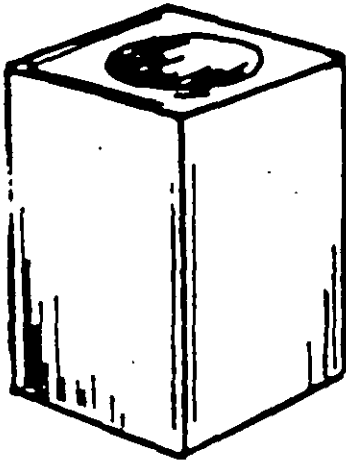
Los filtros de porcelana pueden fabricarse con poros de pequeño tamaño. Para lograr eficazmente la purificación del agua, se estima que el radio máximo de poro debe ser de 1,5 micrones. El filtro tipo Berkefeld, o similares, se fabrica con tierra de tripoli y los que tienen poros de pequeño tamaño pueden eliminar las bacterias que se encuentran corrientemente en el agua. En general, es importante comprender las limitaciones de estos filtros para emplearlos eficientemente en el tratamiento del agua potable.

6. *IMPORTANCIA DE UTILIZAR RECIPIENTES DOMESTICOS ADECUADAMENTE DISEÑADOS*

En la actualidad existe una gran variedad de formas y tamaños de recipiente domésticos para el almacenamiento de agua en las casas. Desafortunadamente la gran mayoría no son adecuados para proteger su contenido contra la contaminación. La terminología local utilizada para describir estas formas de contenedores varía de un lugar a otro. Algunos de los recipientes más comúnmente usados se muestran en la Figura 3.

Como ya se ha indicado anteriormente, aunque el agua llegue a la casa sin contaminar, existe siempre un gran riesgo de contaminación cuando se almacena y se manipula. El usuario, al meter objetos como cucharones, tazas, vasos u otras vasijas en el recipiente de agua o al sumergir los dedos y manos contaminados para sacar

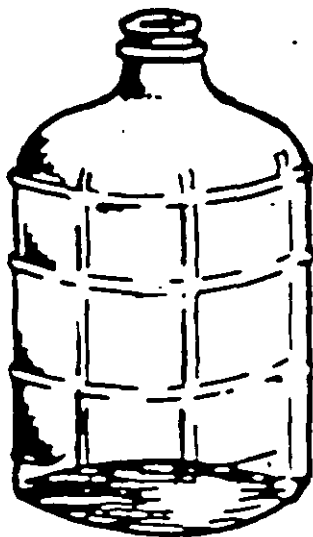
LATA ALCOHOLERA



CANTARO



GARRAFON



CUBETA

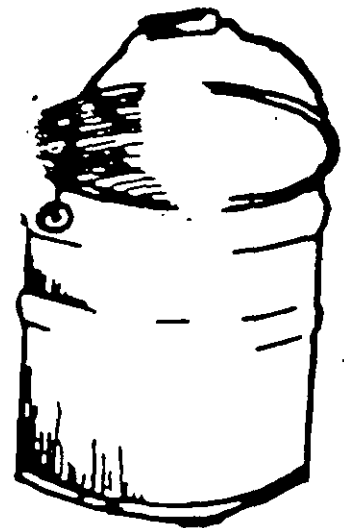


FIGURA 3

Varios recipientes típicos, no obstante inadecuados, que se utilizan en América Latina para el almacenamiento del agua en las casas

agua, puede contaminar el contenido. De esta manera, el agua hervida o filtrada puede fácilmente volverse a contaminar. El agua químicamente desinfectada con cloro o yodo puede mantener un residuo suficientemente alto para controlar una contaminación ligera que se produzca durante un corto tiempo. Sin embargo, este residuo puede consumirse o perder su potencia. Por lo tanto, la protección del agua doméstica desinfectada contra la recontaminación es de vital importancia porque constituye una última y frecuentemente la única defensa contra la transmisión de las enfermedades transmitidas por el agua.

Hay dos aspectos que es preciso tener en cuenta para mantener el agua limpia después de desinfectarla, a saber: las características de la vasija para evitar la recontaminación, y la educación del usuario para que practique medidas sanitarias seguras.

Los principios que rigen las características del recipiente son sencillos: utilizar recipientes limpios y de materiales que no favorezcan la supervivencia de microorganismos; no sumergir nada en los mismos, y mantenerlos tapados para impedir la entrada de partículas extrañas. De la consideración de estos principios se llega a la definición de ciertas características para el diseño o selección de recipientes adecuados para evitar que se vuelva a contaminar el agua desinfectada, a saber:

- ▶ La forma y tamaño del recipiente deben ser apropiados, con manija o agarradera, para facilitar el acarreo, y deben tener una base estable para estacionarlo en la vivienda, sin peligro de que se voltee. El volumen debe ser de 10 a 30 litros. Para escuelas y clínicas un volumen de 50 ó más litros es apropiado.
- ▶ El material del recipiente deberá ser durable, de ser posible inoxidable, resistente a las quebraduras, de color atractivo, translúcido y liviano. El polietileno de alta densidad es un material apropiado. No está recomendado el uso de policarbonato u otro material que reaccione con cloro.
- ▶ La boca debe ser tal que facilite el llenado del recipiente, pero impida la inmersión de objetos para extraer agua. El recipiente debe ser provisto de grifo (llave) para extraer el agua.
- ▶ El grifo debe abrir y cerrar fácilmente, ser inoxidable, fácil de limpiar, durable, y descargar un litro en 15 segundos.
- ▶ La tapa debe impedir que entre insectos, polvo u otro material extraño. Debe ser fuerte, de material apropiado. De ser posible debe estar sujeta al recipiente en tal forma que no se pierda o se ensucie, y debe permitir limpiar el interior del recipiente fácilmente.

- ▶ El recipiente debe tener un dispositivo que permita la entrada de aire a extraer el agua y algún medio para introducir desinfectante.
- ▶ Las instrucciones para el uso sanitario, lavado, mantenimiento y reparación en caso necesario, deberán ser claras y estar, pegadas (o impresas) firmemente al recipiente de manera que duren largo tiempo.
- ▶ Para asegurar el cumplimiento de los aspectos sanitarios el recipiente deberá tener la aprobación de las autoridades de salud.

Las Figuras 4 y 5 son ejemplos de recipientes que cumplen con la mayoría de los requisitos antes mencionados.

7. PROMOCION Y PARTICIPACION DE LA COMUNIDAD

El éxito de un programa de desinfección del agua a nivel doméstico depende en gran medida de los esfuerzos promocionales que realicen tanto las autoridades como las personas interesadas de la comunidad. Dependerá además del grado de motivación que tengan los individuos que van a beneficiarse de un suministro sanitario. Sin embargo, la responsabilidad principal de la promoción corresponderá al empresario, la organización comunitaria o los individuos que emprendan la tarea de organizar un sistema para proveer a los hogares de la comunidad los desinfectantes, los recipientes, las instrucciones y el asesoramiento que sean necesarios.

7.1 Educación del usuario

El segundo aspecto importante que debe considerarse para asegurar el almacenamiento y uso sanitarios del agua en la vivienda es la educación del usuario. Esta acción necesita el apoyo de las autoridades de salud pública en primer lugar, promoviendo el almacenamiento y uso sanitarios del agua para uso doméstico y en segundo lugar, proporcionando la información y educación necesarias para asegurar el éxito. Sin embargo, es preciso que la comunidad intervenga, participando activamente y tomando la iniciativa con pleno conocimiento de los beneficios que trae el contar con agua no contaminada. Los medios de comunicación tienen un papel importante que jugar en la promoción y educación sobre la desinfección del agua, su almacenaje y el uso sanitario de ésta.

7.2 Una operación basada en la comunidad para asegurar la sustentabilidad

Es esencial que la desinfección de los suministros de agua a nivel doméstico tenga su base en la comunidad para que esta operación sea continua y perm...

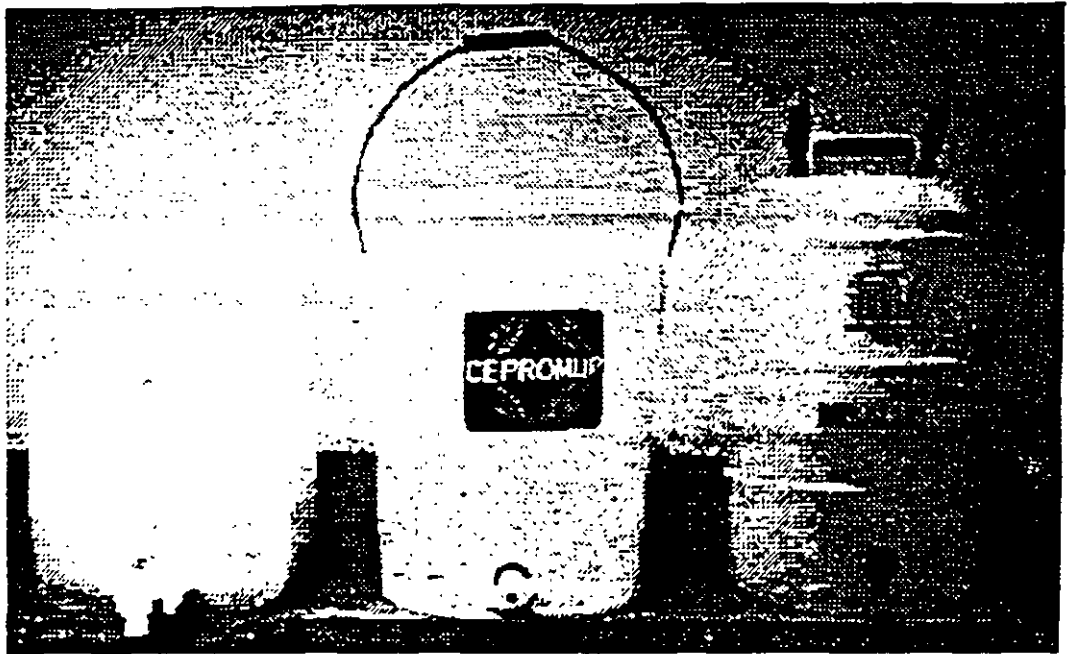


FIGURA 4

Tres ejemplos de recipientes de 20 litros de capacidad que son diseñados especialmente para ser usados en la desinfección a nivel casero

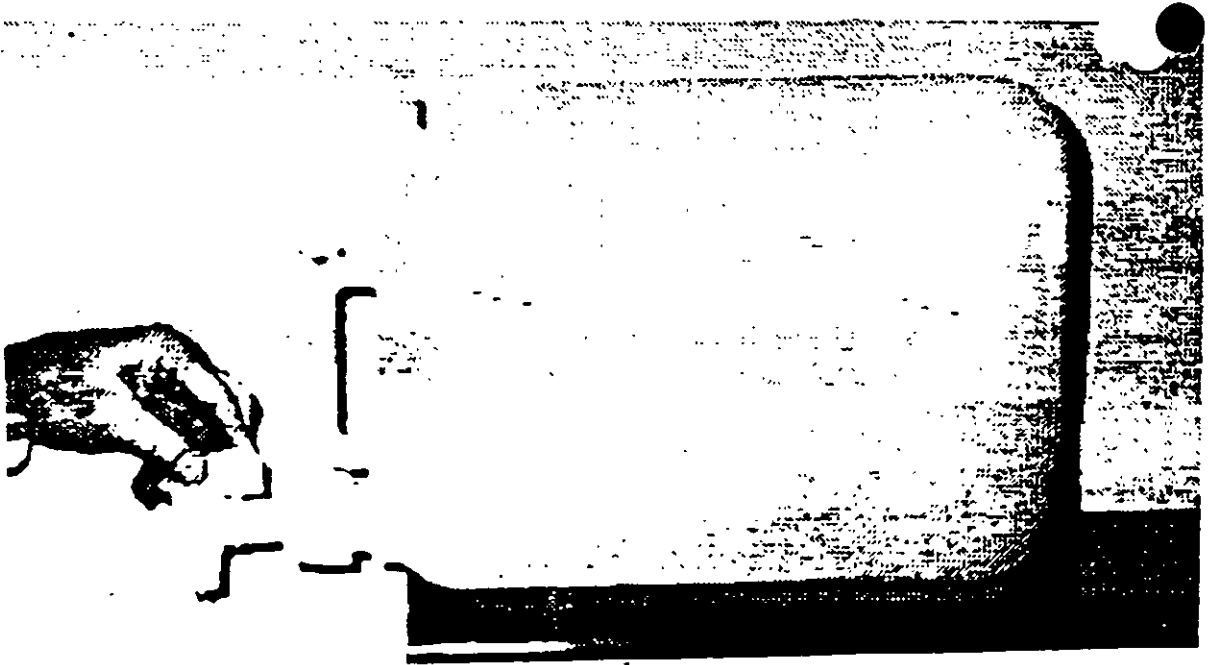
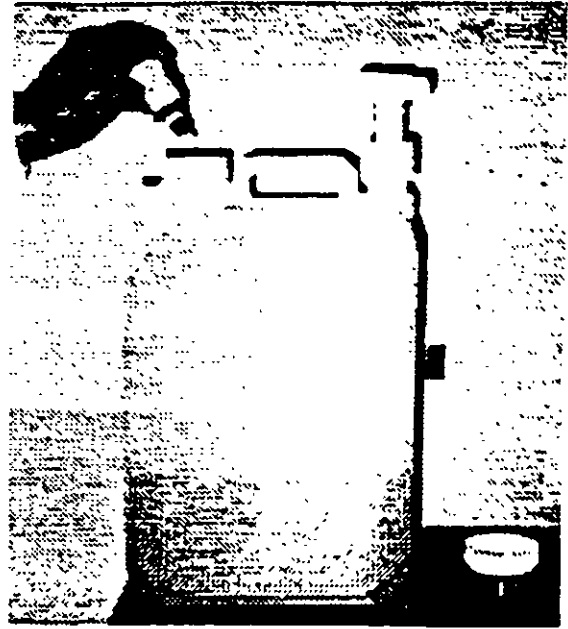


FIGURA 5
El recipiente utilizado exitosamente en el proyecto de demostración de la OPS
y el "Center for Disease Control" para el control del cólera y otras
enfermedades diarreicas

Ante todo, la compra del desinfectante y de cualquier suministro y equipo adicional debe poderse hacer dentro de los límites de la comunidad, sobre una base comercial gubernamental o de organización de servicio. Es probable que, cuando ello se hace mediante una microempresa, la permanencia o continuidad sea mucho más segura. Lo menos que el desinfectante y el equipo auxiliar se abastezcan localmente, existen pocas posibilidades de que estén disponibles en todo momento.

Es también importante obtener el apoyo del sector salud, de las escuelas y de las organizaciones sociales para promover y fomentar la desinfección a nivel doméstico. Esto significa que cada uno de los participantes tiene que tener una disciplina apropiada y además debe estar bien informado y motivado para ayudar.

8. *ESTRATEGIAS*

En vista de que la provisión permanente de agua microbiológicamente potable a través de sistemas de distribución a los hogares que actualmente no la tienen no es un hecho que pueda ser realidad en un futuro próximo, se vuelve necesario adoptar medidas alternativas para que en los hogares puedan tratar y almacenar el agua de una manera que se asegure su idoneidad microbiológica. Hay muchas opciones, pero sólo unas pocas son lo suficientemente sencillas y económicas, como para que la población de bajos recursos, a la cual se dirigen estos métodos, pueda llevarlos a cabo en una forma constante. Sólo las opciones más factibles, las cuales, hasta cierto punto, pueden ser basadas en la comunidad, se presentan aquí. Es importante llamar la atención a que cada comunidad es de una manera u otra diferente, y que la opción escogida debe ser adaptada a las necesidades y condiciones locales haciendo el máximo uso posible de las características positivas de éstas y tratando de que los cambios que se incorporen sean los menores posibles.

Es especialmente importante el considerar cuidadosamente la calidad del agua a ser usada y la manera de transporte a los hogares y a la comunidad. Casi siempre es ventajoso utilizar la mejor fuente posible, que tratar de mejorar la calidad de una fuente contaminada. El número de intervenciones de tratamiento requeridas es también materia de consideración. Por ejemplo, si una comunidad es servida con un sistema de distribución de agua con presión adecuada, 24 horas al día, será más económico y eficiente el desinfectarla en el sistema de la comunidad, que en cada hogar. En el caso de que se utilizaran camiones-tanque para distribuir el agua a los hogares, se debería de llevar un control adecuado para asegurar el uso de la mejor fuente disponible y la desinfección adecuada del agua a la hora en que se llena el camión, pero además habrá que tomar medidas apropiadas en el hogar.

El propósito de las siguientes opciones no es el de reemplazar los métodos de distribución segura del agua que ya existan, sino el proporcionar alternativas que

puedan servir como una medida transitoria, a ser usadas mientras la comunidad espera mejoras en el servicio de distribución de agua.

8.1 Opción A: Solamente desinfección

En los casos en que el agua que llega a los hogares, no es turbia ni muy contaminada (usualmente esto quiere decir que procede de sistemas de camiones-tanque), donde los recipientes usados en las casas para guardar el agua en los hogares son adecuados, y donde el nivel de educación es adecuado, un programa para fomentar y hacer posible la desinfección del agua en el hogar es apropiada.

La desinfección puede proporcionarse a través de cualquier medio viable. El desinfectante puede ser vendido en las tiendas locales, en cuyo caso debe ser certificado por las autoridades de salud locales como apropiada para su uso en la desinfección del agua de beber. El desinfectante también puede ser fabricado y distribuido en la comunidad por el sistema local de salud o por una clínica, una cooperativa, o una micro-empresa. La última sería probablemente la alternativa de menos costo, ya que tendría la ventaja de la iniciativa privada que puede tener un incentivo para cubrir y sostener el proceso. Alternativamente, las entidades aforadas u otras, podrían elegir el comprar los materiales al por mayor (usualmente cloro) para la preparación de un desinfectante que se controle, se embote y distribuya a los hogares de la comunidad. En todo caso debe darse cuidadosa atención a la selección de recipientes a ser utilizados para el dispendio o la distribución del desinfectante a la comunidad. Preferentemente estos deberán:

- ▶ Tener instrucciones claras para la aplicación y almacenamiento del desinfectante.
- ▶ Ser hechos de un material durable, que no se deteriore debido al contacto con el desinfectante.
- ▶ Incluir un recipiente, tapa o gotero para la aplicación del desinfectante.
- ▶ Ser de material opaco y deben ser resellados después de cada uso para minimizar la pérdida de potencia del desinfectante que contienea, así como para evitar accidentes.
- ▶ Tener una capacidad que sea compatible con la rutina de uso y la vida útil del desinfectante, por ejemplo un mes. Un volumen de un cuarto de litro (250 ml) a medio litro (500 ml) se ha encontrado que es conveniente.

Los elementos críticos de este programa son la educación y motivación de la comunidad y de los individuos, la disponibilidad de un desinfectante apropiado para cada uno de los hogares a un costo razonable y la monitoria de su aceptación y

8.2 *Opción B: Desinfección y almacenamiento de agua en los hogares*

El componente de desinfección de la opción B será el mismo de la opción A. La diferencia está en que habrá un mecanismo incluido en esta opción para asegurar el almacenamiento seguro del agua en los hogares y prevenir la recontaminación. Los recipientes en mente para el almacenamiento del agua en esta opción deberán cumplir con los requerimientos delineados más arriba.

Se sugiere que el Ministerio de Salud de la Nación, u otra agencia apropiada, emita los requerimientos que deben cumplir los recipientes para el almacenamiento de agua en los hogares y que se establezca un programa de certificación para verificar que los recipientes llenen los requisitos establecidos. La colaboración entre las agencias del gobierno y el sector privado en el desarrollo y producción de recipientes puede resultar en la adopción de recipientes que protejan adecuadamente el contenido, faciliten la desinfección, sean económicos y convenientes para el uso. Los recipientes pueden ser distribuidos por los sistemas locales de salud, cooperativas, las micro-empresas mencionadas en la opción A. También pueden ser comercializados directamente por el sector privado o a través de programas especiales del gobierno.

En esta opción, como en la Opción A, la educación y motivación de la comunidad son componentes esenciales que deben ser atendidos.

8.3 *Opción C: Filtración, desinfección y uso de recipientes especiales para almacenar agua en los hogares*

La intención de la opción C es que sea usada en situaciones en que el agua entregada o llevada a los hogares sea turbia, lo que interferiría con la desinfección. En este caso se puede aumentar el tiempo de contacto para que sea un poco más largo. En vista de que el agua almacenada alcanza rápidamente la temperatura ambiente, que generalmente es más alta, la desinfección química del agua en los hogares puede ser más efectiva y eficiente. En estas condiciones es posible desinfectar agua con una turbiedad un poco más alta de la que se debe intentar en los sistemas de distribución de agua. Así puede ser posible la desinfección con éxito en turbiedad hasta 5 UNT. Sin embargo, se recomienda que siempre se verifique la posibilidad para cada caso específico.

Cuando se determine que es necesario reducir la turbiedad, básicamente se requieren dos opciones para el tratamiento del agua al nivel de los hogares.

La primera y mas común es el usar filtración. Se debe considerar los dos tipos de filtros mencionados anteriormente. Los filtros comerciales para uso en el hogar, comúnmente fabricados de material de cerámica o de tierra diatomácea son generalmente mas eficientes que los filtros de arena contruidos locamente. Además, en algunos países los filtros para agua son hechos de piedras o cerámica disponibles en la localidad, y pueden ser adecuados para reducir la turbiedad y también para ayudar a reducir el nivel de bacterias y protozoarios. Sin embargo, ninguno de los filtros, comerciales o artesanales, podrá eliminar los virus. Una dificultad con los filtros de tipo hogareño es que se desarrollan fisuras o adelgazamiento de las paredes del filtro con el uso, lo que puede resultar en el paso del agua no tratada. En todo caso se recomienda que se utilice algún tipo de desinfectante después de la filtración hogareña.

Además de los filtros, hay varios artefactos comerciales para el tratamiento de agua en los hogares, en el punto-de-uso. Existe un gran numero de tipos de estos artefactos por lo cual no se puede discutirlos aquí en detalle. Algunos de ellos son bien diseñados y pueden dar buenos resultados, tanto en la filtración como en la desinfección, cuando son usados de acuerdo a lo que recomiendan los fabricantes, incluyendo el reemplazo regularmente de los filtros y cartuchos de desinfección. Sin embargo, el costo de los artefactos, que se ha comprobado son efectivos, es generalmente fuera de la capacidad de pago del típico hogar Latinoamericano Caribe, que vive en las áreas urbanas marginales y rurales.

También es posible utilizar un desinfectante conjuntamente con un agente floculante tal como el alumbre. Las tabletas Chlor-Floc mencionadas antes crean un floculo el cual sedimenta en el fondo del recipiente. Para esto se necesita mezclar, sedimentar, decantar el sobrenadante y remover el floculo asentado. El alumbre u otro agente floculante podría ser proporcionado a los hogares para ser aplicado con cada llenado del recipiente. En Latinoamérica y el Caribe, este método no se ha probado en gran escala.

9. ESTIMACIONES DEL COSTO DE LAS ALTERNATIVAS

La desinfección del agua en la vivienda es una operación simple, facil de realizarse en casi todos los hogares donde haya que depender de abastecimientos de agua potencialmente en riesgo de ser contaminados. Es también factible desde el punto de vista de su costo reducido. En el Cuadro 6 se resumen comparativamente los costos anuales netos de la desinfección del agua para un hogar familiar de cinco personas con un consumo de 50 litros por día (10 litros por persona por día).

En la práctica los costos indicados en el Cuadro 6 pueden variar dependiendo de las condiciones locales.

CUADRO 6
Costos netos comparativos de varios métodos de desinfectar el agua en recipientes en la vivienda*

Tipo de desinfectante	Costo anual por vivienda*
Generación in-situ de hipoclorito	
- DIPCELL	US\$ 0.05
- CLORID	US\$ 0.06
Generación in-situ de oxidantes mezclados	US\$ 0.05
Solución comercial de hipoclorito de sodio	US\$ 0.30 - 0.50
Solución de hipoclorito de calcio preparada localmente	US\$ 0.25 - 0.40
Tabletas para desinfección del agua para uso individual o familiar	
- HALAZONE	US\$ 36 - 365
- POTABLE AGUA	US\$ 365 - 900
- CHLOR-FLOC	US\$ 900
- AQUATABS	US\$ 15 - 30

* Basado en una familia de cinco personas que utiliza 50 litros de agua por día para beber, cocinar, preparar alimentos, lavar utensilios e higiene esencial, con una dosificación de cloro de 5 mg/litro.

El costo de recipientes plásticos de buena calidad (cinco años de vida cumplen con los criterios anotados anteriormente se estima en:

10 litros - US\$ 3,00 - 5,00
 15 litros - US\$ 4,00 - 6,00
 20 litros - US\$ 5,00 - 8,00

El costo anual por familia de cinco personas en una situación en la que la familia utiliza dos recipientes de capacidad de 20 litros y que tiene un consumo de 50 litros por día se puede estimar entre US\$ 3,75 y 2,50. El costo por persona puede estar entre US\$ 0,80 y 0,50 por año. Los beneficios de salud pública que se pueden derivar de este tipo de intervención son comparativamente altos en relación con el costo relativamente bajo.

En conclusión la desinfección del agua es una operación económica y de fácil realización en todos los países si es que hay la voluntad para llevarla a cabo y a la población los beneficios de salud que ella conlleva.

1. Salazar Lindo, Eduardo et al. Evaluación del rol de la cloración del agua de bebida en la propagación y control de la epidemia de cólera en el Perú - 1991, enero 1993.
2. Comunicación personal, Julio Monreal U., Jefe, Departamento de Programas sobre el Ambiente, Ministerio de Salud, Santiago, Chile, Feb. 1993.
3. Comunicación personal, Dra. Caterina Ferreccio R., Médico Epidemióloga, GREDIS, Santiago, Chile, Feb. 1993.
4. American Water Works Association, Inc. (1971). "Water Quality and Treatment, Third Edition. Handbook of Public Water Supplies". McGraw-Hill Book Company, New York.
5. Organización Panamericana de la Salud. "The Situation of Drinking Water Supply and Sanitation in the American Region at the End of the Decade 1981-1990, and Prospects for the Future", Vol. I, OPS, Washington, 1990
6. Action Research on Acceptability of Safe Water System and Environmental Sanitation by the Rural Communities of West Bengal, Study sponsored by UNICEF, conducted by the Institute of Child Health, Calcutta, India, 1982
7. Deb, B.C. et. al., Studies on interventions to prevent *El Tor cholera* transmission in urban slums. Bulletin of the World Health Organization, 64 (1): 127-131 (1986).
8. Estudio de Diagnóstico Situacional Preliminar y de Avance de Ejecución de las Actividades del Proyecto de Evaluación de la Efectividad de Tecnologías de Conservación de Agua en los Pueblos Jóvenes de Chimbote., Perú, SENAPA, Lima.
9. Survival of *Vibrio cholerae* in Africa domestic water storage containers. South African Medical Journal 1989; 78; 365-387.
10. D. Bersb, y M. Osono, "Estudios de la Diarrea en Quindio (Colombia): Problemas relacionados con el tratamiento de aguas, Soc Sci Med. Vol. 21, págs. 31-39, 1985.
11. Wagner, G. and Lanoix, "Water Supply for Rural Areas, WHO, Geneva, 1961.

ENFERMEDADES RELACIONADAS A CONDICIONES DEFICIENTES TANTO DE SANEAMIENTO COMO DE ABASTECIMIENTO DE AGUA

Amebiasis:

- Agente - *Entamoeba histolytica* (protozoario)
- Síntomas - Varían desde una disentería aguda o fulminante, con fiebre, escalofríos y diarrea sanguinolenta o mucóide (disentería amibiana), hasta un malestar abdominal leve con diarrea con sangre o muco que alterna con períodos de estreñimiento o remisión. La infección a largo plazo puede causar úlceras o abscesos que a menudo conducen a infecciones secundarias. La muerte por disentería amibiana es rara.
- Transmisión - Principalmente a través de agua contaminada con heces, hortalizas contaminadas o manipuladores de alimentos que son portadores y no siguen una higiene adecuada. Es de distribución mundial. Hay dos formas de vida que pueden transmitir la infección--el quiste y el trofozoito. El trofozoito es sensible a pH ácido y a agentes oxidantes. Los quistes son muy estables en el ambiente y son resistentes a la desinfección. Gatos, perros y otros mamíferos se han visto implicados como portadores a seres humanos. Las epidemias se producen más comúnmente por beber agua contaminada. Los casos asintomáticos pueden ser portadores durante años.

Ascariasis:

- Agente - *Ascaris lumbricoides* (gusano redondo)
- Síntomas - Gusanos vivos son expulsados con las heces o a veces por la boca o por la nariz; la mayoría de los casos (85% approx.) son asintomáticos. Especialmente en niños, causa desnutrición, excitación e insomnio. Casos avanzados presentan obstrucción intestinal, carencia nutricional grave; si migran a los pulmones puede ocurrir tos y silbidos.
- Transmisión - Por ingestión de huevos infectantes procedentes del suelo contaminado con heces humanas o alimentos crudos con tierra contaminada; contagio entre niños por juguetes

contaminados con tierra infectada y en áreas de defecación comunal. Es

de ocurrencia a nivel mundial, con incidencia más alta en áreas tropicales. Los huevos pueden vivir varios meses. Es prevalente especialmente en niños de 3 a 8 años en climas calientes y húmedos. Los seres humanos son el único reservorio conocido, pero animales domésticos como perros, cerdos y pollos pueden servir como vectores por ingerir heces humanas que contienen huevos de áscaris. En varios países de América Latina abastecimientos de agua no tratados han sido implicados en la transmisión de los huevos.

Balantidiasis:

- Agente - *Balantidium coli* (protozooario)
- Síntomas - Diarrea, náusea y vómitos; las heces pueden contener sangre. Como en la amibiasis, puede causar disenteria y tiene dos etapas infectivas (quiste y trofozoito). A menudo se confunde con la amibiasis.
- Transmisión - Por ingestión de quistes en alimentos o agua contaminados con heces. Especialmente prevalente donde el saneamiento es pobre. Las epidemias se producen más bien por abastecimientos de agua contaminados por heces porcinas.

Cólera:

- Agente - *Vibrio cholerae* (bacterias)
- Síntomas - Inicio agudo y repentino de diarrea de "heces de arroz" acuoso, con rápida deshidratación y vómitos ocasionales. Dos tipos de enfermedad--Eltor y Clásico. El primero, que ha causado la epidemia de América del Sur a comienzos de 1991, es menos grave que el tipo Clásico. La tasa de mortalidad puede ser tan alta como un 60%, pero con un tratamiento inmediato mediante rehidratación puede reducirse la tasa de letalidad a <1%.

- Transmisión** - Por ingestión de agua o alimentos contaminados por las heces o vomitos de individuos infectados; manejo de alimentos con métodos antihigiénicos; consumo de moluscos y crustáceos crudos. Fómites, como la ropa de cama, ropas y vendas del paciente también pueden transmitir la enfermedad. El organismo sobrevive más tiempo en aguas salobres y alcalinas.

Cryptosporidiosis:

- Agente** - *Cryptosporidium* (protozooario)
- Síntomas** - Diarrea profusa acuosa o mucoide que dura entre 3-14 días; vomitos, anorexia y dolor abdominal; tos y radiografías del tórax anormal pueden indicar infecciones pulmonares; a menudo pérdida de peso significativa. Puede causar síntomas graves en pacientes inmunocomprometidos.
- Transmisión** - Por la ruta fecal-oral. Los quistes son altamente resistentes a los procesos corrientes de tratamiento de agua; el agente infeccioso ha sido identificado frecuentemente en fuentes de agua contaminadas por desechos de ganado. Los trabajadores de los mataderos y veterinarios se encuentran en mayor peligro.

Dracontiasis:

- Agente** - *Dracunculus medinensis* (nemátodo)
- Síntomas** - Esta enfermedad no se encuentra en América Latina, pero es común en África y Asia. Una vesícula (a menudo con una duración de varios meses), aparece generalmente en la parte inferior de la pierna o del pie donde el gusano hembra expulsa larvas, acompañada por ardor y comezón; fiebre, diarrea y vómitos; malestar general. Esta enfermedad no es por lo general fatal, pero puede resultar en una artritis crónica, tétanos o en una infección secundaria. Si el gusano muere antes de su remoción puede dar lugar a una gangrena y a la amputación.

Transmisión - Se disemina exclusivamente mediante agua de bebida; las larvas expulsadas por una persona infectada son comidas por copépodos de agua dulce y este agente es luego ingerido por seres humanos al beber de abastecimientos de agua infectados. El copépodo prefiere el agua estancada; en consecuencia pozos abiertos, represas y lagunas pueden ser lugares principales para la propagación de la enfermedad.

Escherichia coli:

Agentes - [bacterias] - enteroinvasora - (toxinas parecidas a la shigella)
 enterotoxígena - (síndrome similar a *Vibrio cholerae*; la diarrea de los viajeros)
 enteropatógena - (toxinas parecidas a la shigella; conocidas por causar brotes infantiles en salas de recién nacidos)

Los tipos pueden distinguirse serológicamente por pruebas clínicas.

Síntomas - Los tipos invasores y patógenos causan fiebre, diarrea (a veces sanguinolenta). Tipo tóxico causa inicio agudo de diarrea acuosa, calambres y vómitos que dura generalmente de 1 a 3 días.

Transmisión - Propagación por alimentos, agua y fómites contaminados. Los seres humanos son el reservorio principal. Todos los grupos de edad son susceptibles, y la inmunidad adquirida no es permanente.

Giardiasis:

Agente - *Giardia lamblia* (protozoario)

Síntomas - Diarrea crónica, expulsión frecuente de heces laxas, pálidas y grasosas, así como fatiga. La enfermedad puede durar más de tres meses, pero no es fatal. Sin embargo, puede agravar la desnutrición y fatiga. Es

más prevalente en los niños, incluyendo los centros de atención diurna (jardín de infantes).

- Transmisión - Fecal-oral por agua, alimentos y por el mecanismo mano a boca. Animales como los castores y ratas son portadores conocidos. Han ocurrido brotes a través de fuentes contaminadas de agua, y por manipulación de alimentos con manos contaminadas. Individuos infectados arrojan cantidades grandes de quistes a lo largo de toda la duración de su enfermedad.

Hepatitis:

- Agente - Virus de hepatitis A y E
- Síntomas - Ictericia, fiebre leve a intensa, malestar general que dura a veces varios meses. Los síntomas más graves se manifiestan en adultos que en niños.
- Transmisión - Ruta fecal-oral, especialmente agua y alimentos contaminados en particular moluscos y crustáceos. Período de incubación de un mes aproximadamente, con desprendimiento más alto de virus dos semanas después de la exposición. Esta enfermedad es endémica en todo el mundo.

Leptospirosis:

- Agente - *Leptospira interrogans* (Orden Spirochaetales)
- Síntomas - Fiebre, cefalalgia, escalofríos, malestar intenso; sufusión de las conjuntivas; a veces meningitis o ictericia y erupción. Síntomas clínicos pueden durar desde varios días a semanas. La muerte es rara, pero aumenta con individuos que tienen problemas renales o de ancianidad.
- Transmisión - Contacto de la piel o membranas mucosas con agua, tierra húmeda o vegetación contaminadas con la orina de animales infectados provenientes de granjas o silvestres; ingestión de alimentos contaminados con la

orina de ratas infectadas. El periodo promedio de incubación es de 10 días.

Paratifoidea:

- Agente - *Salmonella paratyphi* tipos A, B y C. (bacterias)
- Síntomas - Fiebre continua, cefalalgia, malestar general, a veces manchas rosáceas en el tronco. Rara vez fatal. Pueden ocurrir recaídas en 3,5% de los casos.
- Transmisión - Por alimentos o agua contaminados. Puede ser difundida por heces u orina de personas infectadas. Individuos asintomáticos a menudo diseminan la enfermedad (esp. manipuladores de alimentos). Período de incubación de 1 a 10 días para el trastorno gastrointestinal y hasta 3 semanas para la fiebre entérica.

Fiebre Tifoidea:

- Agente - *Salmonella typhi* (bacterias)
- Síntomas - Los mismos de la Paratifoidea, sólo que más grave; la tasa de letalidad puede ser alta si no se administran antibióticos. Es más común el estreñimiento que la diarrea. Letalidad entre uno y 10%.
- Transmisión - Ver paratifoidea; leche, moluscos y crustáceos también se han visto implicados. Los síntomas clínicos se desarrollan generalmente entre 14 a 21 días después de la exposición. La transmisión máxima ocurre en estación más caliente.

Poliomielitis:

- Agente - Poliovirus tipos 1, 2 y 3. (enterovirus)
- Síntomas - Dolor muscular y espasmo, fiebre, rigidez del cuello o espalda que pueden progresar a parálisis; náusea y vómitos. Casos no paralíticos se manifiestan como

meningitis aséptica. Casos paralíticos comprenden menos del 1% de todos los casos contraídos. Existe vacuna eficaz.

Transmisión - Por contacto directo mediante relación estrecha; ruta fecal-oral. El riego con efluentes no tratados de aguas residuales ha sido vinculado con epidemias. Período de incubación para casos paralíticos es 7-14 días.

Rotavirus:

Agente - Rotavirus de familia Reoviridae

Síntomas - Especialmente prominente en lactantes y niños de corta edad, fiebre y vómitos seguidos de diarrea aguda, anorexia y deshidratación. Algunos casos pueden presentar hemorragia gastrointestinal, el síndrome de Reye es fatal, encefalitis y enfermedad respiratoria superior e inferior.

Transmisión - Ruta fecal-oral y posiblemente fecal-respiratoria. Período de incubación de approx. 48 horas. Ocurrencia máxima en meses más frescos en áreas templadas.

Shigelosis:

Agente - *Shigella dysenteriae, flexneri, boydii y sonnei* (bacterias)

Síntomas - Diarrea acompañada de fiebre, calambres, náusea y a veces tenesmo. Convulsiones en niños de corta edad; hay a menudo sangre, moco y pus en las heces. Ocurrencia a nivel mundial, con una tasa de letalidad tan alta como de 20%.

Transmisión - Directa o transmisión indirecta fecal-oral, con una dosis tan baja como de 10-100 bacterias que causan infección. Sobrevive bien a temperatura baja, humedad alta y aún pH bajo (como jugo cítrico). Agua, leche con contaminación fecal y aguas residuales empleadas en el riego, así como las moscas pueden servir como vehículo de transmisión. Incubación de 1 a 7 días.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

SEDIMENTACIÓN. TANQUES DE SEDIMENTACIÓN

Dr. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA

1997

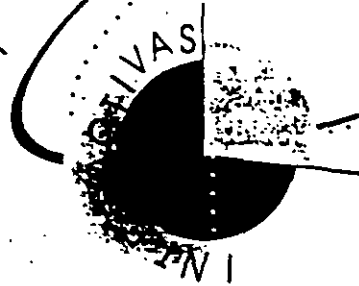
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



Del 20 de abril al 2 de mayo de 1997

~~TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES~~

← **Sedimentación. Tanques de Sedimentación** →

Dr. Pedro Martínez Pere da
~~Junio 27 de 1997~~



DEC



SEDIMENTACION

20210

Es un proceso de separación sólido-líquido que emplea la fuerza de gravedad para remover sólidos suspendidos.

- 1) Aplicaciones: Potabilización del agua, tratamiento de aguas residuales, tratamiento avanzado de agua.
- Aplicaciones en potabilización del agua:
 - a) Sedimentación simple de aguas superficiales previa al tratamiento de clarificación.
 - b) Sedimentación de agua coagulada y floculada antes de la filtración rápida en lechos granulares.
 - c) Sedimentación de agua coagulada y floculada en el proceso de ablandamiento químico del agua.
 - d) Sedimentación de precipitados de hierro y manganeso.
- Aplicaciones en tratamiento de aguas residuales:
 - a) Remoción de arenas, arcillas y limos.
 - b) Remoción de sólidos suspendidos en clarificadores primarios.
 - c) Remoción de flóculos biológicos en plantas de tratamiento mediante lodos activados.
 - d) Remoción de humus en plantas de tratamiento mediante procesos biológicos de contacto (filtros percoladores, biodiscos).
- Aplicaciones en tratamiento avanzado de agua:
 - a) Remoción de flóculos coagulados químicamente antes de la filtración.

Los principios básicos del proceso de sedimentación son los mismos para cualquier tipo de aplicación.

Los tanques se construyen comunmente de concreto reforzado.

2) Secciones: circular, cuadrada o rectangular

o Tanques circulares:

Diámetro: 4.5 m a 120 m. (10m. -45m. usualmente)

Profundidad: 1.8m. a 4.8 m. (3m. - 4.2m. usualmente)

Bordo libre: 0.3m. a 0.75m

Diseño estandar: Con intervalos de diámetro de 1.5m. con el fin de acomodar los mecanismos de remoción de lodos.

o Tanques cuadrados:

Lados de 10m. a 60m. y profundidades de 1.8m. a 5.7m.

bordo libre: 0.3 a 0.75 m.

Intervalos de los lados: 1.5m.

o Tanques rectangulares:

Tipos de mecanismos de limpieza de lodos:

a) Rastras por medio de cadenas y catarinas

b) Rastras soportadas por un puente viajero

c) Sistema de vacío montado en un puente viajero.

Dimensiones de los tanques de acuerdo con el tipo de mecanismos de limpieza de lodos:

a) Ancho: De 1.5m. a 6m.

Longitud: Hasta 75m.

Profundidad: mayor de 1.8m.

Se pueden emplear anchos mayores hasta 30m. instalando 4 o módulos separados por mamparas y con mecanismos individuales,

b) Ancho: 3.5m. a 36m.

Longitud: 12m. a 90m.

Profundidad: Mayor de 1.8m.

Las rastras se pueden quitar para inspeccionarlas o repararlas si drenar los tanques.

c) Ancho: Hasta 36m.

Profundidad: Mayor de 1.8m.

3) Tipos de Sedimentación.

TIPO I. Sedimentación libre de partículas discretas, no floculentas, en una suspensión diluida.

TIPO II. Sedimentación de partículas flocculentas en una suspensión diluida.

TIPO III. Sedimentación de zona de partículas con concentración intermedia.

Las partículas sedimentan como unidades separadas y aparentemente no hay interacción entre ellas.

Ejemplos: Sedimentación simple de aguas superficiales y de arenas.

Ecuaciones para el análisis:

$$\text{General: } V_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} \left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho} \right) d^3} \quad (1)$$

$$\text{Stokes } V_s = \frac{1}{18} \frac{g d^2 (\rho_s - \rho)}{\mu} \quad (2a)$$

$$V_s = \frac{1}{18} \frac{g}{\nu} (S_s - 1) d^2 \quad (2b)$$

para condiciones de flujo laminar.

$$\text{Flujo de transición: } V_s = 0.78 \left[\frac{(\rho_s - \rho) d^{1.6}}{\rho \mu^{0.6}} \right]^{0.714} \quad (3)$$

$$\text{Newton: } V_s = 1.82 \sqrt{g d (S_s - 1)} \quad (4)$$

para condiciones de flujo turbulento.

donde

V_s = velocidad de sedimentación de una partícula discreta.

C_D = coeficiente de arrastre, el cual es una función del número de Reynolds (figura 1)

ρ_s densidad de masa de la partícula
 ρ densidad de masa del líquido
 S_s densidad relativa partícula-líquido
 μ viscosidad absoluta (dinámica)
 ν viscosidad relativa (cinemática)

 d diámetro de la partícula
 g aceleración debida a la gravedad

Flujo laminar

$$N_R < 1, C_D = \frac{24}{N_R}, N_R = \frac{\rho v d}{\mu} = \frac{v d}{\nu}$$

Dominan las fuerzas viscosas sobre las de inercia.

Flujo de transición

$$1 < N_R < 1000, C_D = \frac{18.5}{N_R^{0.6}}$$

$$C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0.34 \text{ (Fair, Geyer y Okun)}$$

Las fuerzas viscosas y las de inercia tienen la misma importancia.

Flujo turbulento

$$1000 < N_R < 25,000, C_D = 0.4 \text{ (partículas esféricas)}$$

Dominan las fuerzas de inercia sobre las viscosas

Se puede emplear la fig. 2 para obtener la velocidad de sedimentación en las tres regiones de flujo. a partir del diámetro, densidad y temperatura

3.1.1) Teoría del tanque ideal de Camp

Se base en las hipótesis siguientes:

- a) La sedimentación de partículas es Tipo I.

- b) El flujo se distribuye uniformemente a la entrada del sedimentador
- c) El flujo se distribuye uniformemente a la salida del sedimentador.
- d) Zonas del tanque: entrada, sedimentación, lodos y salida.
- e) Hay una distribución uniforme de partículas en toda la profundidad de la zona de entrada.
- f) Las partículas que entran a la zona de lodos ahí permanecen.

En la fig. 3 aparece el diagrama de un tanque ideal rectangular, donde:

V_0 es la velocidad de sedimentación de la partícula de tamaño más pequeño que se remueve en un ciento por ciento.

Cuando una partícula de este tamaño entra al tanque al nivel del espejo de agua (punto 1), tiene la trayectoria mostrada e intercepta la zona de lodos en el punto 2.

$$\text{El tiempo de retención, } t, \text{ es igual a } \frac{H}{V_0} \quad (5)$$

$$\text{Se puede exponer también como: } t = \frac{L}{V} \quad (6)$$

$$\text{La velocidad horizontal, } V, \text{ es igual a } \frac{Q}{HW} \quad (7)$$

$$\text{Combinando estas expresiones: } t = \frac{LWH}{Q} \quad (8)$$

$$\text{Como } LWH \text{ es el volumen del tanque, } t = \frac{V}{Q} \quad (9)$$

$$\text{Igualando las ecs (8) y (9) } \frac{LWH}{Q} = \frac{H}{V_0}$$

quedando:

$$V_0 = \frac{Q}{LW} \quad , \quad \text{o sea } V_0 = \frac{Q}{A_s} \quad (10)$$

donde

A_s área superficial del tanque

La ec. (10) muestra que la tasa hidráulica (tasa de derrame o carga superficial) es equivalente a la velocidad de sedimentación de la partícula de tamaño más pequeño que se remueve en un ciento por ciento.

• Tanque de sedimentación sección circular.

En la fig. 4 aparece el diagrama del tanque ideal de sección circular, donde.

$$V = \frac{Q}{2\pi r H} \quad (11)$$

$$\frac{dh}{dr} = \frac{V_0}{V} \quad (12)$$

quedando

$$\frac{dh}{dr} = \frac{2\pi r H V_0}{Q} \quad (13)$$

integrando:

$$\int_0^H dh = \frac{2\pi H V_0}{Q} \int_{r_1}^{r_0} r dr \quad (14)$$

resolviendo la integral

$$H = \frac{2\pi H V_0}{Q} \left[\frac{r^2}{2} \right]_{r_1}^{r_0} \quad (15)$$

$$6 \quad H = \frac{\pi H V_0}{Q} (r_0^2 - r_1^2) = \frac{H A S V_0}{Q}$$

quedando $V_0 = \frac{Q}{A_s} \quad (16)$

la ec (16) es idéntica a la ec (10) del tanque rectangular

• Condiciones de sedimentación de otros tamaños de partículas.

En las figuras 5 y 6 se muestra que todas las partículas con una velocidad de sedimentación, V_1 , mayor que V_0 se removerán totalmente, dado que su trayectoria intercepta la zona de lodos. Las partículas con una velocidad de sedimentación, V_2 , menor que V_0 , se removerán en una proporción

$$\frac{V_2}{V_0} = \text{o sea, } R_2 = \frac{H_2}{H} \quad (17)$$

En las suspensiones que se estudian en el tratamiento de agua se presenta, en general, una gran variedad de tamaños de partículas, por lo que se debe evaluar el rango completo de velocidades de sedimentación y por tanto la remoción total que se puede esperar para una tasa hidráulica (tasa de derrame o carga superficial) dada.

- Análisis experimental

Columna de sedimentación
Proceso cerrado (batch)
Suspensión homogenizada.

Se toman muestras a varias profundidades y tiempos para determinar la concentración de sólidos. La interpretación de los datos cae como resultado una curva como la que aparece en la fig. 7.-La fracción del total de partículas que se remueven a una velocidad V_0 es:

$$\text{Fracción removida} = (1-F_0) + \frac{1}{V_0} \int_0^{F_0} V dF \quad (16)$$

donde

$(1-F_0)$ fracción de partículas con velocidad V mayor que V_0 .

$\frac{1}{V_0} \int_0^{F_0} V dF$ fracción de partículas con velocidad V menor que V_0

o. Resumen

En la teoría del tanque de sedimentación ideal la remoción de sólidos suspendidos es una función de la tasa de derrame o la velocidad de sedimentación de diseño, V_0 , el tiempo de retención, t , y la profundidad, H .

3.2) Tipo II

Corresponde a la sedimentación de partículas flocculentas en una suspensión diluida. Las partículas flocculan durante la sedimentación, con lo que aumentan de tamaño y sedimentan a una velocidad mayor. La sedimentación primaria de aguas residuales y de agua y aguas residuales coaguladas químicamente, son ejemplos de este tipo de sedimentación.

Para evaluar las características de sedimentación de una suspensión flocculante se deben realizar ensayos en columnas mediante un proceso cerrado (batch). En la fig. 8 se muestra una columna para tal prueba. Diámetro = 15 a 20 cm. para minimizar los efectos de pared. La altura por lo menos igual a la profundidad que se proponga para el tanque de sedimentación. Los orificios o puertos para la toma de muestras se deben localizar con intervalos iguales en toda la altura de la columna.

La suspensión se debe mezclar vigorosamente y vaciar rápidamente en la columna a fin de asegurar que se tenga una distribución uniforme de las partículas en toda la altura de la columna. Para que la prueba sea representativa se debe hacer en condiciones de reposo y la temperatura no debe variar en más de 1°C en la altura de la columna a fin de evitar corrientes de convección. Las muestras se toman a intervalos periódicos y se determinan las concentraciones de sólidos suspendidos. El porcentaje de remoción se calcula para cada muestra conociendo la concentración inicial de sólidos suspendidos y la concentración de la muestra. El porcentaje de remoción se grafica contra los tiempos y profundidades a las que se tomaron las muestras. Se hacen interpolaciones entre los puntos obtenidos y se trazan curvas de igual porcentaje de remoción, R_A , R_B , etc., ver fig. 9.

Las tasas de derrame o cargas superficiales, V_0 , se determinan para los diferentes tiempos de sedimentación, t_a , t_b , etc., donde las curvas R interceptan el eje horizontal, por ejemplo, para la curva R_{40} , la tasa de derrame es:

$$V_0 = \frac{3.05\text{m}}{47\text{min}} \times 1440 \frac{\text{min}}{\text{día}} = 93.45 \text{ m}^3/\text{m}^2 - \text{día.}$$

Las fracciones de sólidos removidos, R_T , para los tiempos t_a , t_b , etc., se pueden entonces determinar. Por ejemplo para el tiempo $t = 17 \text{ min.}$, la fracción removida R_T será:

$$R_T = R_{20} + \frac{2.05\text{m}}{3.05\text{m}}(R_{30} - R_{20}) + \frac{0.88}{3.05}(R_{40} - R_{30}) + \\ + \frac{0.61}{3.05}(R_{50} - R_{40}) + \frac{0.40}{3.05}(R_{60} - R_{50}) + \frac{0.21}{3.05}(R_{70} - R_{60})$$

$$R_T = 0.2 + 0.067 + 0.029 + 0.02 + 0.013 + 0.007$$

$$R_T = 0.336 = 33.6\%$$

Así, se puede hacer con cada uno de los tiempos. Con esta información se pueden graficar las curvas de porcentaje de remoción de sólidos vs tiempo y de porcentaje de remoción de sólidos vs tasa de derrame. Ver figs. 10 y 11.

Para aplicar las curvas en el diseño de un tanque de sedimentación, se emplean factores de escalamiento para compensar los efectos de pared de la columna de sedimentación. Para la tasa de derrame 0.65 y para el tiempo de retención 1.75.

3.3) Tipos III y IV

La sedimentación tipo III o con interferencia comprende a partículas de concentración intermedia que se encuentran cercanas unas de otras, lo que provoca que las fuerzas interpartículas interfieran la sedimentación de partículas vecinas. Las partículas permanecen en una posición fija relativa una a otra y todas sedimentan con una velocidad constante. Como resultado, la masa de partículas sedimenta como una zona. En la parte superior de la masa que se asienta, se tiene una interfaz sólido-líquido entre las partículas y la zona clarificada (Ejemplo: Clarificador final del proceso biológico de lodos activados).

La sedimentación tipo IV, o de compresión, corresponde a partículas que están a tan alta concentración que se tocan unas a otras y la sedimentación puede ocurrir solo por compresión de la masa (Ejemplo: Profundidades más bajas de un clarificador final del proceso biológico de lodos activados)

La evaluación de la sedimentación de una suspensión de partículas floculentas que sigan un comportamiento tipo III o IV se hace mediante un cilindro graduado como se muestra en la figura 11. (a) y (b) (sistema cerrado).

La figura 13 (a) muestra una sección transversal de un clarificador circular final del proceso de lodos activados, donde se definen las clases de sedimentación que pueden ocurrir. La zona de agua clarificada usualmente es de 1.5 a 1.8 m de profundidad, la profundidad total para la zona con interferencia, transición, y de compresión, usualmente es de 1.5 a 2.1 m.

3.3.1) Diseño de sedimentadores.

Las pruebas permiten obtener los parámetros básicos de diseño de sedimentadores. Para el caso de clarificadores finales se obtienen datos tanto de la clarificación del líquido como del espesamiento de lodos.

Los cilindros de prueba se equipan con un dispositivo de agitación lenta para simular la acción de arrastre de los limpiadores mecánicos de lodos. El equipo debe girar de 4 a 6 revoluciones por hora.

Considerando que con los resultados de una prueba se obtiene la curva de sedimentación de la figura 14, el área de un clarificador final se determina con el siguiente procedimiento:

- a) Se calcula la pendiente de la región de sedimentación con interferencia, V_0 . Esta es la velocidad de sedimentación requerida para clarificación.

- b) Se prolongan las tangentes desde la región de sedimentación con interferencia y desde la de compresión. Bisectar el ángulo formado y localizar el punto 1.
- c) Se traza una tangente a la curva en el punto 1
- d) Conociendo la concentración inicial de los lodos, C_0 , y la altura inicial de los lodos, H_0 , se selecciona una concentración del bajo flujo para diseño, C_u , y se determina la altura de la interfaz, H_u .

$$\text{Como } C_u H_u = C_0 H_0, \text{ entonces } H_u = \frac{C_0 H_0}{C_u} \quad (19)$$

- e) Se traza una línea horizontal a partir de H_u hasta intersecta la tangente y se determina el tiempo, t_u , que es el requerido para alcanzar la concentración deseada, C_u .
- f) Determinar el área requerida para espesamiento, A_t .

$$A_t = 1.5 (Q + R) \frac{t_u}{H_0} \quad (20)$$

donde

Q gasto influente al aerador

R gasto de lodo recirculado

(Q + R) gasto total influente al clarificador

1.5 factor de escalamiento

- g) Determinar el área requerida para clarificación, A_c .

$$A_c = 2.0 \frac{Q}{V_0} \quad (21)$$

donde

Q gasto efluente del clarificador final

2.0 factor de escalamiento

El área de control para el diseño del clarificador será la mayor de las dos áreas calculadas.

El diseño se hace con el gasto promedio diario, aunque se debe revisar el comportamiento del sedimentador para el gasto pico horario. De ser el caso, el área se debe calcular con este gasto.

4) Características físicas de los sedimentadores.

4.1) Geometría (Ver figuras anexas)

Rectangulares
Cuadrados
Circulares

Ventajas y desventajas

4.2) Entrada (Ver figuras anexas)

Función
Esquemas
Diseño

4.3) Zona de sedimentación

Factores que afectan las condiciones de "tanque ideal"
Clasificación de sedimentadores

4.3.1) Factores básicos de diseño

- a) Carga superficial
- b) Tiempo de retención
- c) Velocidad de escurrimiento
- d) Relación L:H
- e) Número de unidades

a) Carga superficial (m^3/m^2-d) (Valores medios)

- Remoción de arenas	600-1200
- Sedimentación simple (agua suministro)	5-20
- Sedimentación primaria	
seguida de tratamiento secundario	32-48
con purga de lodo activado	24-32
- Sedimentación secundaria	
De lodo activado convencional	16-32
De aeración extendida	8-16
De filtros percoladores	16-24
- Clarificación	
Aguas turbias	30-60
Aguas con color	15-45
Aguas con tratamiento biológico	
Coaguladas con sulfato de aluminio	20-24
Coaguladas con sales de hierro	28-32
Coaguladas con cal	56-64
- Ablandamiento químico	30-60
- Contacto de sólidos	
Aguas turbias	70-120
Aguas con color	60-100
Ablandamiento	80-120
- Sedimentación alta tasa (flujo laminar)	60-250

b) Tiempo de retención medio (horas)

- Desarenación	menor de 0.25
- Sedimentación simple	1-4
- Sedimentación primaria	0.75-2
- Sedimentación secundaria	1.0-2.5
- Sedimentación de aguas tratadas con coagulantes provenientes de un proceso biológico	2.0-3.5
- Sedimentación de partículas coaguladas o precipitados (aguas de primer uso):	
Diseño convencional	1.5-3.0
Contacto de sólidos	0.75-1.5
Flujo laminar	menor de 0.25

- Relación entre tiempo de retención, profundidad y carga superficial

$$C_s = \frac{Q}{A_s} = \frac{V}{tr \cdot L \cdot a} = \frac{L \cdot a \cdot H}{L \cdot a \cdot tr}$$

$$C_s = \frac{H}{tr} \quad (22)$$

- c) La velocidad de escurrimiento en la zona de sedimentación ayuda a la floculación de las partículas provocando choques entre ellas y por ende mejora la sedimentación, pero por otra parte, puede provocar arrastre y resuspensión de las partículas sedimentadas. Se debe lograr la primera acción y evitar la segunda.

En general:

$$V_h: 30 \text{ a } 90 \text{ cm/min}$$

- d) Relación entre la velocidad de escurrimiento, la velocidad crítica de sedimentación, la longitud del tanque y el tirante de agua.

$$Q = V_{sc} A_s \quad , \quad Q = V_h A_t \quad (23)$$

$$A_s = aL \quad , \quad A_t = aH$$

$$\frac{V_h}{V_{sc}} = \frac{A_s}{A_t} = \frac{aL}{aH} = \frac{L}{H}$$

A igualdad de carga superficial (velocidad crítica), la relación L/H determinar la velocidad horizontal.

e) El número de unidades se determina por el gasto de diseño, el grado de flexibilidad deseado en la operación y la economía del proyecto. En plantas grandes el número de unidades lo determina el tamaño máximo práctico de los tanques. El número mínimo recomendable para plantas pequeñas es dos.

4.4) Salida (Ver figuras anexas)

- Función
- Esquemas
- Diseño

4.5) Zona de lodos

- Función
- Producción de lodos
- Mecanismos de arrastre y concentración (Ver figuras)
- Pendientes del fondo de tanques
- Velocidad crítica de arrastre de lodo

5) Unidades de contacto de sólidos (Ver figuras)

- Características
- Funciones
- Aplicaciones
- Sistemas de control del proceso

6) Unidades de flujo laminar (Ver figuras)

- Características
- Ventajas
- Aplicaciones
- Bases teóricas (Ver figuras)

Variables:

V_{sc} , V_o , θ , L , S_c

donde

V_{sc} Velocidad de sedimentación crítica

V_o Velocidad promedio del flujo a través de un sedimentador ($\frac{L}{t}$)

θ Angulo de inclinación del sedimentador

L Longitud relativa del sedimentador

$$L = \frac{l}{e}$$

donde

l longitud del sedimentador

e Profundidad de un sedimentador

S_c Valor crítico del parámetro S que caracteriza la geometría e módulo de sedimentación.

Valores:

Tubos circulares 4/3

Conductos cuadrados 11/8

Placas paralelas 1

- Ecuación general de Yao

$$S_c = \frac{V_{sc}}{V_o} (\sin e + L \cos e) \quad (24)$$

Valores prácticos:

L = De 20 a 40

e = 5° a 60°

$N_R < 500$ (para lograr un flujo laminar)

Se presenta una región de transición donde no se establece flujo laminar, con una longitud relativa L' :

La longitud relativa total es: $L_T = L + L'$, donde $L' = 0.058 \frac{V_o e}{v}$

7) Estudios con trazadores

Los tanques de sedimentación los afectan los espacios muertos, las corrientes turbulentas, por viento y térmicas. En el tanque ideal todos los elementos del fluido pasan a través del tanque en un tiempo igual al tiempo de retención teórico, t , que es igual a V/Q . En los tanques reales una parte de los elementos del fluido pasan en un tiempo más corto que el teórico, y otra en un tiempo mayor. Los espacios muertos y las corrientes turbulentas tienen flujo rotacional presentándose muy poca sedimentación ya que la entrada y salida del flujo de estos espacios es muy pequeña. Como resultado, el volumen neto disponible para sedimentación se reduce.

y por tanto el tiempo medio para el paso de los elementos del fluido decrece. También las corrientes de viento y térmicas flujos que pasan directamente desde la entrada a la salida del tanque, lo que decrece el tiempo medio de residencia.

La magnitud de los efectos por espacios muertos, corrientes térmicas y de viento, y las características de los tanques de sedimentación, se pueden medir mediante estudios con trazadores.

Se adiciona una carga de trazador (sal, rodamina B, tritio) en el influente y se determina su concentración en el efluente, como se muestra en la fig. 18. Si hay espacios muertos, se presenta lo siguiente:

$$\frac{\text{Tiempo de retención medio}}{\text{Tiempo de retención teórico}} < 1 \quad (25)$$

Si no hay espacios muertos, la relación es:

$$\frac{\text{Tiempo de retención medio}}{\text{Tiempo de retención teórico}} = 1 \quad (26)$$

Si se presentan cortos circuitos, la relación es:

$$\frac{\text{Tiempo de retención (valor de la mediana)}}{\text{Tiempo de retención medio}} < 1 \quad (27)$$

Si no hay cortos circuitos:

$$\text{Tiempo de retención medio} = \text{Tiempo de retención (valor de la mediana)} \quad (28)$$

Si el tanque es inestable, la gráfica tiempo concentración no se puede reproducir en una serie de pruebas con trazadores. Por lo tanto, es de esperarse que el comportamiento del tanque sea errático.

La figura 19 muestra los resultados de estudios con trazadores en tres tipos de tanques de sedimentación. Se puede observar que el tanque rectangular se aproxima al ideal más que el de sección circular. De los tanques circulares, el de alimentación periférica tiene un mejor funcionamiento que el alimentado por el centro.

En la ingeniería del agua y las aguas residuales la mayoría de las suspensiones son floculentas hasta cierto grado. Estas partículas del mismo tamaño inicial y densidad que las discretas interceptarán la zona de lodos en un tiempo más corto debido a la aglomeración que sufren y a la sedimentación más rápida. Por lo tanto, si se aplica la teoría del tanque ideal a las partículas ligeramente floculentas, el diseño será conservador. Aunque hay diferencias entre el tanque ideal y los reales, la teoría planteada proporciona el enfoque más racional para el diseño y resalta que los parámetros más importantes son: la tasa de

derrame, carga superficial o velocidad de sedimentación, el tiempo de retención y la profundidad.

BIBLIOGRAFIA

1. Weber, W.J., Jr., Physicochemical Processes for Water Quality Control, Ed. Wiley, 1972.
2. Eckenfelder, W.W. Jr., y Ford, D.L. Water Pollution Control, The Pemberton Press, Jenkins Publishing Co., 1970.
3. Reynolds, T.D. Unit Operations and Processes in Environmental Engineering, Ed. Brooks/Cole Engineering Division, Monterey, Calif. 1982.
4. Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering, Ed. McGraw-Hill, N.Y., 3a. Edición, 1992.

GMG'jom.

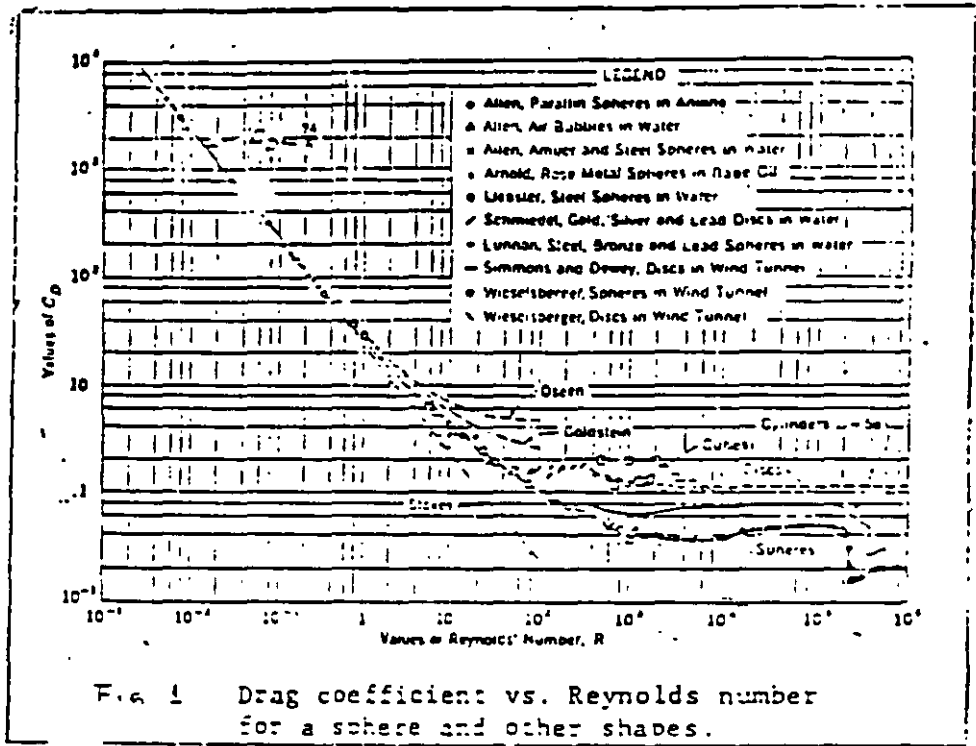


Fig. 1 Drag coefficient vs. Reynolds number for a sphere and other shapes.

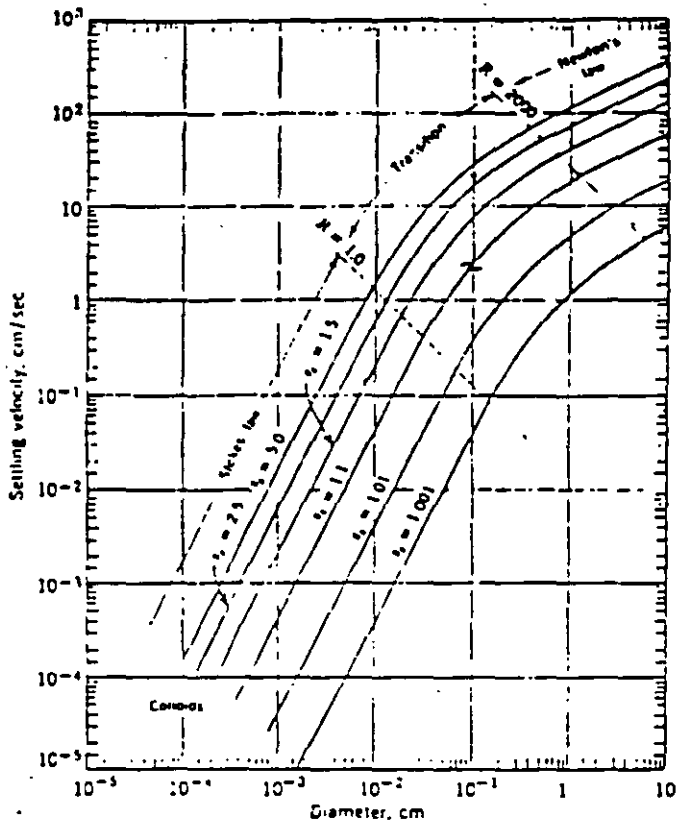


Fig. 2 Settling and rising velocities of discrete spherical particles in quiescent water at 10 C. For other temperatures, multiply the Stokes values by $v/(1.31 \times 10^{-3})$, where v is the kinematic viscosity at the stated temperature.

FIG 3 Ideal Rectangular Settling Basin

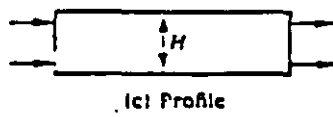
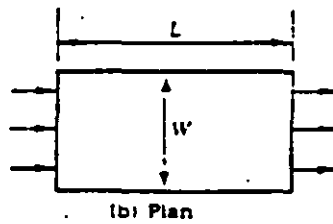
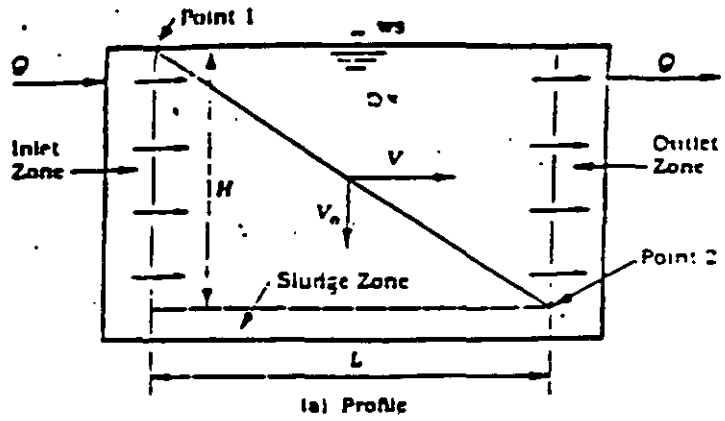


FIG 4 Ideal Circular Settling Basin

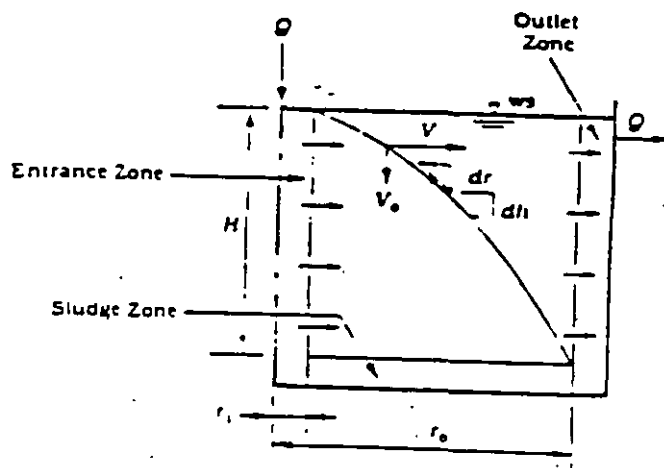
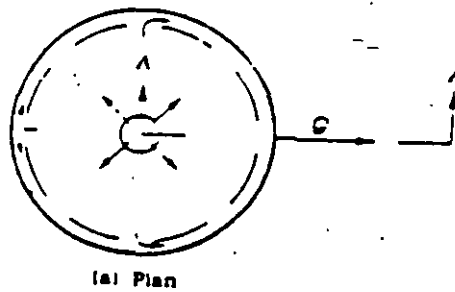


FIG 5 Profile through an Ideal Rectangular Basin

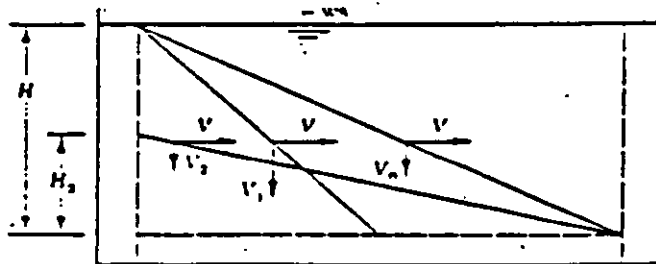


FIG 6 Half Section through an Ideal Circular Basin

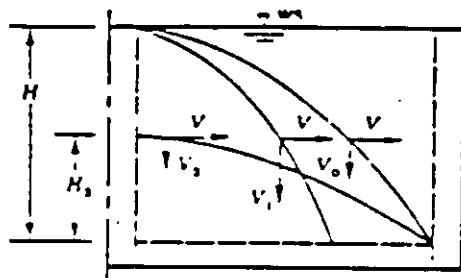


FIG 7 Type 1 Settling Curve

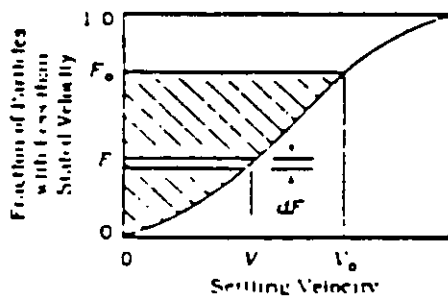


FIG 8 Batch Settling Column Details for Type II Settling

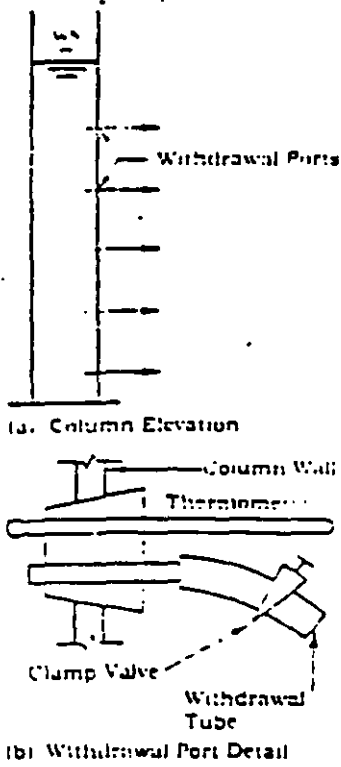


FIG 9 Graph Showing Suspended Solids as a Percent at Various Depths and Settling Times

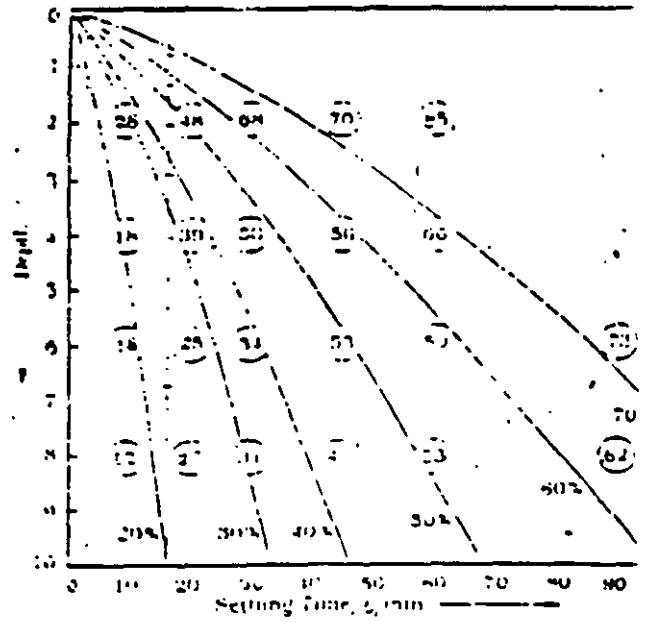


FIG 10 Suspended Solids Removal versus Detention Time.

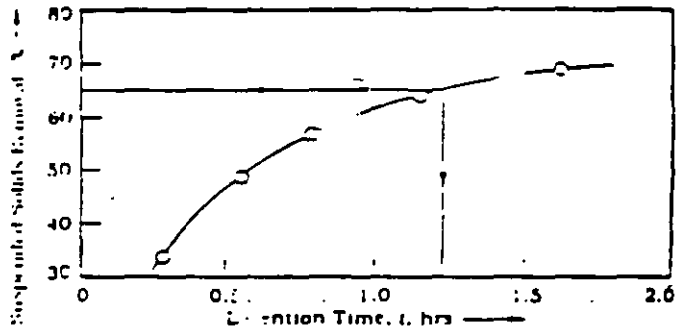


FIG 11 Suspended Solids Removal versus Overflow Rate

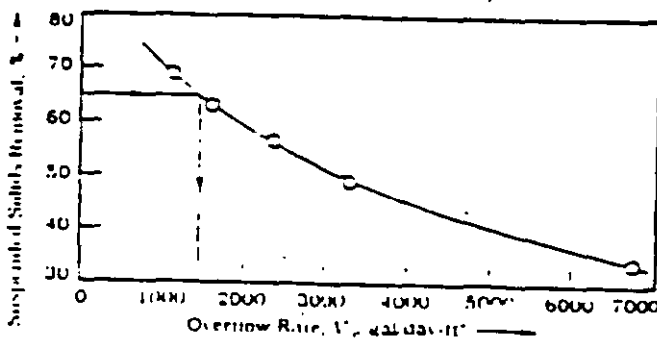


FIG 12 Settling of a Concentrated Suspension

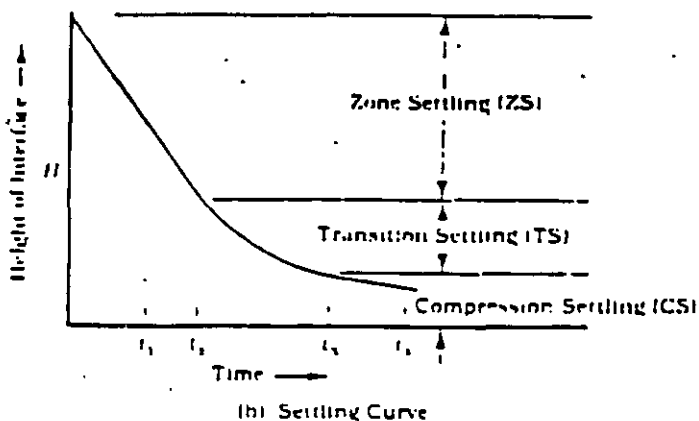
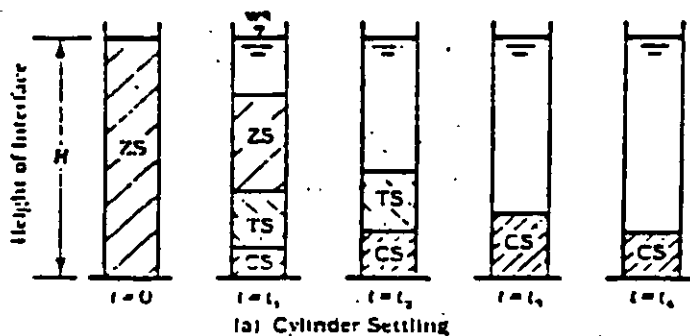


FIG 13 Settling in a Final Clarifier for the Activated Sludge Process

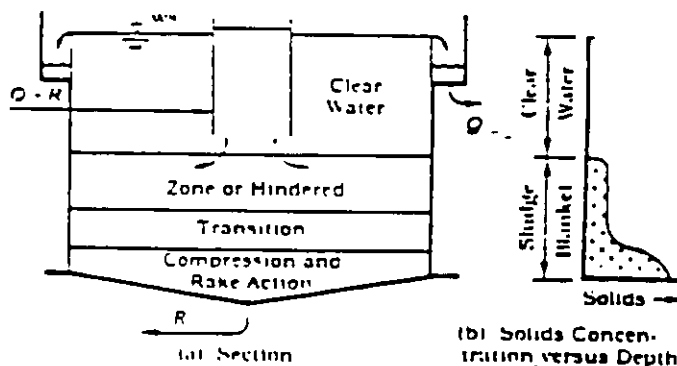


Fig Settling Basin Characteristics as Shown by Tracer Studies

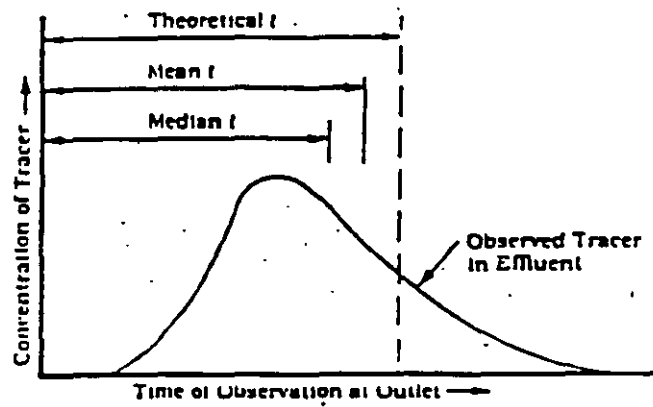
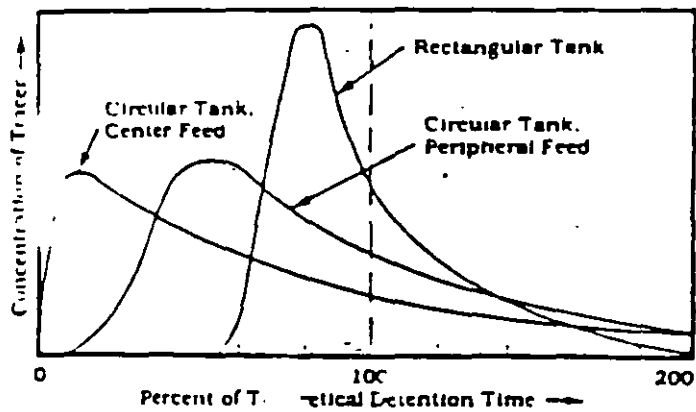


Fig Tracer Studies on Circular and Rectangular Settling Tanks



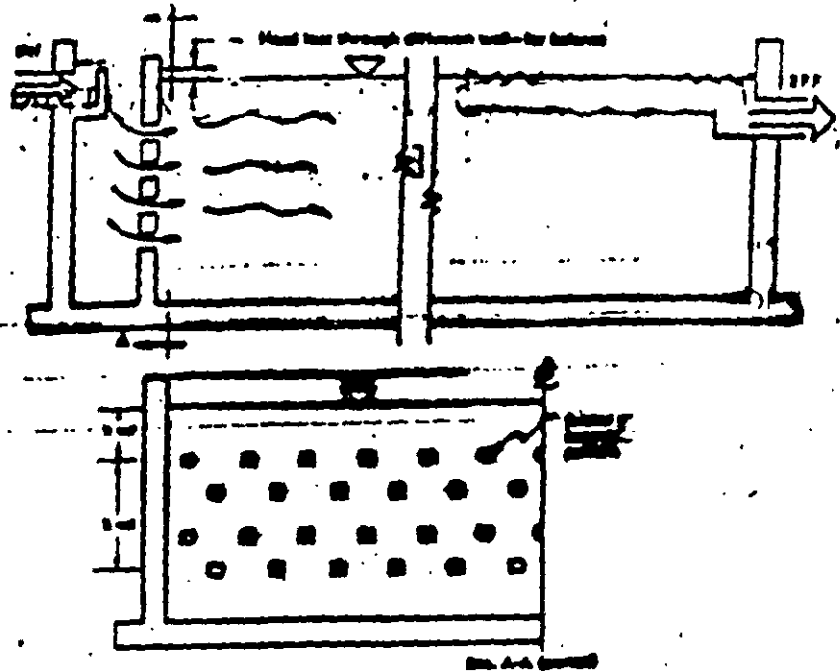


Figure 1. Distributor inlet diffuser tank.

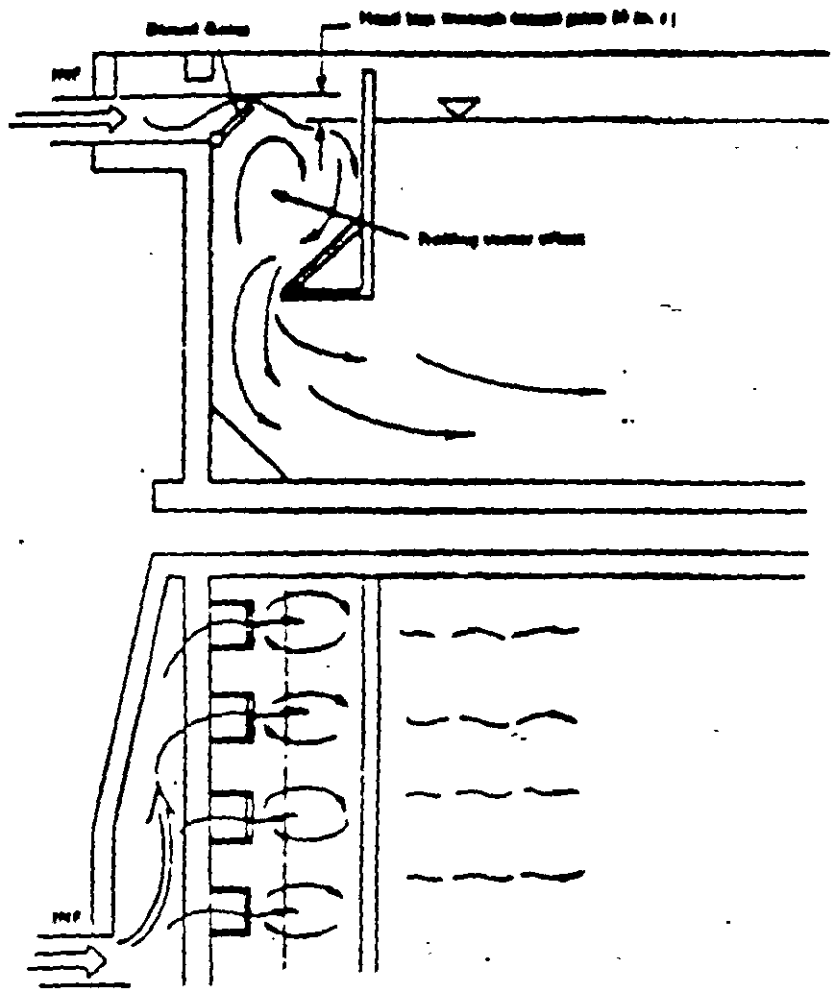


Figure 2. Lateral inlet distribution with adjustable blind gages.

Figure 3-3 Cross section of typical tube clasher for clarification of chemically coagulated secondary effluent (Lowery Hygiene Research, Inc.)

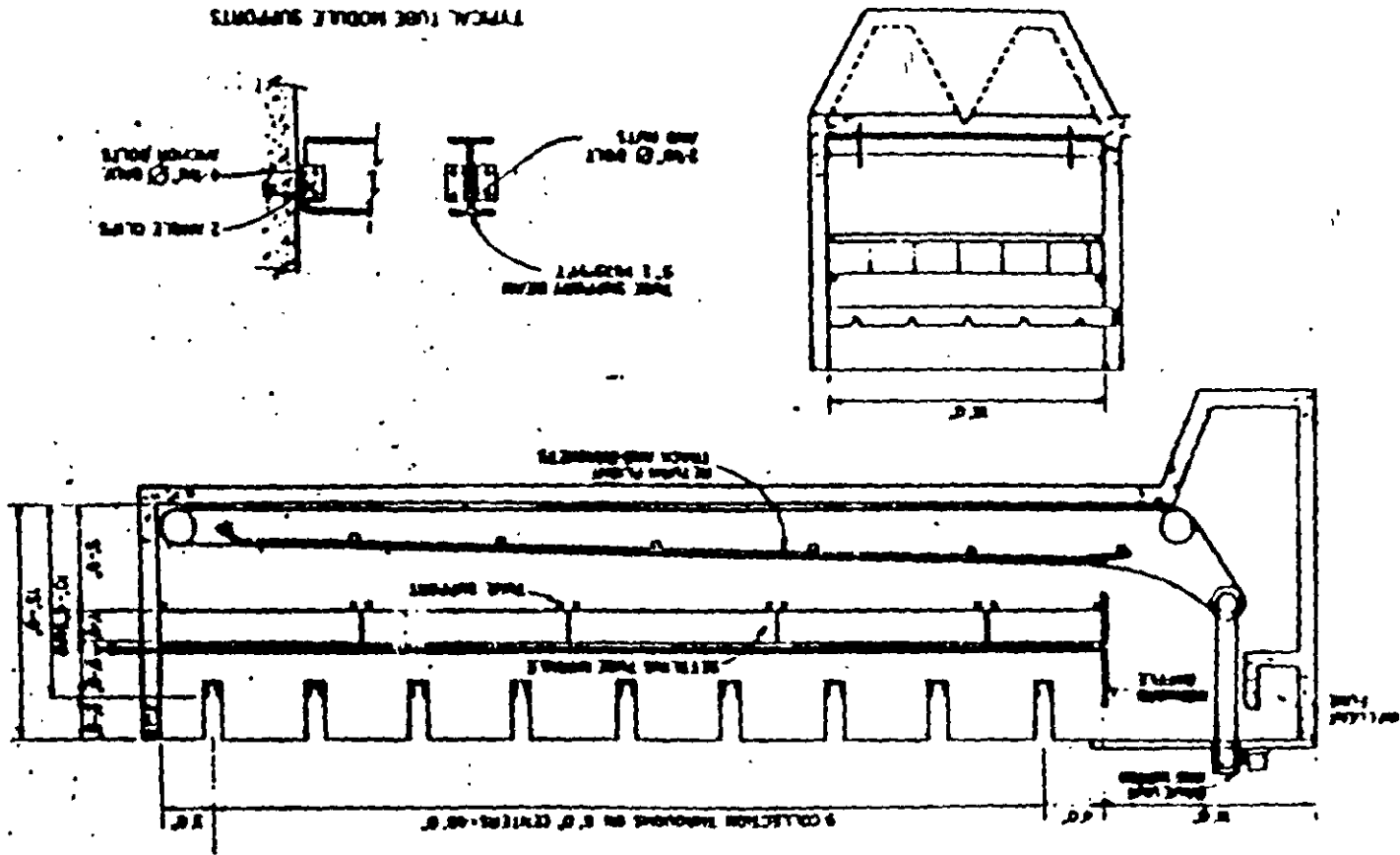
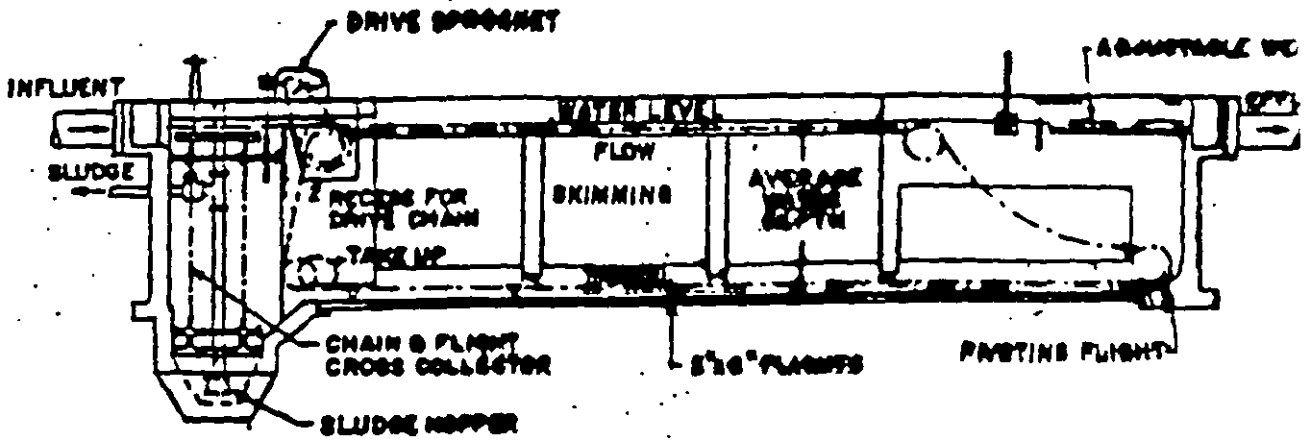
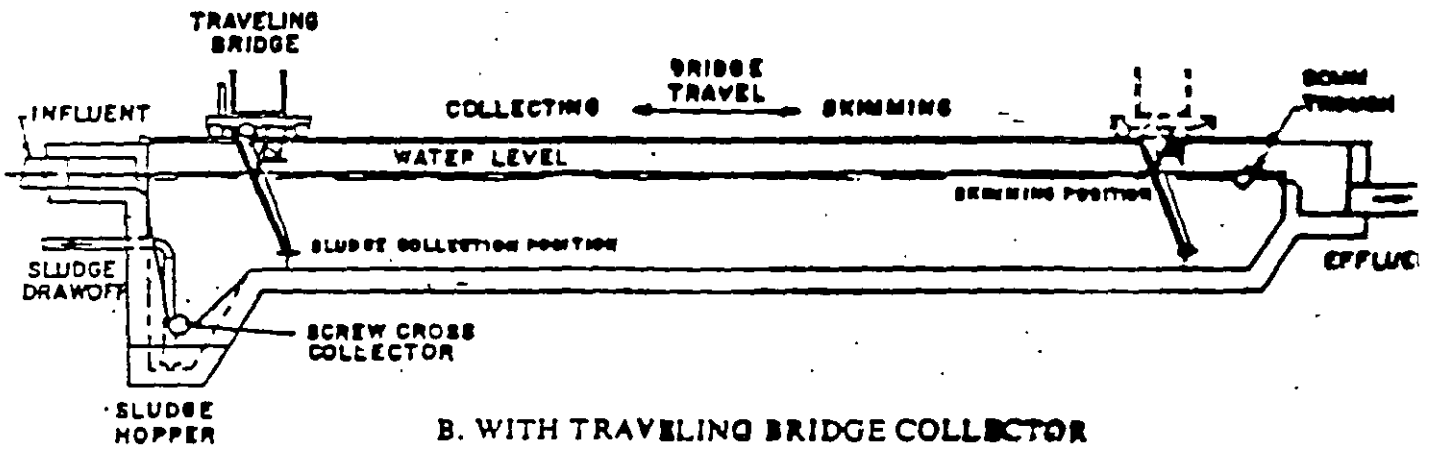




Figure 7. Flooding bridge siphon unit (courtesy Leopold/Clark-Yee Co.).



A. WITH CHAIN AND FLIGHT COLLECTOR



B. WITH TRAVELING BRIDGE COLLECTOR

FIGURE 7-1

RECTANGULAR SEDIMENTATION TANKS
(Courtesy of PMC Corp.)

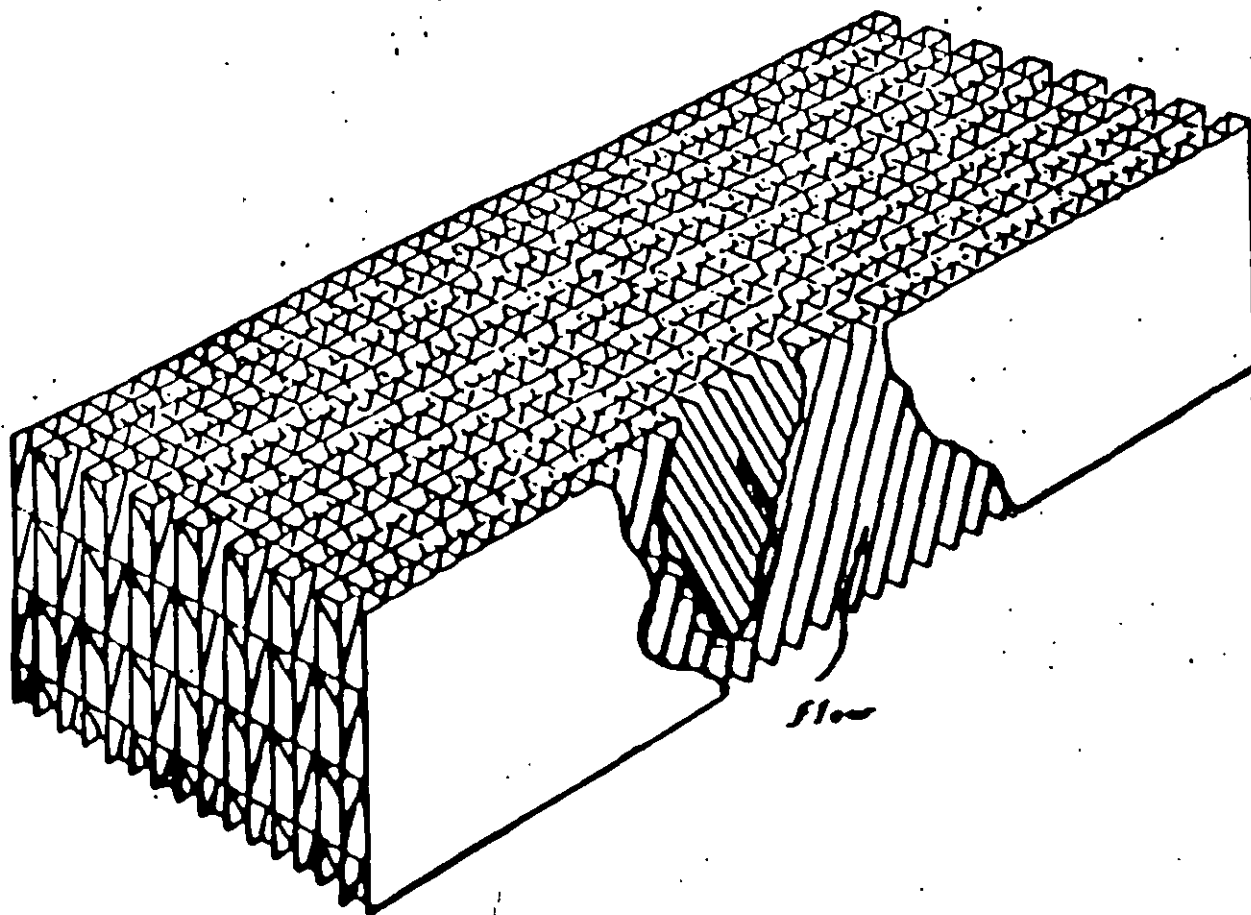


FIGURE 7-4

MODULE OF STEEPLY INCLINED TUBES

(Courtesy Neptune Microflex, Inc.)

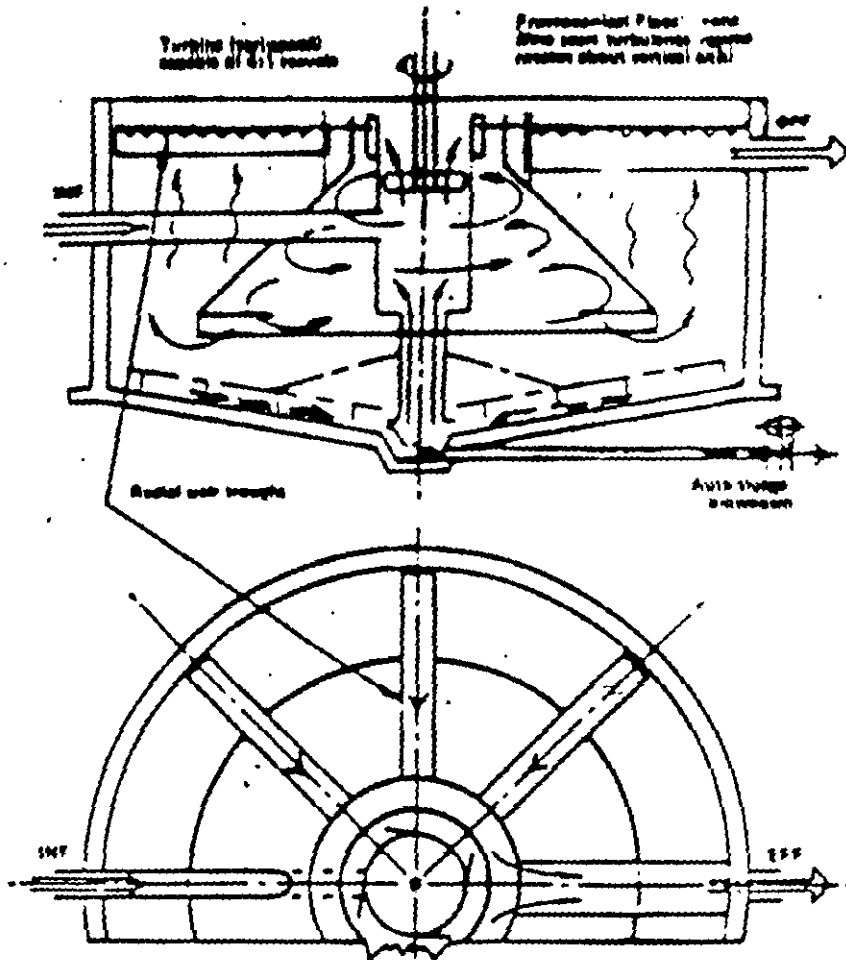


Figure 8. Solids-contact basin (upflow basin).

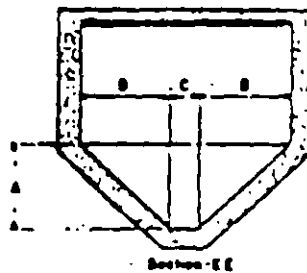
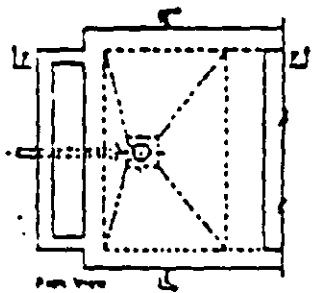
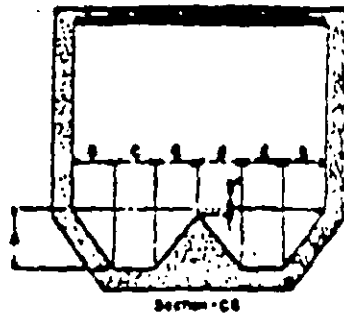
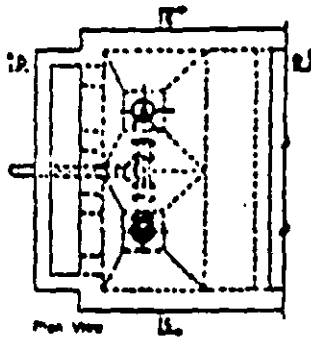
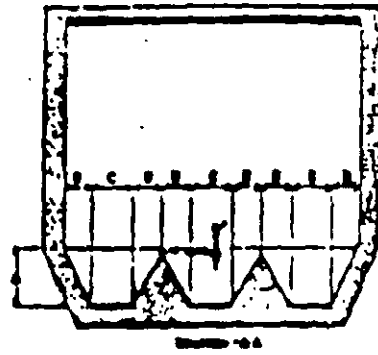
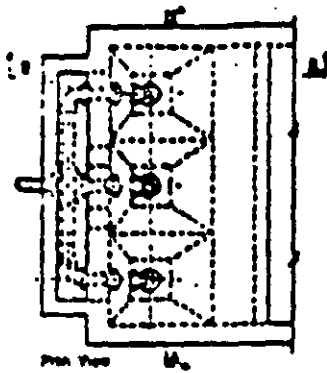


FIG. 11. Typical Sludge Hopper Arrangements for Rectangular Basins
 In some tanks, such as the ones shown, the sludge is collected in combinations of one, two, or three sludge hoppers. Each hopper must be equipped with separate drawoff piping so each can be dewatered separately.

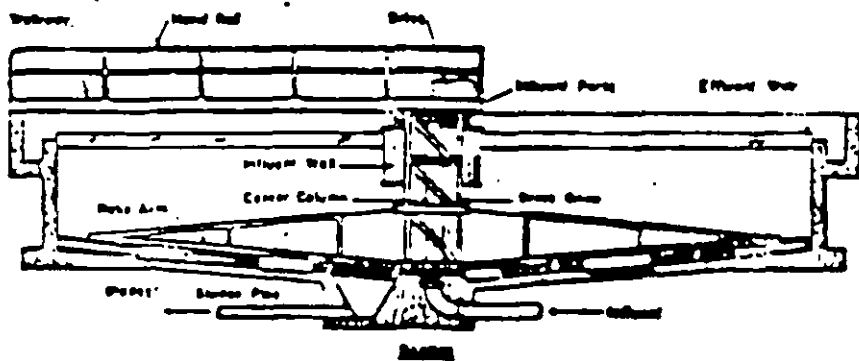
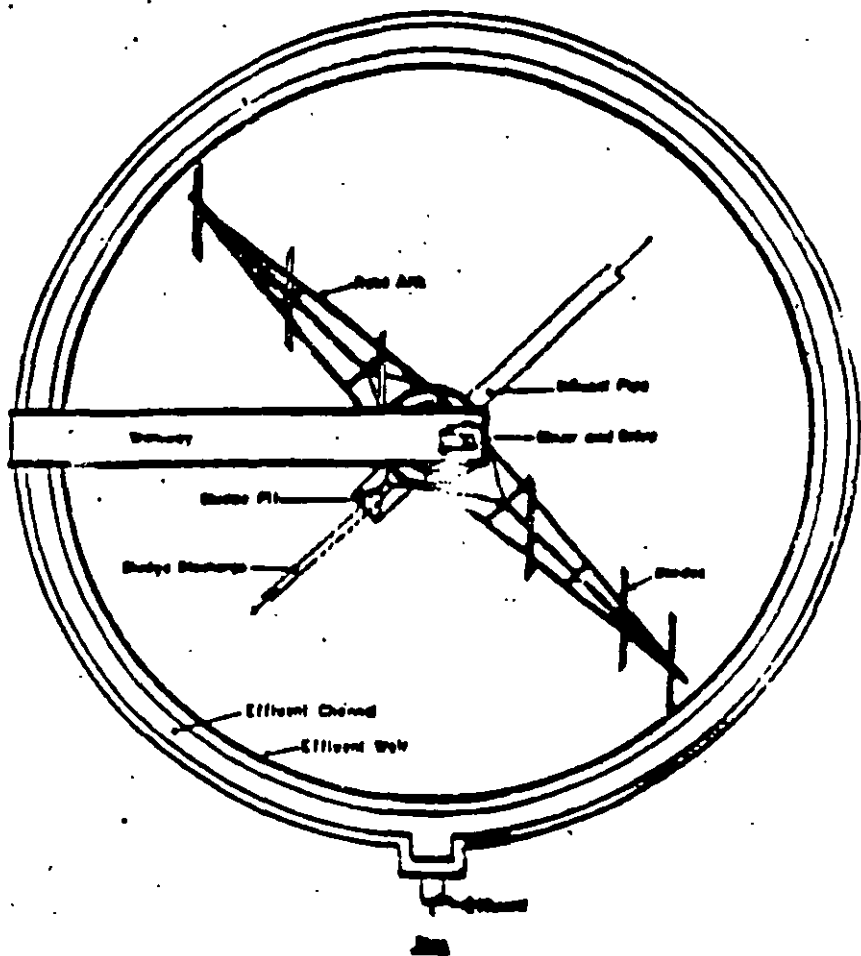
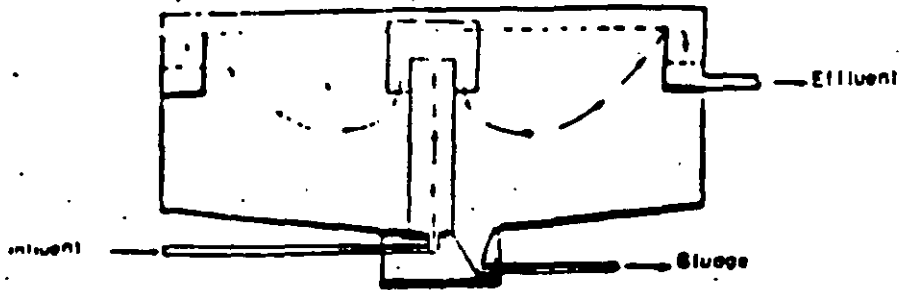
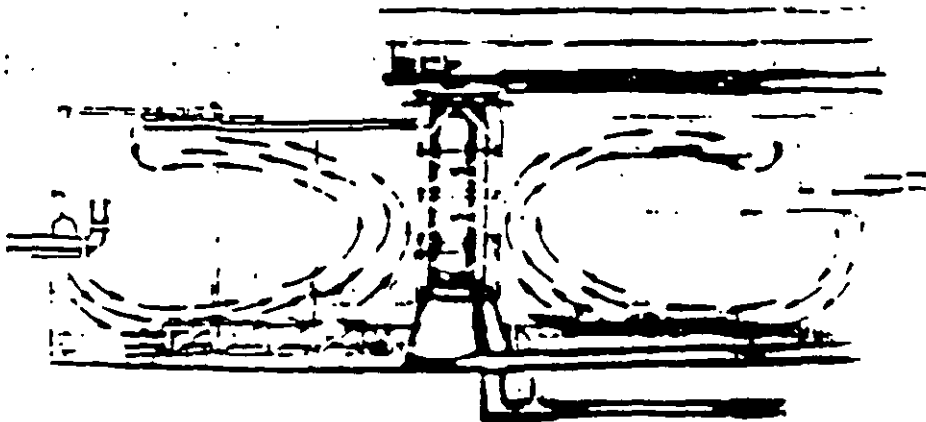


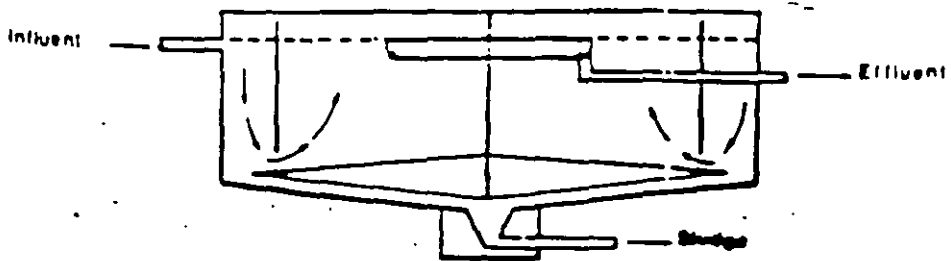
Fig. 12. Typical Plan and Section of a Circular Compressed Air Filter



(a)

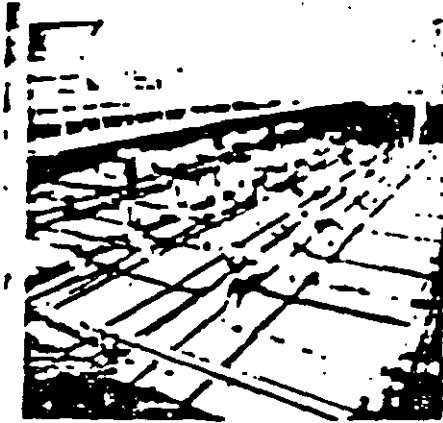


(b)



(c)

Figure 12-7 Influent and Effluent Structures for Circular Clarifiers. (a) Circular clarifier with center feed. (b) Peripheral feed circular clarifier with effluent and influent channels separated by a skirt. (Courtesy Emrax Inc., a Reardon Company.) (c) Peripheral feed circular clarifier with effluent weirs near the center of the basin.



(a)



(b)

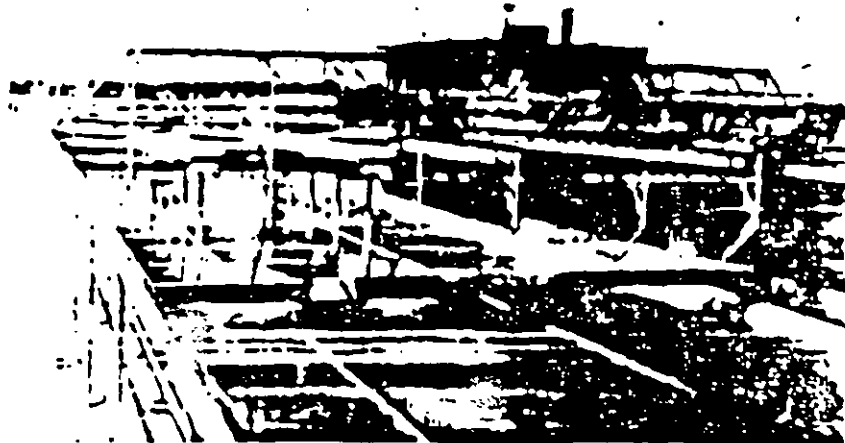


(c)

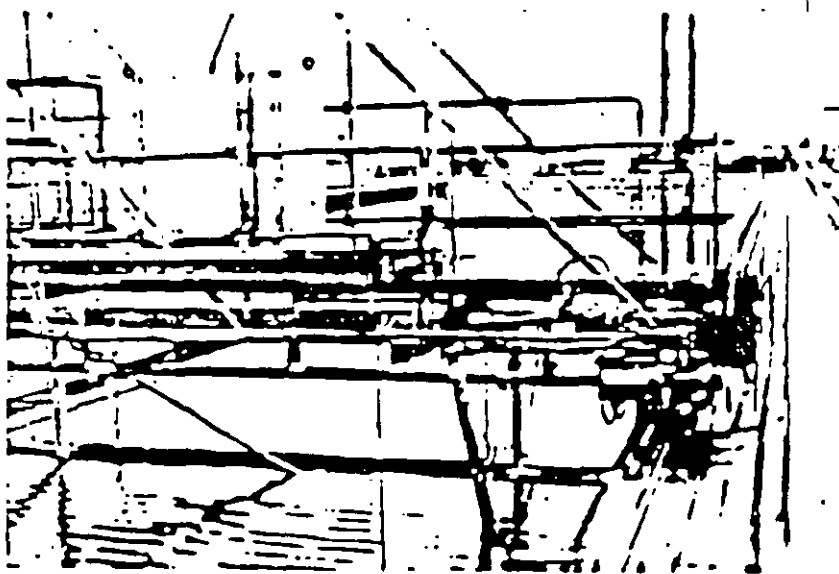


(d)

Figure 12-10 Endless Conveyor Chain Details. (a) Conveyor sludge collector with skimmer. (Courtesy Envirox Inc., a Reinord Company.) (b) Drive sprockets. (c) Chain drive with gear speed reducer. (d) Collector sprocket. (Courtesy PNC Corporation, Material Handling Systems Division.)

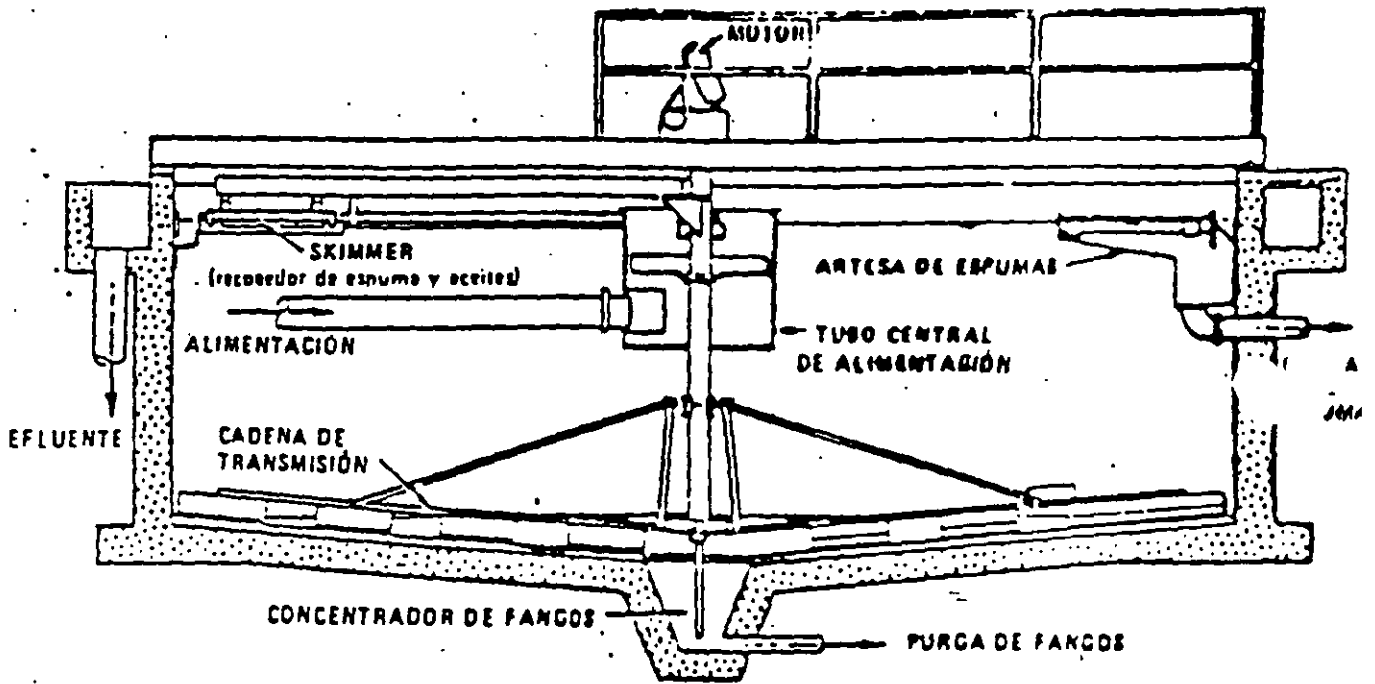


(a)

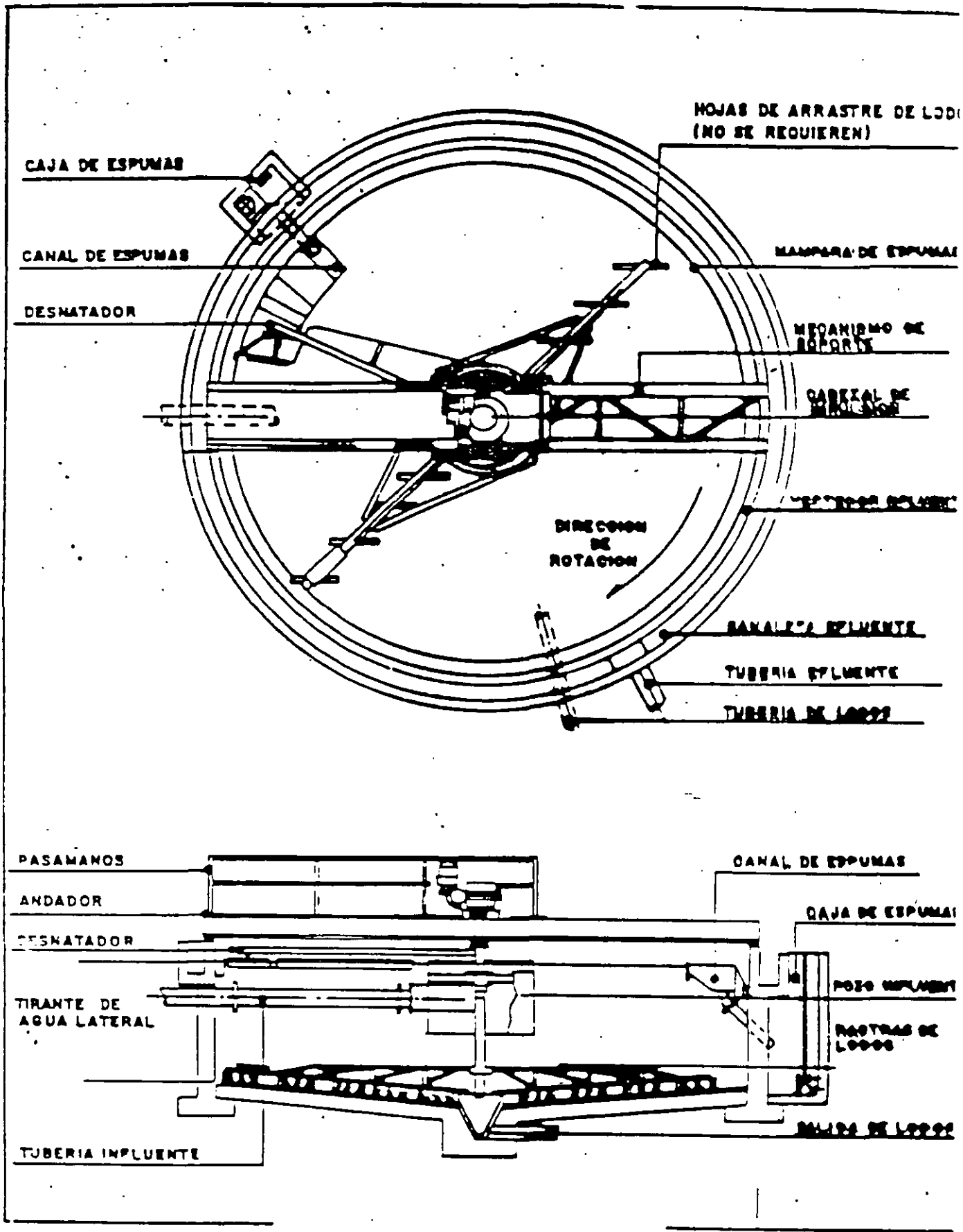


(b)

Figure 12-11 Moving Bridge Sludge Collector. (a) Traveling truss bridge with mechanical scraper hung from the top. The effluent weir is the type shown in Figure 12-8(a-4). (b) Traveling truss bridge showing wheels that run on rails.



Diseño de un clarificador circular. (Cortesía de Walker Process equipment.)



SEDIMENTADOR Y DESMATADOR EN ESTRUCTURA DE CONCRETO REFORZADO

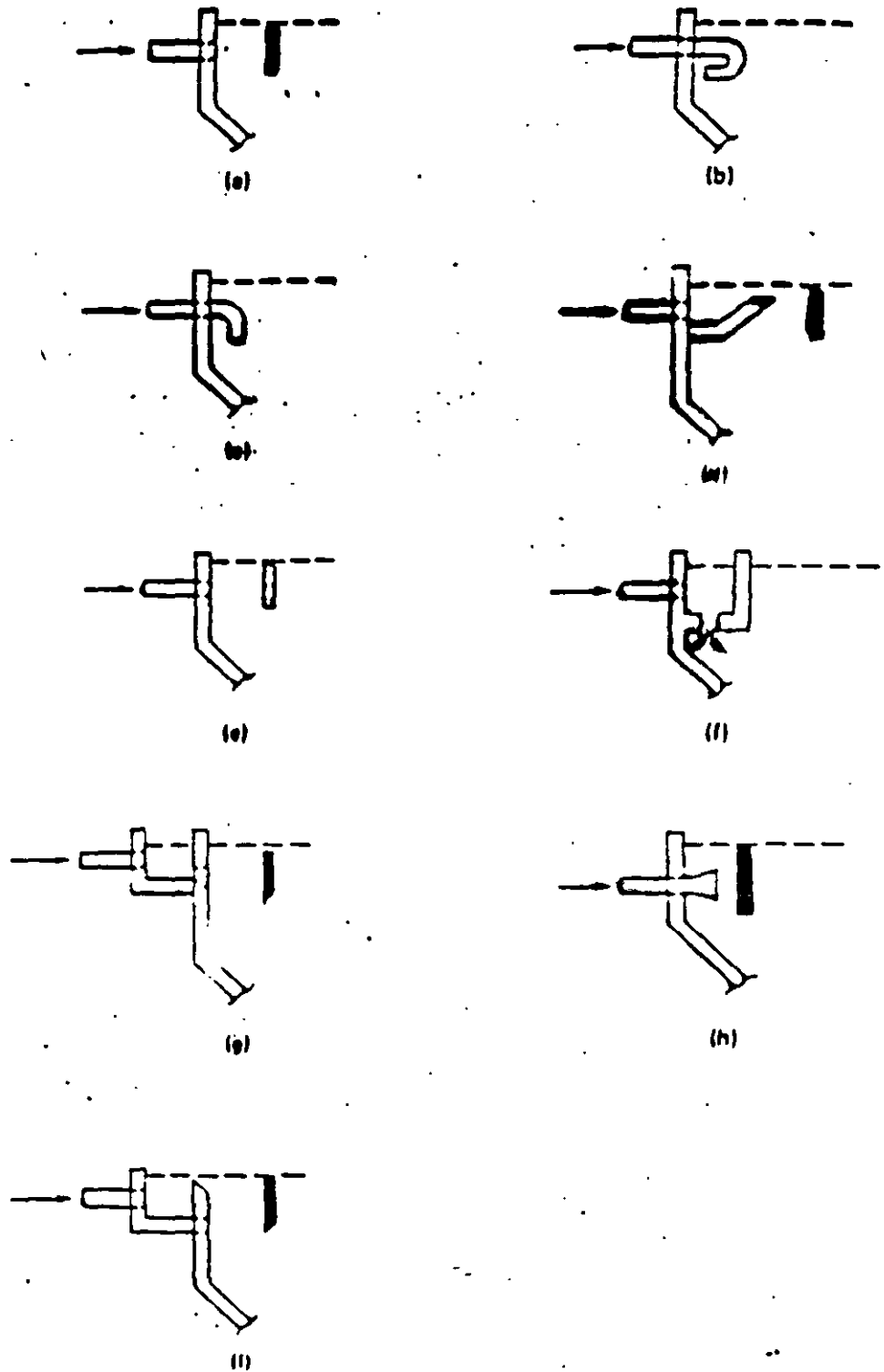


Figure Details of Influent Structures for Rectangular Sedimentation Basins. (a) Pipes discharging against a baffle. (b) U-shape elbow discharging against the wall. (c) Series of inlet pipes spaced across the width with turned elbow. (d) An inclined weir as a baffle. (e) Perforated baffle. (f) A stilling basin with opening at the bottom. (g) Pipe discharging in a channel which has series of openings discharging against a baffle. (h) A bell shaped diverging pipe followed by a baffle. (i) An overflow weir followed by a baffle.

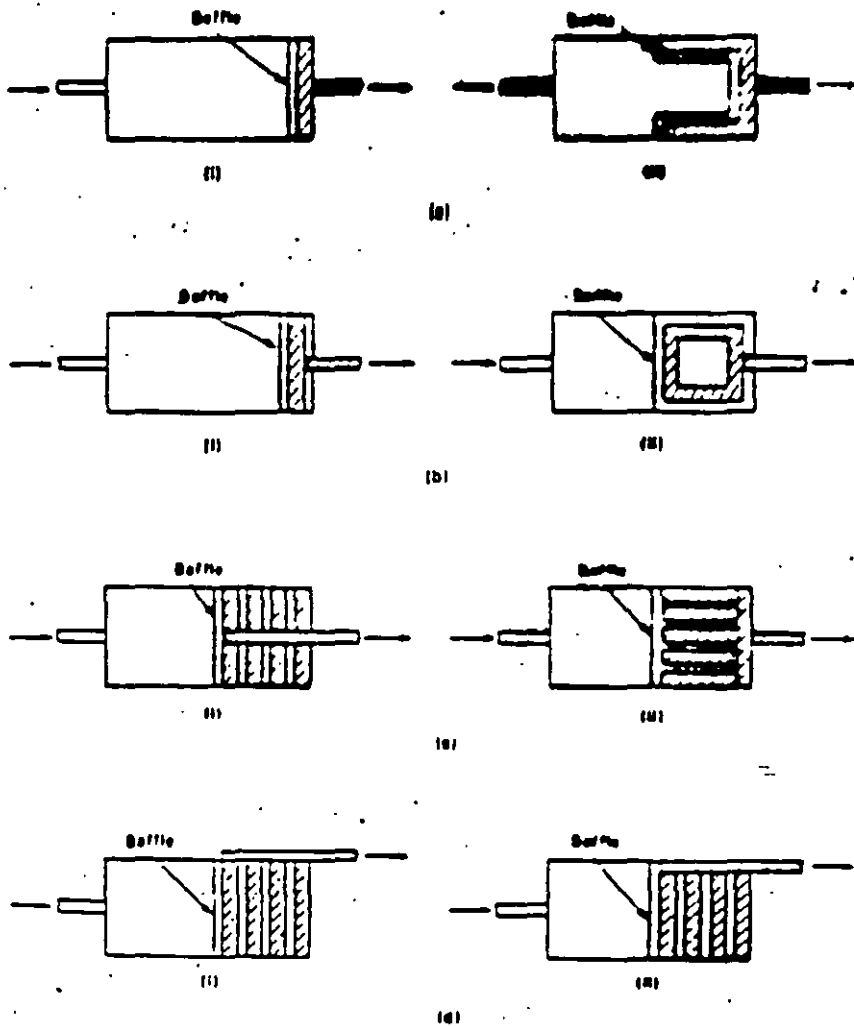
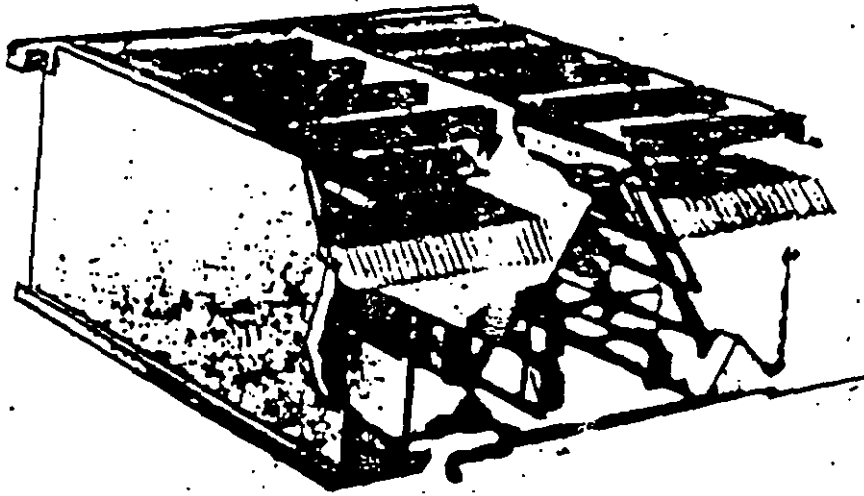
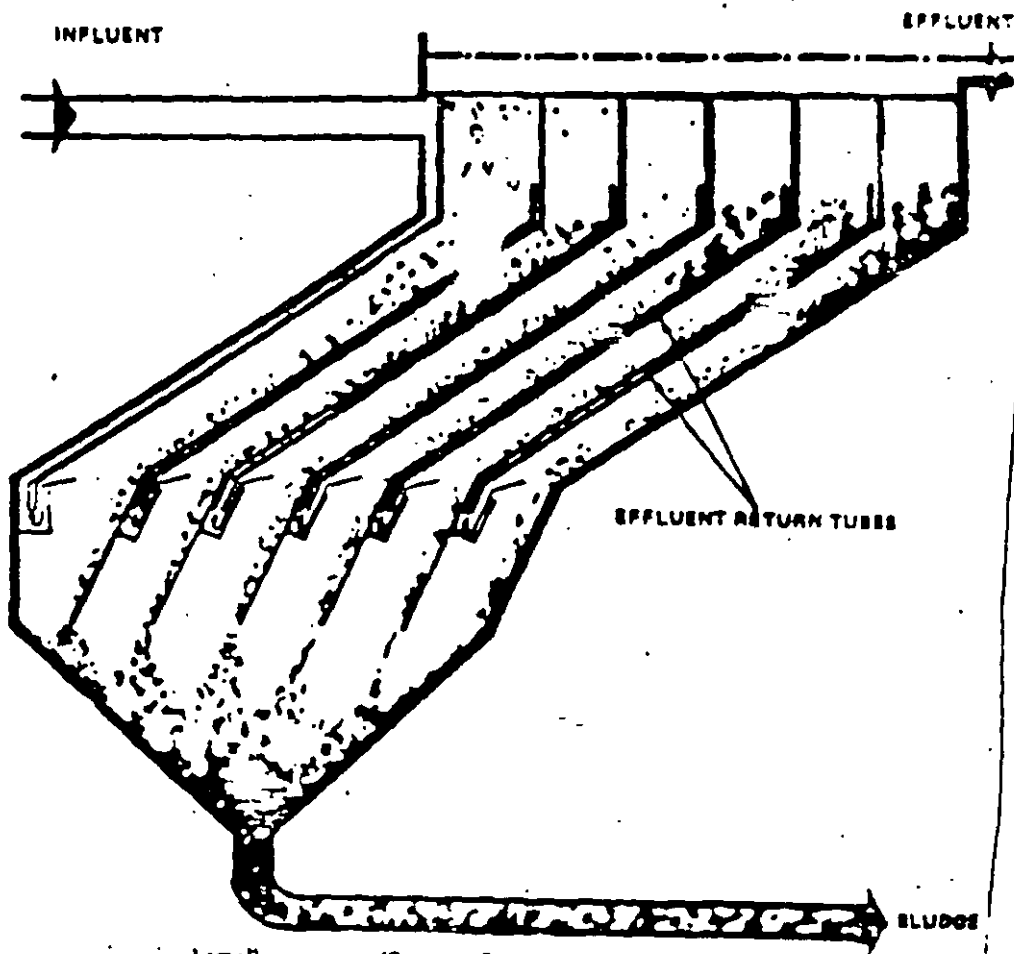


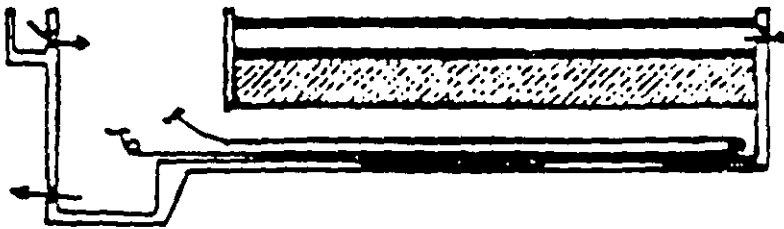
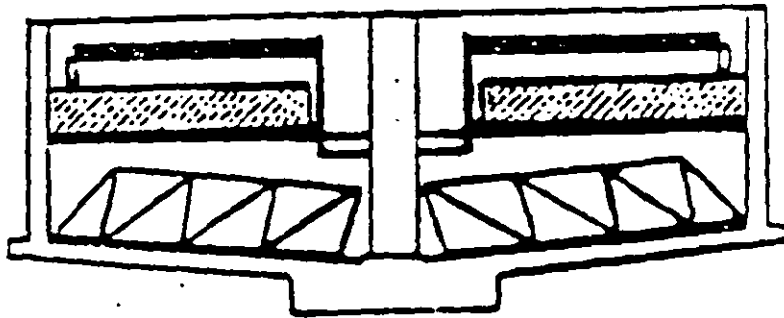
Figure Various Configurations of Effluent Structure Used for Rectangular Clarifiers.
 (a) Single weir and trough (b) Double weirs and trough (c) Multiple weirs and troughs with outlet channel at the middle, and at the end (d) Multiple weirs and troughs with outlet channel at the side.



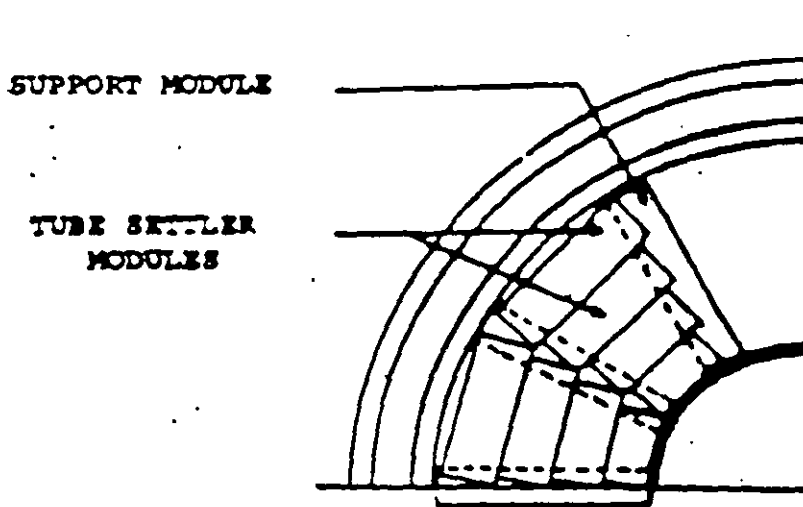
... Modules of corrugated tubes installed. (Courtesy Parsons)



Lamella separator. (Courtesy Parsons Corp.)



TUBE SETTLERS IN EXISTING CLARIFIER



PLAN VIEW OF MODIFIED CLARIFIER



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

LODOS ACTIVADOS

M. en I. JOSÉ LUIS TORRESCANO ESPAÑA

SISTEMAS DE AERACIÓN

LOS SISTEMAS DE AERACIÓN TIENEN UN DOBLE FIN:

APORTAR EL OXÍGENO REQUERIDO A LOS MICROORGANISMOS

SUMINISTRAR AGITACIÓN PARA MANTENER LOS SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN Y PERMITIR LA DIFUSIÓN DEL AIRE

EFICIENCIA DE LOS EQUIPOS DE AERACIÓN

LA CAPACIDAD DE TRANSFERENCIA DE UN EQUIPO DE AERACIÓN PUEDE DEFINIRSE POR MEDIO DE LOS SIGUIENTES CRITERIOS:

**APORTACIÓN ESPECÍFICA. KG DE OXÍGENO DISUELTO POR
KWH CONSUMIDO**

EFICIENCIA DE TRANSFERENCIA DE OXÍGENO.

**KG O₂ TRANSFERIDO /HORA.
EL CUAL DE DETERMINA EN CONDICIONES NORMALES**

-AGUA PURA

- PRESIÓN ATMOSFÉRICA

- TEMPERATURA 10 Ó 20 °C

- CONTENIDO DE OXÍGENO DISUELTO. 0 MG/L

LA EFICIENCIA REAL DE TRANSFERENCIA DE OXÍGENO DEBE CORREGIRSE PARA CADA CASO EN PARTICULAR, YA QUE DEPENDE DE MUCHOS FACTORES:

PROFUNDIDAD Y FORMA DEL TANQUE

TIPO DE AERADOR

AGUA RESIDUAL (SDT, TENSOACTIVOS, GRASAS, ETC)

CONDICIONES DEL LUGAR (T, ALTURA SOBRE EL NIVEL DEL MAR)

LA TRANSFERENCIA DE OXÍGENO REAL SE CALCULA DE LA SIGUIENTE ECUACIÓN:

$$N = N_o \frac{\beta C_s - C_L}{9.2} \alpha \times 1.02^{T-20}$$

DONDE:

N = TRANSFERENCIA DE OXÍGENO REAL

No = TRANSFERENCIA DE OXÍGENO A CONDICIONES NORMALES

Cs = CONCENTRACIÓN DE SATURACIÓN DE OXÍGENO, EN EL LUGAR.

C_L = CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO EN EL AGUA RESIDUAL

β = FACTOR O COEFICIENTE DE DÉFICIT DE OXÍGENO

$$\beta = C_s \text{ AGUA RESIDUAL} / C_s \text{ DEL AGUA PURA}$$

α = FACTOR QUE DEPENDE DE LA NATURALEZA DEL AGUA Y TIPO DE AERADOR.

OTROS FACTORES QUE SE DEBEN ANALIZAR

VELOCIDAD DE AGITACIÓN . DEBE SER ADECUADA PARA EVITAR LA SEDIMENTACIÓN

POSIBILIDAD DE ADAPTACIÓN A LAS NECESIDADES

FIABILIDAD DE TODAS LOS COMPONENTES, REDUCTORES, COMPRESOR, DIFUSOR, TUBERÍAS, ETC

COSTO DE INVERSIÓN, OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

CLASIFICACIÓN DE LOS AERADORES

AERADORES DE SUPERFICIE

- AERADORES DE EJE VERTICAL Y VELOCIDAD LENTA.

VELOCIDAD PERIFÉRICA DE 4 - 6 m/s

- AERADORES DE EJE VERTICAL Y GRAN VELOCIDAD

750-800 RPM

- AERADORES DE EJE HORIZONTAL

PUEDEN MONTARSE EN FORMA LONGITUDINAL O TRANSVERSAL

LA TRANSFERENCIA ESPECÍFICA DE OXÍGENO PARA ESTOS AERADORES DEPENDE DE:

POTENCIA ESPECÍFICA, VELOCIDAD, DE LA INMERSIÓN, FORMA DEL DEPÓSITO Y RELACIÓN SUPERFICIE/ PROFUNDIDAD

AERACIÓN POR AIRE COMPRIMIDO

ES LA INYECCIÓN DE AIRE A PRESIÓN MEDIANTE DIFUSORES, QUE SE DIVIDEN EN FUNCIÓN DEL TAMAÑO DE LAS BURBUJAS QUE PRODUCEN:

DIFUSORES DE BURBUJA GRUESA. DIÁMETRO DE 6MM

DIFUSORES DE TAMAÑO MEDIO. DIÁMETROS DE 4 A 6 MM

DIFUSORES DE BURBUJA FINA. DIÁMETROS < 3 MM. EMITIDAS POR DIFUSIÓN DE AIRE A TRAVÉS DE CUERPOS PORÓSOS.

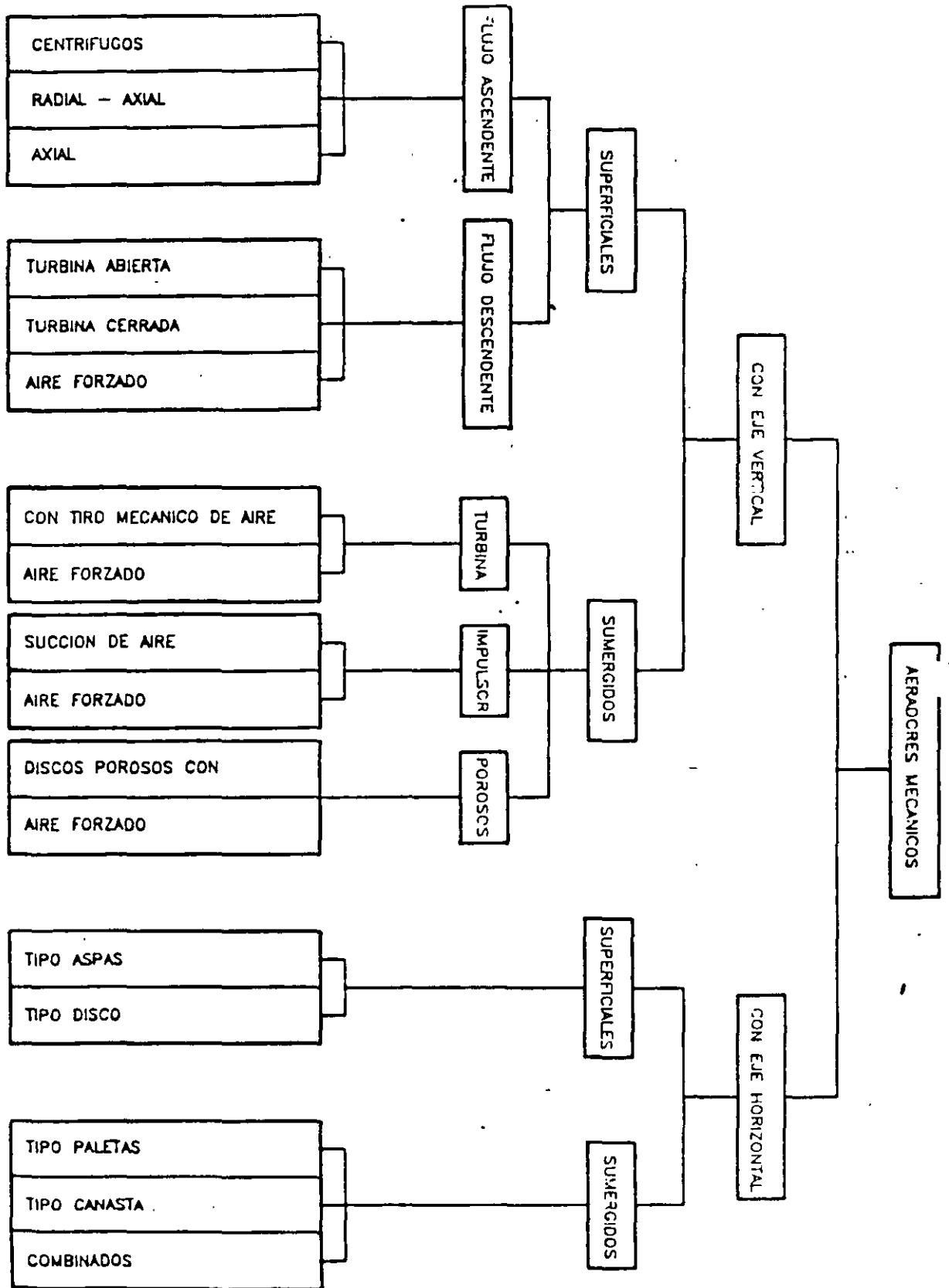
EL RENDIMIENTO DE OXIGENACIÓN PARA ESTOS EQUIPOS DEPENDE DE:

NATURALEZA DE LOS DIFUSORES Y SU DISPOSICIÓN (PUNTUAL, EN LÍNEA, EN EL FONDO)

PROFUNDIDAD DE INYECCIÓN. EN EL LÍMITE DE 2.5 A 8.0 M.

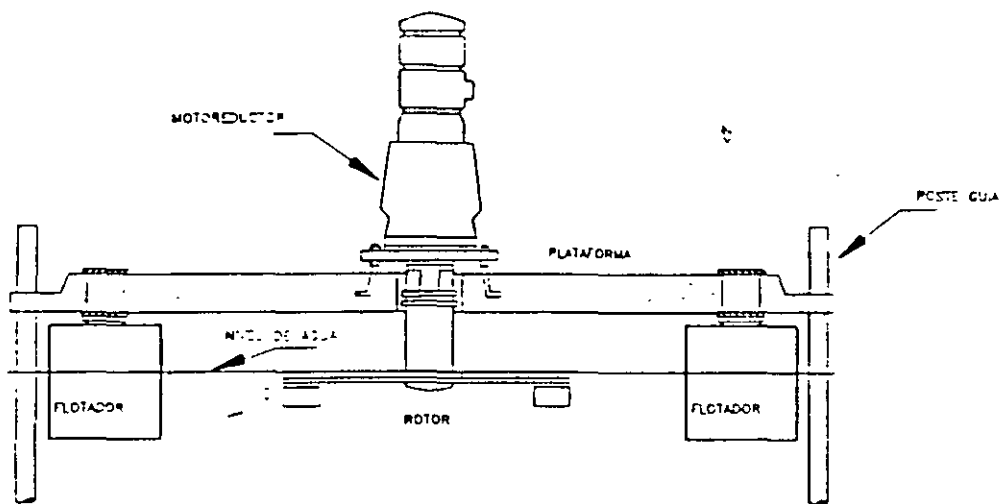
CAUDAL DE AIRE

SECCIÓN TRANSVERSAL DEL DEPÓSITO.

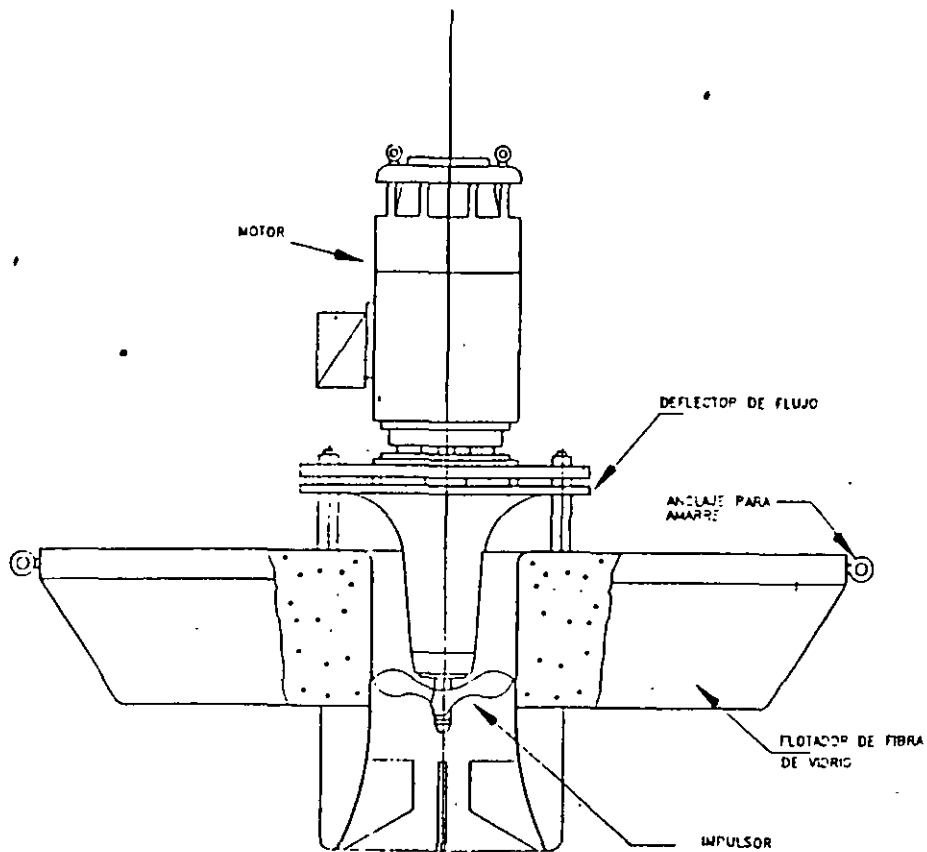


.. RANGOS DE EFICIENCIA DE AERACIÓN PARA DIVERSOS AERADORES MECÁNICOS.

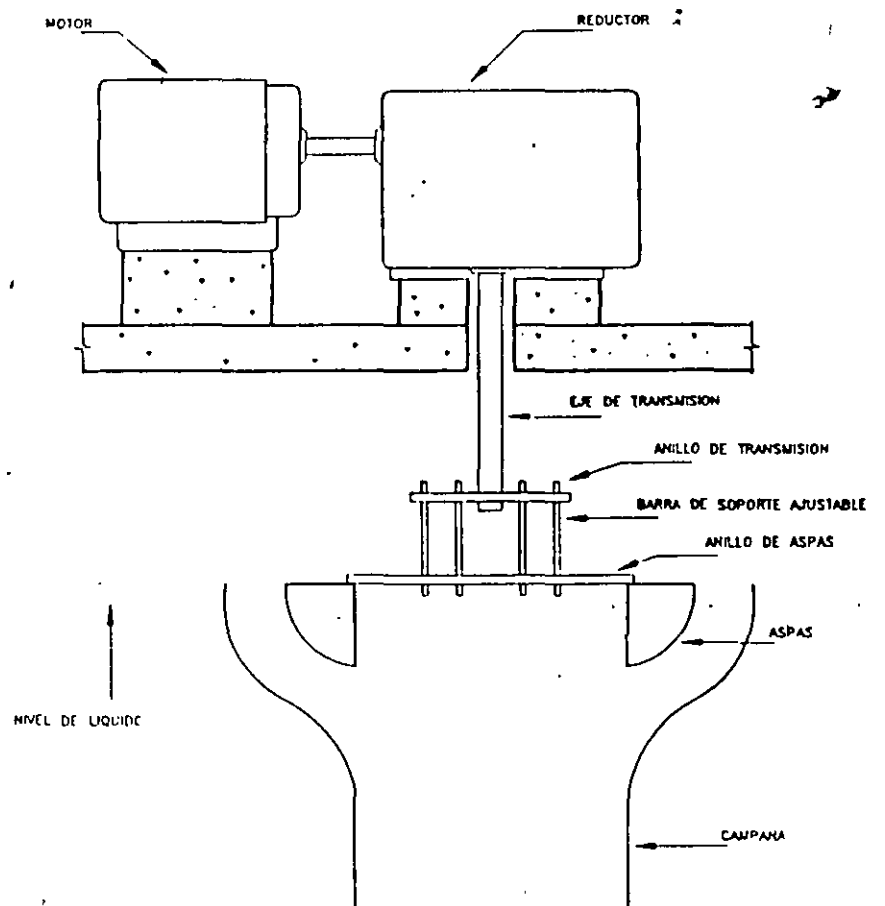
TIPO DE AERADOR	EFICIENCIA DE AERACION kg O ₂ /Kw-h	
	STANDAR	CAMPO
Superficiales centrífugos de baja velocidad.	1.2-3.0	0.7-1.4
Superficiales centrífugos con tubo de succión.	1.2-2.8	0.7-1.3
Superficiales axiales de alta velocidad.	1.2-2.2	0.7-1.2
Flujo descendente con turbina abierta.	1.2-2.4	0.6-1.2
Flujo descendente con turbina cerrada.	1.2-2.4	0.7-1.3
Turbina sumergida.	1.2-2.0	0.7-1.1
Impulsor sumergido.	1.2-2.4	0.7-1.1
Rotor superficial.	0.9-2.2	0.5-1.1



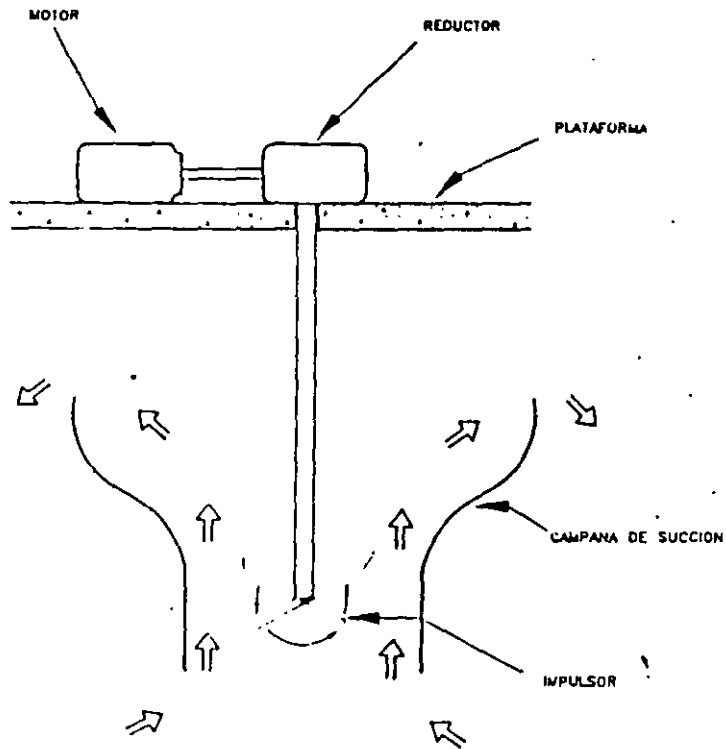
AERADOR MECANICO DE EJE VERTICAL Y BAJA VELOCIDAD.



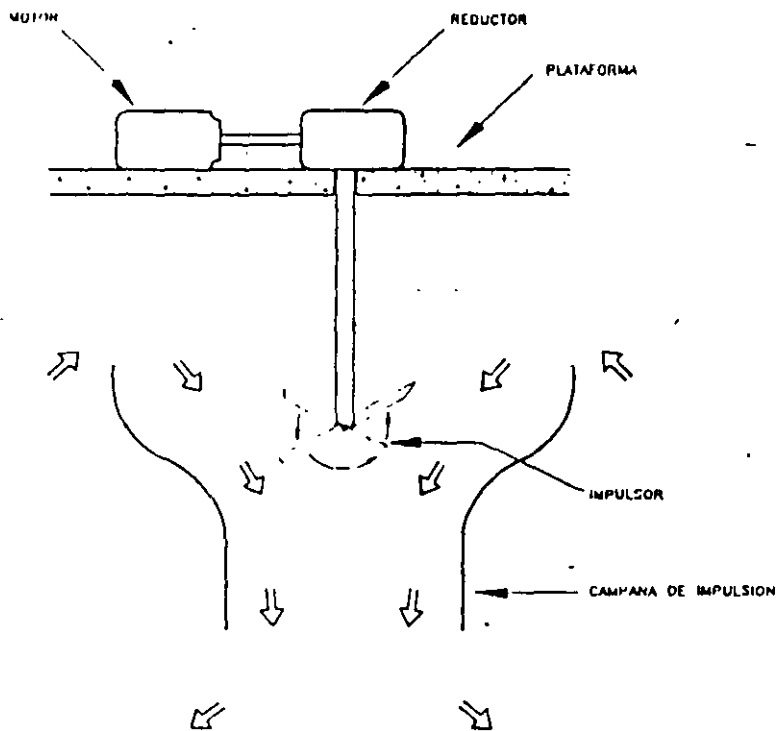
AERADOR SUPERFICIAL FLOTANTE DE EJE VERTICAL Y ALTA VELOCIDAD, CON IMPULSOR



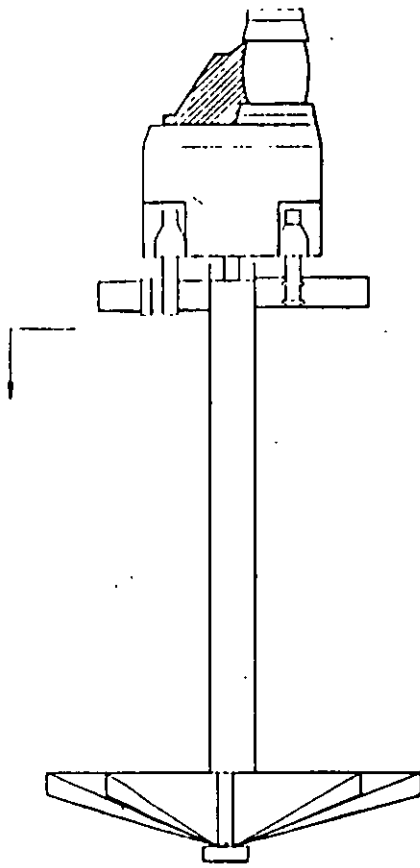
AERADOR MECANICO DE EJE VERTICAL TIPO ASPAS



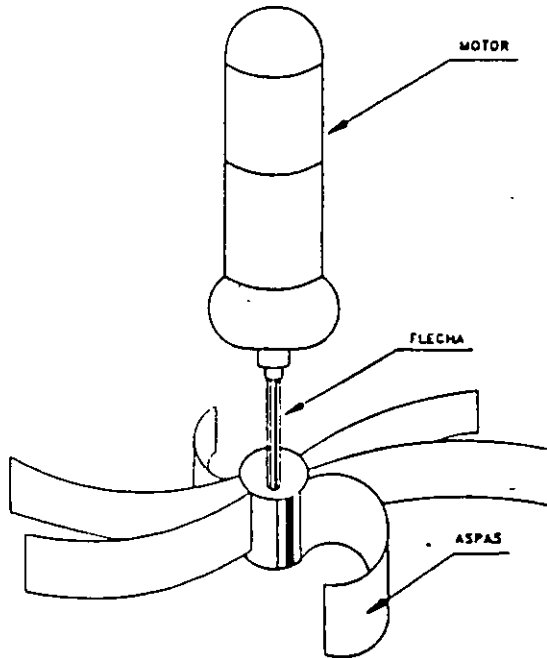
AERADOR MECANICO EJE VERTICAL
DE TURBINA FLUJO ASCENDENTE



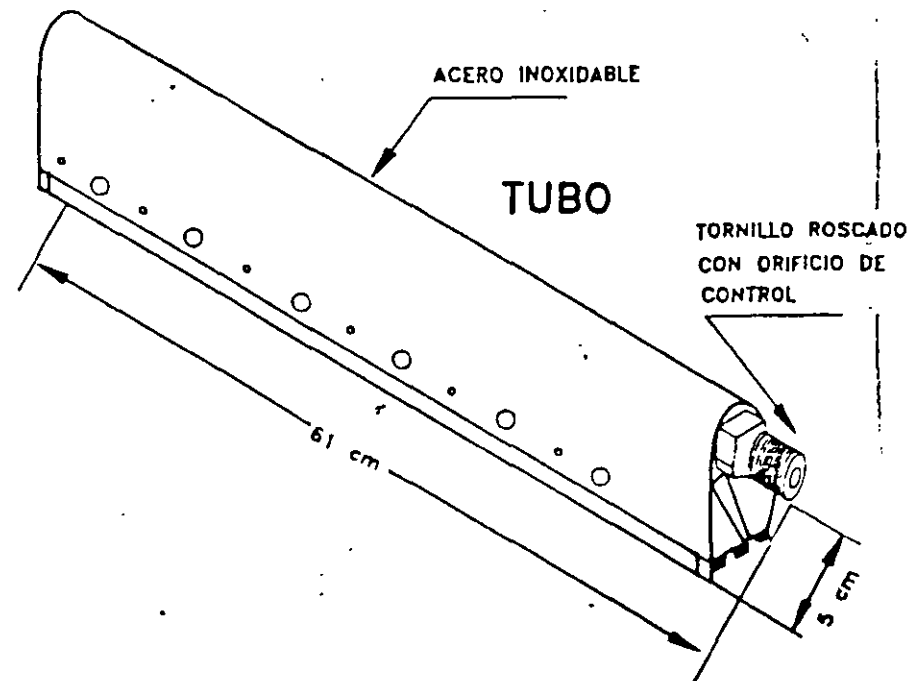
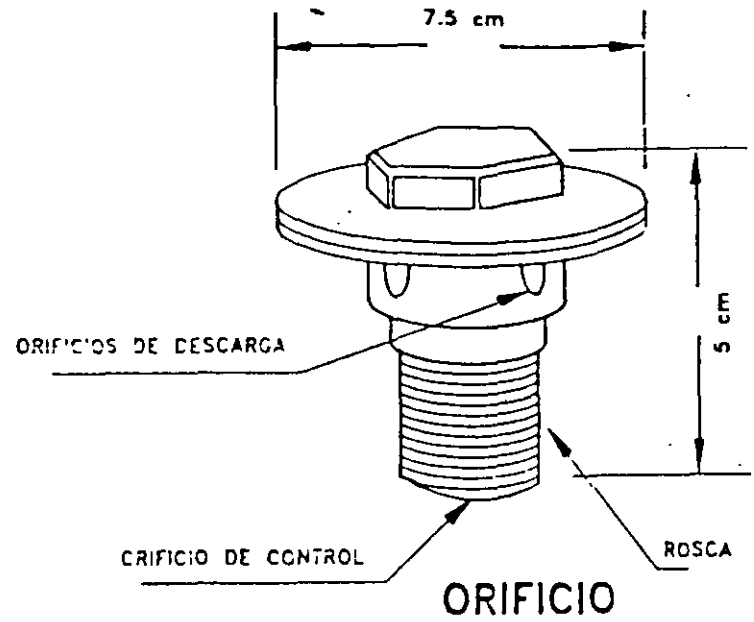
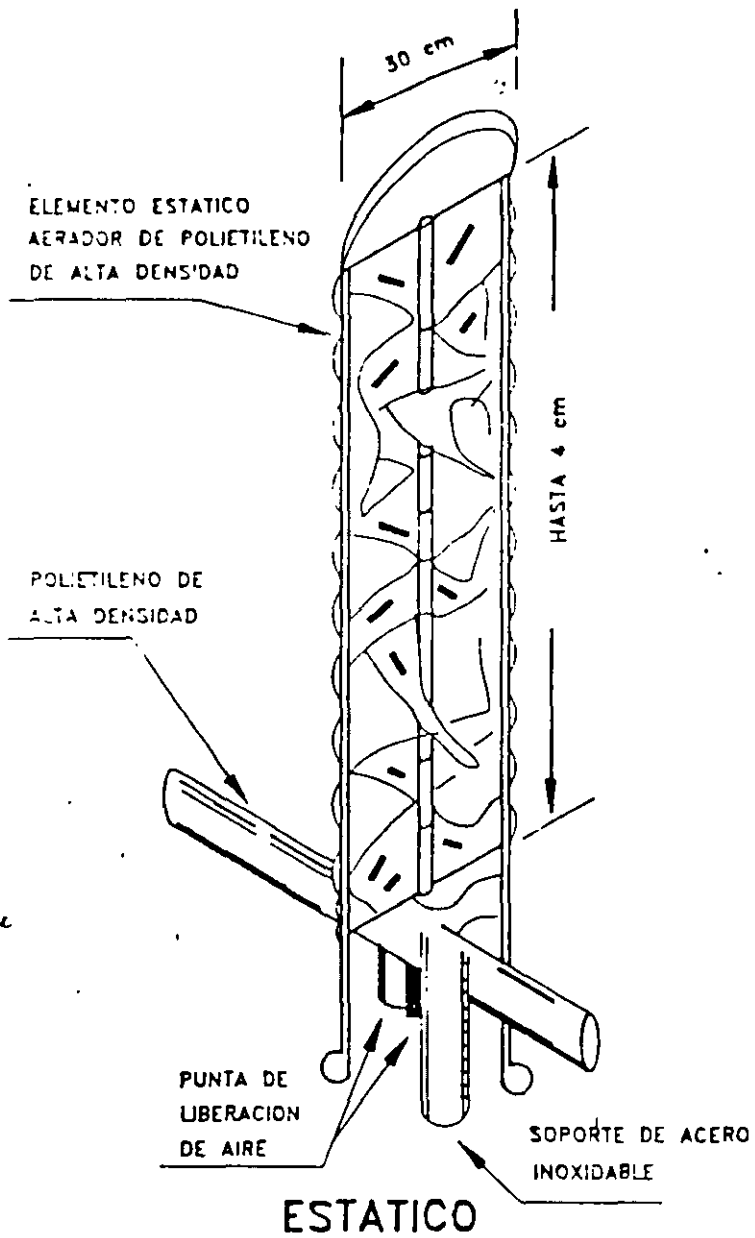
AERADOR MECANICO EJE VERTICAL
IMPULSOR DE FLUJO DESCENDENTE



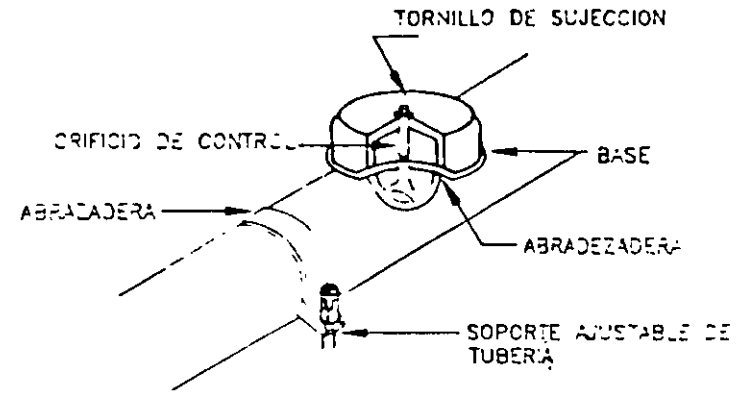
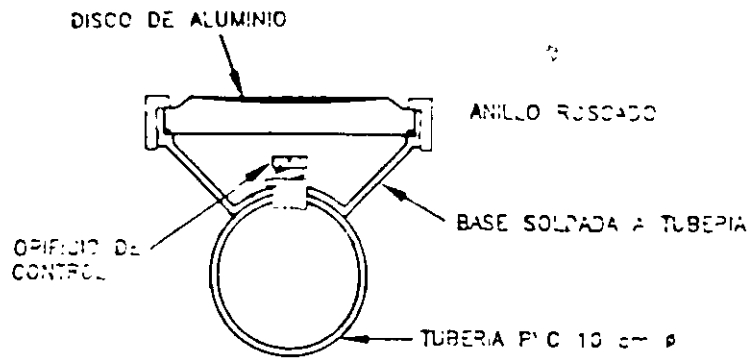
AERADOR MECANICO SUMERGIDO DE BAJA VELOCIDAD



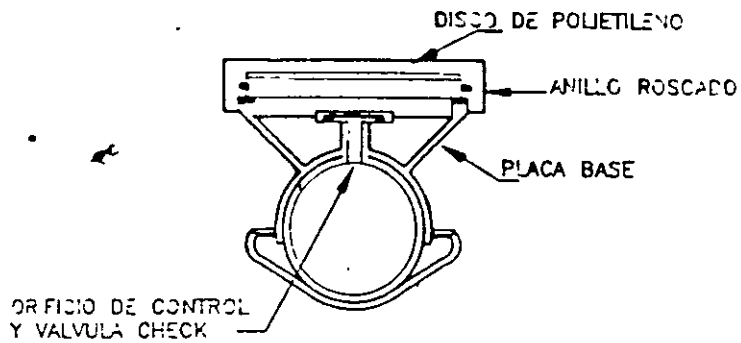
AERADOR MECANICO AXIAL CON ASPAS ABIERTAS



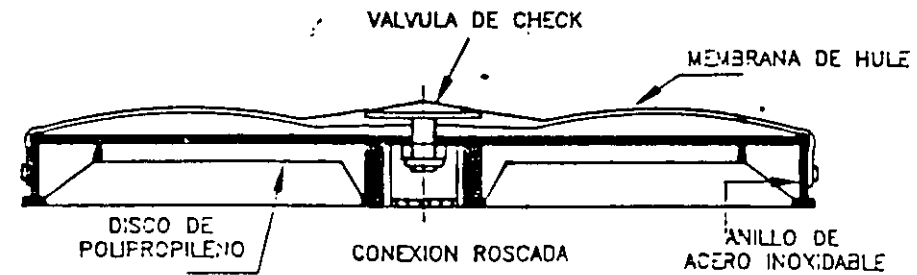
L-USORES "NO POROSOS"



(b)



(a)



(c)

DIFUSORES POROSOS: a) disco, b) domo, c) disco perforado

PARAMETROS COMUNES DE DISEÑO Y OPERACION PARA SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS.

	AERACION EXTENDIDA			AERACION MODIFICADA		ESTAB-CONT		NITRIFICACION
	CONVENCIONAL	ALTA TASA	ESTAB-CONT	CONTACTO	ESTABILIZACION	UNA ETAPA		
F/M, KG DBO/KG SSLM *DIA	≤ 0.05	0.15 - 0.4	0.4 - 1.0	1.5 - 3.0	0.15 - 0.5	0.5 - 2.0	-----	0.05 - 0.15
T.R.S. DIAS	≥ 30	4 - 8	2 - 4	≤ 1	3 - 10	-----	-----	10 - 15
KG DBO5 / M3*D SSLM = 3.000 mg/L	0.16 - 0.24	0.32 - 0.96	1.12 - 2.9	1.4 - 2.9 @	0.48 - 1.1	1.4 - 2.9	-----	0.16 - 0.48
% REMOCION DBO5	≥ 90	90 - 95	85 - 90	60 - 75	85 - 95	85 - 95	-----	≥ 95
T. R. H. HORAS	16 - 24	4 - 8	2 - 4	0.5 - 2.0	-----	1 - 3	3 - 6	6 - 12
OCURRE LA NITRIFICACION	SI	POSIBLE	NO	NO	POSIBLE	NO	POSIBLE	SI
REQUER. DE OXIGENO KG/KG DBO REMOV.	1.4 - 1.6 *	0.8 - 1.1 *	0.7 - 0.9	0.4 - 0.6	0.8 - 1.1	0.4 - 0.6	0.3 - 0.5	1.1 - 1.5
TASA DE RECIRCULA- CION DE SOLIDOS (% Q)	100 - 300	90 - 100	30 - 100	10 - 30	25 - 75	50 - 100	-----	30 - 100
SSLM, mg/L SSLM * .8 = SSVLM	2.000 - 6.000	1.500 - 4.000	3.000 - 5.000	500 - 1.500	-----	2.000 - 4.000	6.000 - 10.000	3.000 - 6.000
CONSUMO DE OXIG (mg/p*n SSLM)	3 - 8	7 - 15	15 - 25	20 - 40	-----	20 - 30	10 - 30	3 - 8
GENER. DE LODO DE DESECHO (KG/KG DBO5 REMOV)	0.15 - 0.3	0.4 - 0.6	0.5 - 0.7	0.5 - 1.2	0.4 - 0.6	-----	-----	0.15 - 0.3

SLT = 1000 mg/L.

DEBE AGREGARSE OXIGENO SI LA NITRIFICACION TIENE LUGAR

12/12



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

LODOS ACTIVADOS

M. en I. JOSÉ LUIS TORRESCANÓ ESPAÑA

SISTEMAS DE AERACIÓN

LOS SISTEMAS DE AERACIÓN TIENEN UN DOBLE FIN:

APORTAR EL OXÍGENO REQUERIDO A LOS MICROORGANISMOS

SUMINISTRAR AGITACIÓN PARA MANTENER LOS SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN Y PERMITIR LA DIFUSIÓN DEL AIRE

EFICIENCIA DE LOS EQUIPOS DE AERACIÓN

LA CAPACIDAD DE TRANSFERENCIA DE UN EQUIPO DE AERACIÓN PUEDE DEFINIRSE POR MEDIO DE LOS SIGUIENTES CRITERIOS:

**APORTACIÓN ESPECÍFICA. KG DE OXÍGENO DISUELTO POR
KWH CONSUMIDO**

EFICIENCIA DE TRANSFERENCIA DE OXÍGENO.

**KG O₂ TRANSFERIDO /HORA.
EL CUAL DE DETERMINA EN CONDICIONES NORMALES**

-AGUA PURA

- PRESIÓN ATMOSFÉRICA

- TEMPERATURA 10 Ó 20 °C

- CONTENIDO DE OXÍGENO DISUELTO. 0 MG/L

LA EFICIENCIA REAL DE TRANSFERENCIA DE OXÍGENO DEBE CORREGIRSE PARA CADA CASO EN PARTICULAR, YA QUE DEPENDE DE MUCHOS FACTORES:

PROFUNDIDAD Y FORMA DEL TANQUE

TIPO DE AERADOR

AGUA RESIDUAL (SDT, TENSOACTIVOS, GRASAS, ETC)

CONDICIONES DEL LUGAR (T, ALTURA SOBRE EL NIVEL DEL MAR)

LA TRANSFERENCIA DE OXÍGENO REAL SE CALCULA DE LA SIGUIENTE ECUACIÓN:

$$N = N_o \frac{\beta C_s - C_L}{9.2} \alpha \times 1.02^{T-20}$$

DONDE:

N = TRANSFERENCIA DE OXÍGENO REAL

N_o = TRANSFERENCIA DE OXÍGENO A CONDICIONES NORMALES

C_s = CONCENTRACIÓN DE SATURACIÓN DE OXÍGENO, EN EL LUGAR.

C_L = CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO EN EL AGUA RESIDUAL

β = FACTOR O COEFICIENTE DE DÉFICIT DE OXÍGENO

$$\beta = C_s \text{ AGUA RESIDUAL} / C_s \text{ DEL AGUA PURA}$$

α = FACTOR QUE DEPENDE DE LA NATURALEZA DEL AGUA Y TIPO DE AERADOR.

OTROS FACTORES QUE SE DEBEN ANALIZAR

VELOCIDAD DE AGITACIÓN . DEBE SER ADECUADA PARA EVITAR LA SEDIMENTACIÓN

POSIBILIDAD DE ADAPTACIÓN A LAS NECESIDADES

FIABILIDAD DE TODAS LOS COMPONENTES, REDUCTORES, COMPRESOR, DIFUSOR, TUBERÍAS, ETC

COSTO DE INVERSIÓN, OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

CLASIFICACIÓN DE LOS AERADORES

AERADORES DE SUPERFICIE

- AERADORES DE EJE VERTICAL Y VELOCIDAD LENTA.

VELOCIDAD PERIFÉRICA DE 4 - 6 m/s

- AERADORES DE EJE VERTICAL Y GRAN VELOCIDAD

750-800 RPM

- AERADORES DE EJE HORIZONTAL

PUEDEN MONTARSE EN FORMA LONGITUDINAL O TRANSVERSAL

LA TRANSFERENCIA ESPECÍFICA DE OXÍGENO PARA ESTOS AERADORES DEPENDE DE:

POTENCIA ESPECÍFICA, VELOCIDAD, DE LA INMERSIÓN, FORMA DEL DEPÓSITO Y RELACIÓN SUPERFICIE/ PROFUNDIDAD

AERACIÓN POR AIRE COMPRIMIDO

ES LA INYECCIÓN DE AIRE A PRESIÓN MEDIANTE DIFUSORES, QUE SE DIVIDEN EN FUNCIÓN DEL TAMAÑO DE LAS BURBUJAS QUE PRODUCEN:

DIFUSORES DE BURBUJA GRUESA. DIÁMETRO DE 6MM

DIFUSORES DE TAMAÑO MEDIO. DIÁMETROS DE 4 A 6 MM

DIFUSORES DE BURBUJA FINA. DIÁMETROS < 3 MM. EMITIDAS POR DIFUSIÓN DE AIRE A TRAVÉS DE CUERPOS POROSOS.

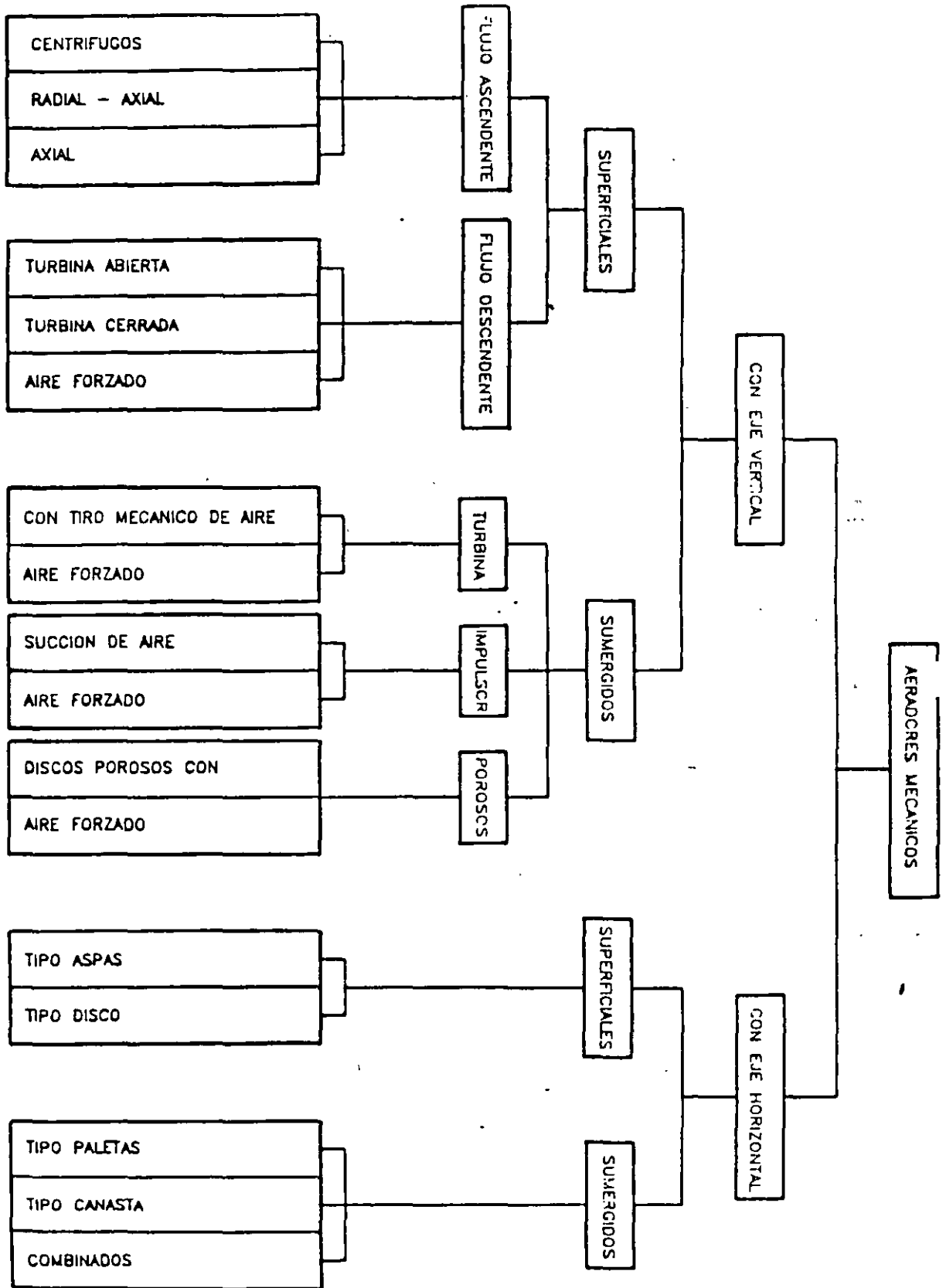
EL RENDIMIENTO DE OXIGENACIÓN PARA ESTOS EQUIPOS DEPENDE DE:

NATURALEZA DE LOS DIFUSORES Y SU DISPOSICIÓN (PUNTUAL, EN LÍNEA, EN EL FONDO)

PROFUNDIDAD DE INYECCIÓN. EN EL LÍMITE DE 2.5 A 8.0 M.

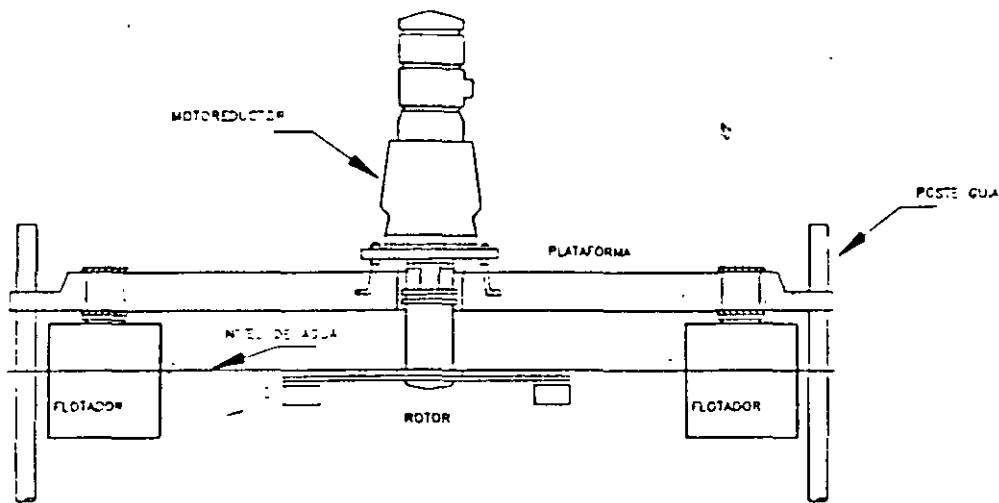
CAUDAL DE AIRE

SECCIÓN TRANSVERSAL DEL DEPÓSITO.

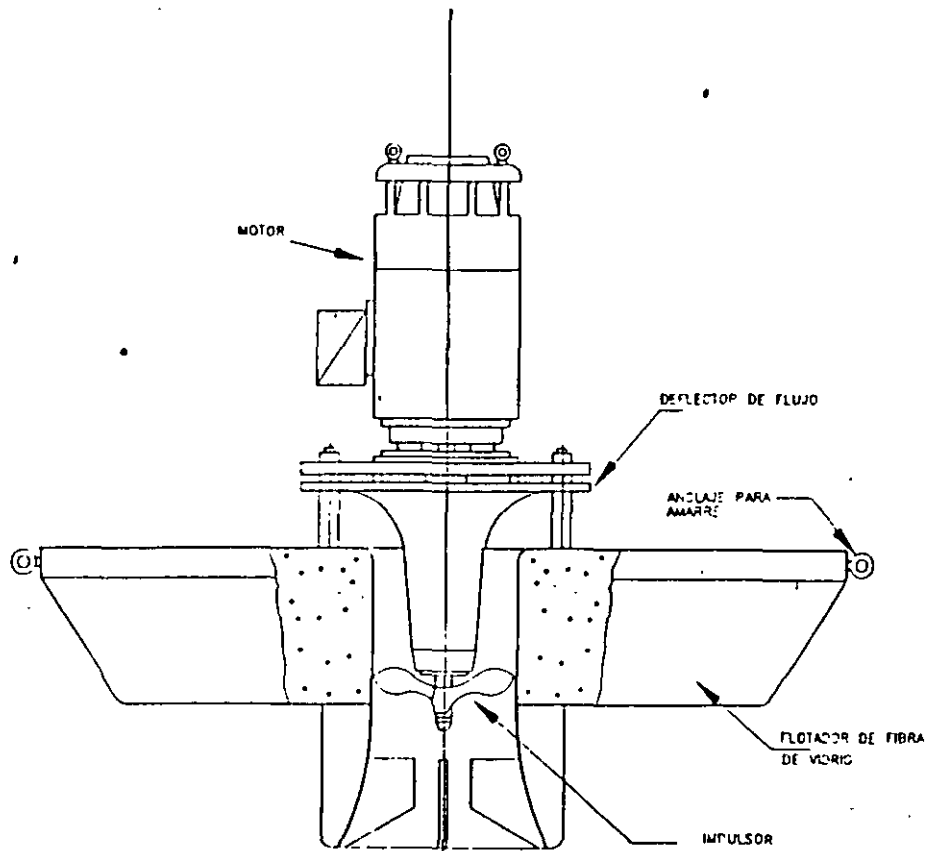


.. RANGOS DE EFICIENCIA DE AERACIÓN PARA DIVERSOS AERADORES MECÁNICOS.

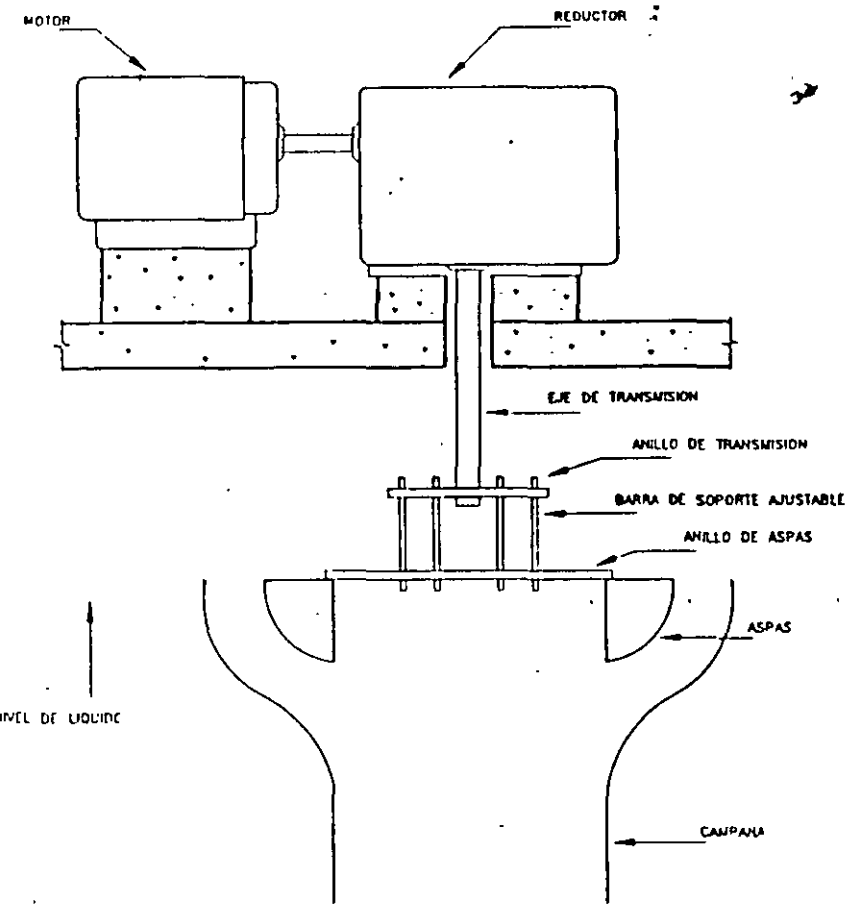
TIPO DE AERADOR	EFICIENCIA DE AERACION kg O ₂ /Kw-h	
	STANDAR	CAMPO
Superficiales centrífugos de baja velocidad.	1.2-3.0	0.7-1.4
Superficiales centrífugos con tubo de succión.	1.2-2.8	0.7-1.3
Superficiales axiales de alta velocidad.	1.2-2.2	0.7-1.2
Flujo descendente con turbina abierta.	1.2-2.4	0.6-1.2
Flujo descendente con turbina cerrada.	1.2-2.4	0.7-1.3
Turbina sumergida.	1.2-2.0	0.7-1.1
Impulsor sumergido.	1.2-2.4	0.7-1.1
Rotor superficial.	0.9-2.2	0.5-1.1



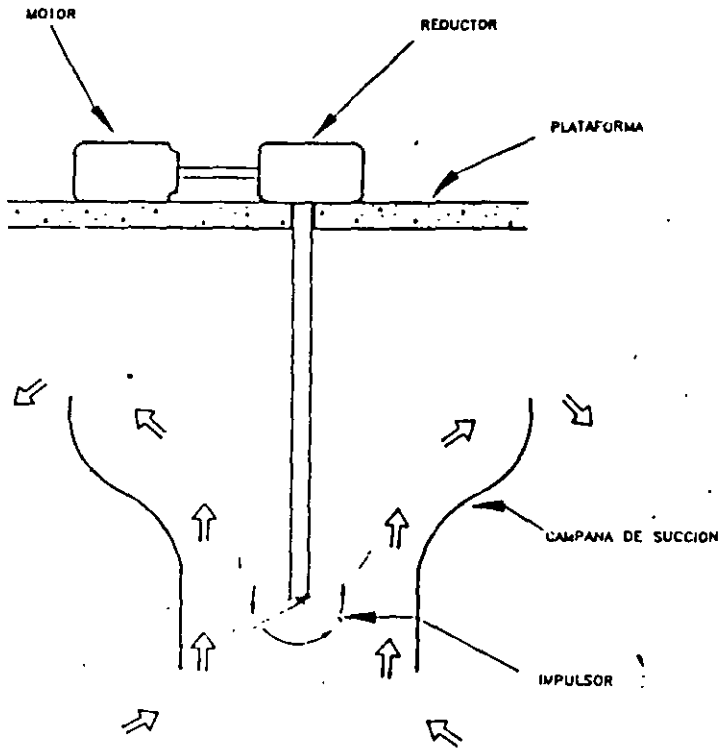
AERADOR MECANICO DE EJE VERTICAL Y BAJA VELOCIDAD.



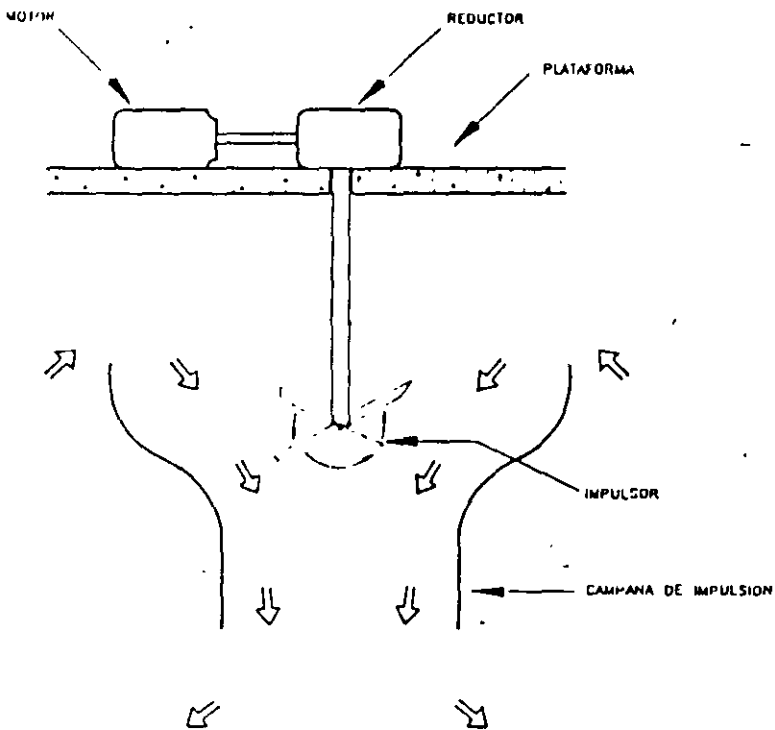
AERADOR SUPERFICIAL FLOTANTE DE EJE VERTICAL Y ALTA VELOCIDAD, CON IMPULSOR



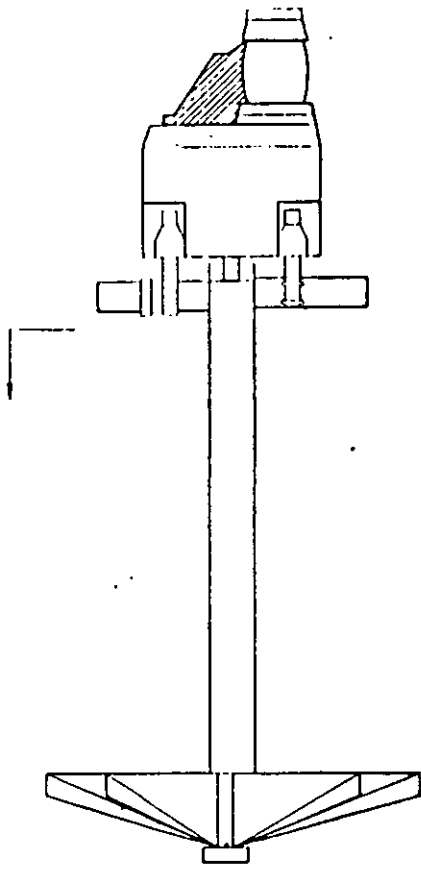
AERADOR MECANICO DE EJE VERTICAL TIPO ASPAS



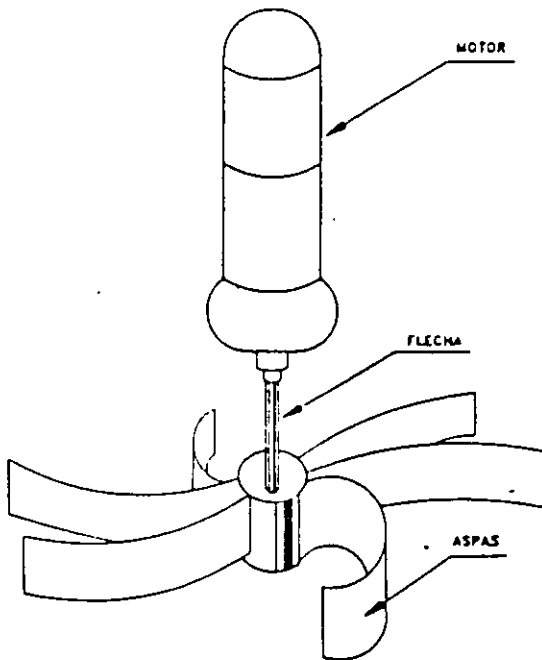
AERADOR MECANICO EJE VERTICAL
DE TURBINA FLUJO ASCENDENTE



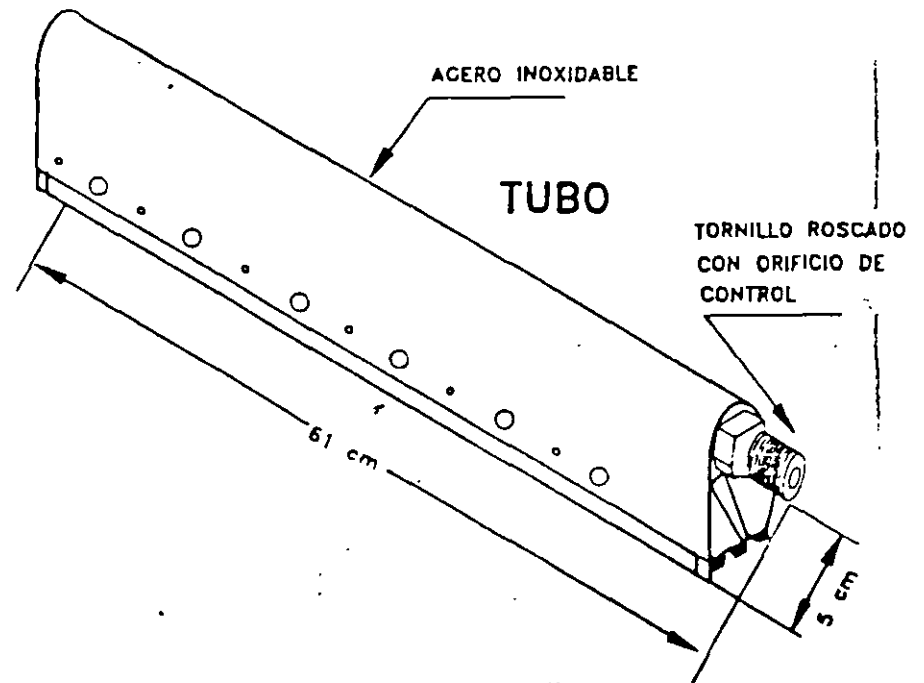
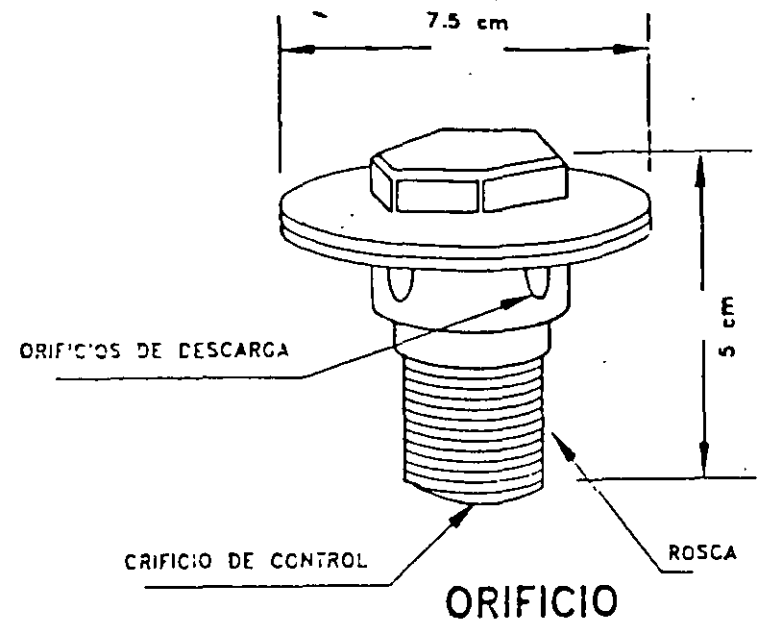
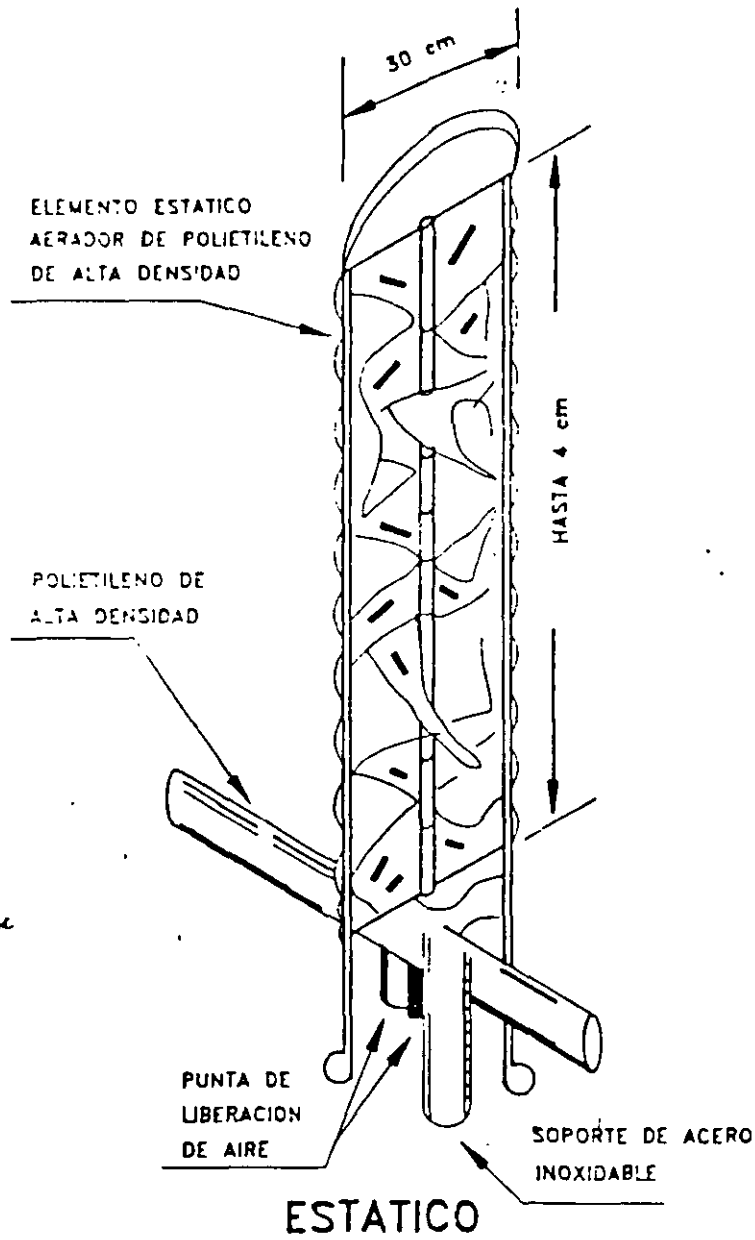
AERADOR MECANICO EJE VERTICAL
IMPULSOR DE FLUJO DESCENDENTE



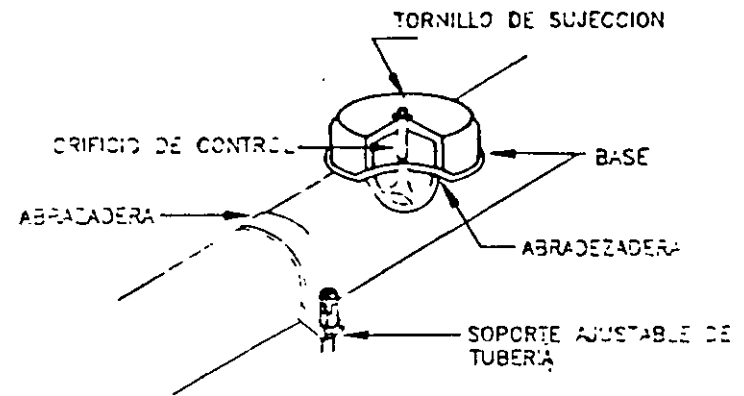
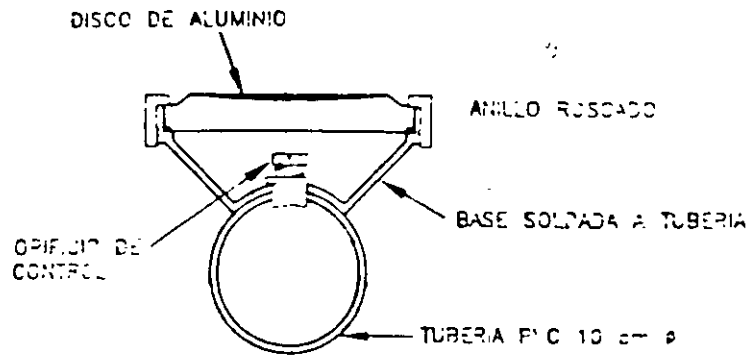
AERADOR MECANICO SUMERGIDO DE BAJA VELOCIDAD



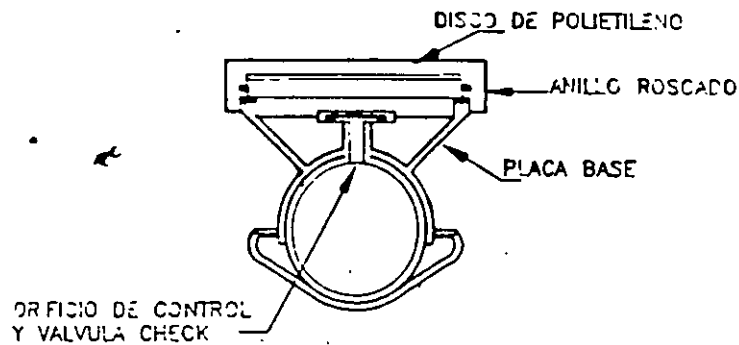
AERADOR MECANICO AXIAL CON ASPAS ABIERTAS



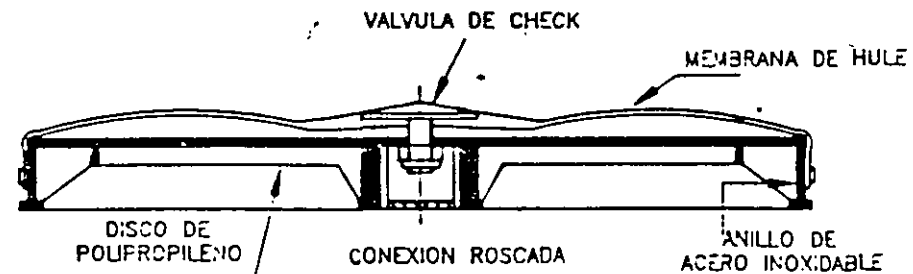
L.FUSORES "NO POROSOS"



(b)



(a)



(c)

DIFUSORES POROSOS: a) disco, b) domo, c) disco perforado

PARAMETROS COMUNES DE DISEÑO Y OPERACION PARA SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS.

	AERACION			AERACION MODIFICADA	ESTAB-CONT		NITRIFICACION	
	EXTENDIDA	CONVENCIONAL	ALTA TASA		ESTAB-CONT	CONTACTO	ESTABILIZACION	UNA ETAPA
F/M. KG DBO/KG SSLM *DIA	≤ 0.05	0.15 - 0.4	0.4 - 1.0	1.5 - 3.0	0.15 - 0.5	0.5 - 2.0	-----	0.05 - 0.15
T.R.S. DIAS	≥ 30	4 - 8	2 - 4	≤ 1	3 - 10	-----	-----	10 - 15
KG DBO5 / M3*D SSLM = 3.000 mg/L.	0.16 - 0.24	0.32 - 0.96	1.12 - 2.9	1.4 - 2.9 @	0.48 - 1.1	1.4 - 2.9	-----	0.16 - 0.48
% REMOCION DBO5	≥ 90	90 - 95	85 - 90	60 - 75	85 - 95	85 - 95	-----	≥ 95
T. R. H. HORAS	16 - 24	4 - 8	2 - 4	0.5 - 2.0	-----	1 - 3	3 - 6	6 - 12
OCURRE LA NITRIFICACION	SI	POSIBLE	NO	NO	POSIBLE	NO	POSIBLE	SI
REQUER DE OXIGENO KG/KG DBO REMOV.	1.4 - 1.6 *	0.8 - 1.1 *	0.7 - 0.9	0.4 - 0.6	0.8 - 1.1	0.4 - 0.6	0.3 - 0.5	1.1 - 1.5
TASA DE RECIRCULA- CION DE SOLIDOS (% Q)	100 - 300	90 - 100	30 - 100	10 - 30	25 - 75	50 - 100	-----	30 - 100
SSLM, mg/L SSLM * .8 = SSVLM	2.000 - 6.000	1.500 - 4.000	3.000 - 5.000	500 - 1.500	-----	2.000 - 4.000	6.000 - 10.000	3.000 - 6.000
CONSUMO DE OXIG (mg.p*n SSLM)	3 - 8	7 - 15	15 - 25	20 - 40	-----	20 - 30	10 - 30	3 - 8
GENER DE LODO DE DESECHO (KG/KG DBO5 REMOV)	0.15 - 0.3	0.4 - 0.6	0.5 - 0.7	0.5 - 1.2	0.4 - 0.6	-----	-----	0.15 - 0.3

3LT = 1000 mg/L

* DE AGREGARSE OXIGENO SI LA NITRIFICACION TIENE LUGAR

12/12



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

INDUSTRIALES Y REUSOS

TABLE 10-16-
TYPICAL TREATABILITY CONSTANTS FOR

TABLE 10-16
Typical treatability constants for
20-foot tower trickling filter packed
with plastic media^a

Type of wastewater	Treatability constant, k , gal/min ^{0.5} ft
Domestic	0.065–0.10
Domestic and food waste	0.060–0.08
Fruit-canning wastes	0.020–0.05
Meat packing	0.030–0.05
Paper mill wastes	0.020–0.04
Potato processing	0.035–0.05
Refinery	0.020–0.07

^a Data are for 20°C.

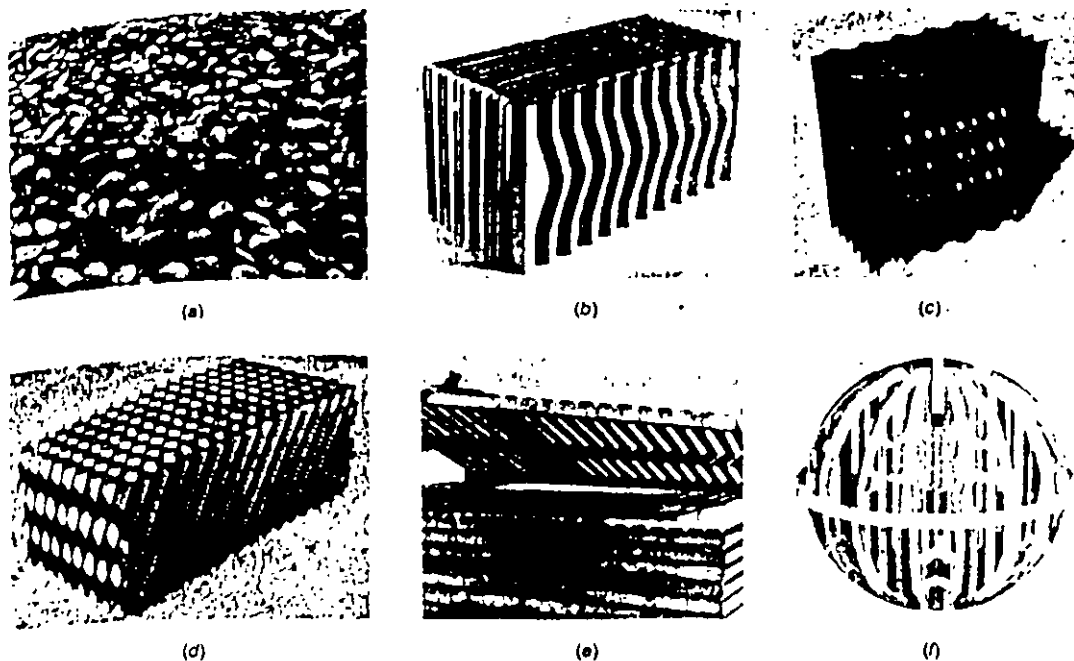


FIGURE 10-3
 Typical packing media for trickling filters: (a) rock, (b) and (c) plastic-vertical flow, (d) plastic-cross flow, (e) redwood horizontal, and (f) random pack. (Figs. (c) and (d), from American Surfpac Corp., (e) from Neo Microfloc, and (f) from Jaeger Products, Inc.)

TABLE 10-15
Physical properties of trickling-filter media^a

Media	Nominal size, in	Mass/unit volume, lb/ft ³	Specific surface area, ft ² /ft ³	Void space, %
River rock				
Small	1-2.5	78-90	17-21	43-50
Large	4-5	50-62	12-50	52-60
Blast furnace slag				
Small	2-3	56-75	17-21	4-50
Large	3-5	50-62	14-18	5-60
Plastic				
Conventional	24 × 24 × 13 ^b	2-6	24-30	34-97
High-specific surface	24 × 24 × 40 ^b	2-6	30-60	31-51
Redwood	48 × 48 × 20 ^b	9-11	12-15	7-30
Random pack ^c	1-3.5	3-6	30-65	60-95

^a Adapted in part from Ref. 50.

^b Module size.

Note: in × 25.4 = mm
 ft³ × 16.0135 = t/m³
 ft²/ft³ × 3.28 = m²/m³

TABLE 10-13
Typical design information for trickling filters^a

Item	Low-rate	Intermediate rate	High-rate	Super high-rate	Roughing	Two-stage
Filter medium ^b	Rock, slag	Rock, slag	Rock	Plastic	Plastic, redwood	Rock, plastic
Hydraulic loading, gal/ft ² · min	0.02–0.06	0.06–0.16	0.16–0.64	0.2–1.20	0.8–3.2	0.16–0.64
Mgal/acre · d	1–4	4–10	10–40	15–90	50–200 ^c	10–40 ^c
BOD ₅ loading, lb/10 ³ ft ³ · d	5–25	15–30	30–60	30–100	100–500	60–120
Depth, ft	6–8	6–8	3–6	10–40	15–40	6–8
Recirculation ratio	0	0–1	1–2	1–2	1–4	0.5–2
Sluicing	Many	Some	Few	Few or none	Few or none	Few or none
Sloughing	Intermittent	Intermittent	Continuous	Continuous	Continuous	Continuous
BOD ₅ removal efficiency, %	80–90	50–70	65–95	65–80	40–65	85–95
Effluent	Well-nitrified	Partially nitrified	Little nitrification	Little nitrification	No nitrification	Well-nitrified

^a Adapted in part from Refs. 36 and 62.

^b See Table 10-15 for physical characteristics of various filter mediums.

^c Does not include recirculation.

Note: ft × 0.3048 = m

gal/ft² · min × 58.6740 = m³/m² · d

Mgal/acre · d × 0.9354 = m³/m² · d

lb/10³ft³ · d × 0.0160 = kg/m³ · d

EJEMPLO DE DISEÑO DE FÍLTROS ROCIADORES

DATOS

$$Q = 100 \text{ l/seg} = 8640 \text{ m}^3/\text{d} = \underline{1585.04 \text{ gal/min}}$$

$$S_i = \text{DBOSINF} = \underline{250 \text{ mg/l}}$$

$$S_e = \text{DBO5EFL} = \underline{30 \text{ mg/l}}$$

$$D = \text{profundidad del tanque} = 4\text{m} = \underline{13.12 \text{ ft}}$$

$$\text{Temperatura} = \underline{18^\circ\text{C}}$$

$$K_{20} = \text{constante de reacción a } 20^\circ\text{C} = \underline{0.085}$$

SOLUCION

Se utilizará la expresión propuesta por Metcalf and Eddy

$$Se / Si = \exp [- K_{20} D (Qv)]^{-n} \dots\dots\dots (1)$$

Sustituyendo $Qv = Q / A$, y despejando A, se tiene :

$$A = Q \left[\frac{-\ln Se / Si}{K_{20}D} \right]^{1/n} \dots\dots\dots (2)$$

6

Seleccionando un valor de $K=0.085 \text{ gal} / \text{min}^{0.5} \text{ ft}$ para aguas residuales domésticas.

Corrigiendo por profundidad.

$$K_2 = K_1 \left[\frac{D_1}{D_2} \right]^x$$

$$K_{13.12} = 0.085 \left(\frac{20}{13.12} \right)^{0.5} = \underline{0.1049}$$

Para considerar el efecto de la temperatura en la constante de reacción, se utiliza la ecuación de Van't Hoff-Arrhenius

$$K_T = K_{20} \varnothing^{(T-20)} \dots\dots\dots (3)$$

para temperaturas entre 20° y 30° C, \varnothing es alrededor de 1.056

para temperaturas entre 4° y 20° C, \varnothing es alrededor de 1.135

Para el ejemplo se tomará $\phi = 1.1$

por lo que

$$K_{18} = K_{20} (1.1)^{(18-20)}$$

$$K_{18} = 0.1049 (1.1)^{(-2)} = \underline{0.0867}$$

Sustituyendo los valores correspondientes en la ecuación (2) se tiene:

$$A = 5508 \text{ ft}^2 ; \text{ Diámetro} = \underline{83.74 \text{ ft}}$$

$$\text{Diámetro comercial} = \underline{85 \text{ ft}}$$



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

NEUTRALIZACIÓN

DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA

NEUTRALIZACION

Dr. Ing. Pedro Martínez Pereda

1.- Introducción

Se denomina "acidez" de una solución acuosa a su capacidad para ceder iones de hidrógeno; al concepto inverso, es decir, a la capacidad de una solución para aceptar iones de hidrógeno se le denomina "alcalinidad o basicidad".

Por otro lado, la intensidad de la acidez o basicidad de una solución se mide convenientemente en función de la concentración de los iones de hidrógeno en el seno del líquido. Así, el "potencial hidrógeno" se define como el logaritmo de base 10 de la inversa de la concentración de iones de hidrógeno:

$$\text{pH} = - \log [\text{H}^+] \quad (1)$$

Se consideran neutras las soluciones con pH 7, alcalinas las que muestran pH > 7, y ácidas las ^{que} tienen pH < 7.

El término "alcalinidad total" se refiere a la cantidad total de ácido que debe agregarse a una muestra de solución para bajar su pH hasta 4.5, y el término "acidez total", a la cantidad de base requerida para elevar el pH de la muestra hasta 8.3. Ambos son términos de capacidad, y pueden expresarse convenientemente en mg/l como CaCO₃.

Las aguas residuales procedentes de un gran número de industrias son alcalinas o ácidas. Entre estas industrias destacan las de productos químicos, las de pulpa y papel, las metalúrgicas, las de galvanoplastia, las textiles, la huleira, las de carbón mineral, las de películas fotográficas, las embotelladoras de refrescos, artículos de cuero_x y ^{las} enlatadoras.

Los desechos ácidos o alcalinos ocasionan daños a los cuerpos de agua receptores, produciendo, según su concentración, reducción o muerte de la vida acuática. Se considera que el rango de pH para que exista actividad vital efectiva en las aguas es 6.5 a 8.5, por tanto, se recomienda que los desechos fuera de estos límites se sujeten a neutralización antes de ser descargados⁽¹⁾, lo cual debe estar de acuerdo obviamente con las características de la corriente receptora y los reglamentos en vigor.

2.- Métodos de neutralización

Al presente existen diversos métodos aceptables desde el punto de vista económico para efectuar la neutralización de las aguas residuales que lo requieran. Los más usuales son:

a) - mezclado de aguas residuales ácidas y alcalinas. Los desechos pueden proceder de la misma o diversas industrias, mezclándose para obtener un pH lo más cercano posible a 7.

Este método requiere de capacidad suficiente de almacenamiento y homogeⁿización para absorber las variaciones en las concentraciones de los desechos.

Si este método es aplicado debe tenerse cuidado en el control de la producción de compuestos tóxicos.

Aguas ácidas:

b) - Paso de las aguas residuales por mantos de piedra caliza.-

En este procedimiento, se usa generalmente flujo ascendente, lo grándose con ello arrastrar a la mayor parte de los productos de la reacción antes de que se precipiten sobre la caliza. La carga recomendada máxima es de 35 l/min-m^2 , para obtener tiempos de contacto suficientes para que se efectúe la reacción. Se recomienda limitar la concentración de ácido en el agua residual al 5% para evitar la obstrucción de la superficie caliza debido a precipitados. Para evitar la formación de capas no reactivas de sulfato de calcio sobre la caliza, la concentración de ácido sulfúrico debe ser menor a 0.6%. Debe considerarse que los metales disueltos tienden a precipitarse como hidróxidos obstruyendo la superficie de la piedra caliza.

c) - Adición de lechada de cal a desechos ácidos.- Este método resulta más efectivo que el anterior en el tratamiento de desechos ácidos. Se usa normalmente en tratamiento continuo, de mo-

do que los productos de la reacción, que quedan en solución son arrastrados con el efluente.

No obstante las dificultades de dosificación de la cal hidratada, su empleo es muy conveniente cuando se trata de volúmenes relativamente pequeños de desechos. Como el contenido magnésico de la cal es más reactivo en aguas fuertemente ácidas, el tipo de cal que se use influirá en el grado de neutralización obtenido. Los resultados son generalmente eficientes cuando el pH del agua por tratar es menor de 4.2.

d) - Adición de NaOH ó Na_2CO_3 .

Estos compuestos son agentes neutralizadores más potentes que la cal o la piedra caliza; sin embargo, su alto costo influye generalmente en forma negativa en la selección de este proceso. Su aplicación tiene como ventaja el que los productos de la reacción son solubles y no incrementan la dureza de las aguas receptoras. Por tanto, este método se usa para tratar pequeños volúmenes de desechos.

Aguas alcalinas:

e) - Adición de CO_2 .

La adición de CO_2 a aguas residuales alcalinas puede ser de diversas formas, a saber:

- difusión de gases provenientes de chimeneas de calderas
- inyección de CO_2 comprimido
- combustión sumergida

En el primer caso se aprovecha el contenido de CO_2 de los exhaustos de las calderas (aproximadamente 14%). Para ello, los gases se filtran para remover azufre y partículas, aplicándose posteriormente al agua mediante difusores. Si las aguas residuales tienen altos contenidos de azufre, puede formarse ácido sulfídrico, que debe controlarse para evitar condiciones desagradables.

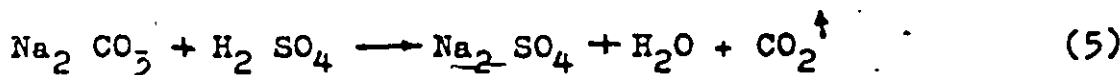
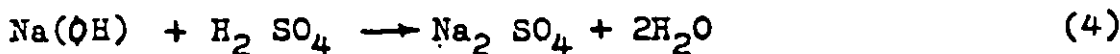
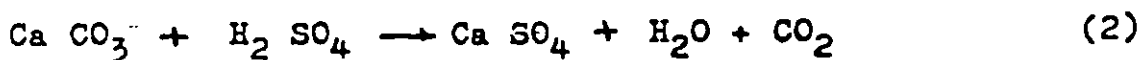
El CO_2 comprimido comercial tiene ventajas sobre el CO_2 procedente de procesos de combustión en calderas, sobre todo en lo que se refiere a su pureza y sencillez para su aplicación. Por otro lado, su costo resulta alto, sobre todo cuando se trata de grandes volúmenes por tratar.

El método de combustión sumergida ha sido usado en forma experimental, siendo necesario realizar investigaciones amplias para determinar si puede o no ser usado como proceso normal de neutralización.

f) - Adición de ácido sulfúrico.-

Este método se usa para neutralizar pequeños volúmenes de aguas

residuales, debido al alto costo de este reactivo. Como desventaja se señala además, la dificultad y peligro en su manejo. Las reacciones típicas de neutralización de la acidez, que se efectúan en los procesos descritos en el capítulo anterior, son las siguientes:



Las reacciones típicas de neutralización de la alcalinidad son:



3.- Diseño de lechos de caliza

Al proceder al diseño de una instalación de neutralización mediante el uso de piedra caliza, se debe determinar experimentalmente la profundidad del lecho, en función de las características del influente y del reactante. Los experimentos

efectúan en columnas de filtración de 4 a 6 in. de diámetro, dispuestas como se muestra en la figura 1.

- a - La caliza triturada (1 a 2 in de diámetro), previamente lavada, se coloca en sendas columnas para tener profundidades de lecho de 1, 2 y 3 ft.
- b - Se alimenta agua residual a las columnas en la forma ascendente o descendente, según se piense hacer en la realidad. El gasto por unidad de sección recta (carga superficial), se varía entre 50 y 1000 gal/hora/ft² (0.030 a 0.60 l/min/m².)
- c - Se mide el pH del efluente de cada columna hasta que este se estabilice.
- d - Después de cada prueba se remueve la caliza de cada columna, y se registra el peso utilizado.

Los resultados del experimento permiten dibujar una gráfica que representa el valor del pH efluente en función de la carga superficial y la profundidad del lecho. Esta gráfica (figura 2), constituye el principal elemento de diseño, el cual puede realizarse como sigue:

- a - Para el pH deseado en el efluente, se determina, usando la gráfica de diseño, las cargas superficiales que corresponden a cada profundidad de lecho.
- b - Se calcula el área necesaria de lecho de neutralización, en función del gasto real, para cada carga superficial determinada en el paso anterior (area igual a gasto entre carga superficial)

- c - Se calcula el volumen requerido de caliza para cada profundidad de lecho.
- d - Se determina el gasto por unidad de volumen de caliza, para cada una de las profundidades consideradas.
- e - La profundidad óptima se determina graficando los gastos por unidad de volumen de caliza, contra las profundidades correspondientes; el máximo gasto unitario corresponde a la profundidad óptima (figura 3)
- f - Se grafica el volumen o peso de caliza requerido por cada 1000 gal. de agua residual contra el pH del efluente, para la profundidad óptima. Esta gráfica (figura 4) puede usarse para determinar las cantidades de calcita requeridas para obtener diversos valores de pH en el efluente, diferentes al originalmente deseado.

Ejemplo:

Los desechos líquidos de cierta industria tienen una concentración 0.10 N de H_2SO_4 . Si el gasto por tratar es de 50 gal/min, y el pH final debe ser de 6.0, determinar a) la profundidad más económica del filtro, b) los volúmenes de caliza que debe de tener el lecho, si el pH final es 6.0.

a - La figura 2 corresponde a las condiciones del problema y a lechos de calcita magnésica calcinada. Entrando en las ordenadas con pH 6, en las abscisas se leen las cargas superficiales correspondientes a 0.5 ft, 1 ft, 3 ft, etc. de

profundidad de lecho. Estos resultados aparecen en la columna 2 de la tabla 1. El área de lecho respectiva, columna 3, se obtiene dividiendo el gasto (~~150~~ 50 gal/min = 3000 gal/hr), entre la carga superficial ($3000/65 = 46$; $3000/\del{65}/250 = 12$, etc).

El volumen de caliza, columna 4, se obtiene multiplicando el área de lecho por la profundidad ($46 \times 0.5 = 23$, $12 \times 1 = 12$, etc).

El gasto por volumen unitario, columna 5, es el gasto (3000 gal/hr) entre el volumen de caliza ($3000/23 = 130$, etc).

Graficando las profundidades contra los gastos por volumen unitario, se obtiene la curva de la figura 3, donde se observa que la profundidad óptima es 3 ft.

b - Considerando un lecho de 3 ft de profundidad, en la figura 2 se leen los valores carga superficial correspondientes a pH 5, 6, 7, etc. Tales valores aparecen en la columna 2 de la tabla 2.

Las cargas superficiales divididas por la profundidad del lecho (3 ft), resultan en los gastos por volumen unitario de ca-

liza, columna 3, (3000/3 = 1000, etc).

Los volúmenes de lecho de caliza, por cada 1000 galones por hora de desechos tratados, columna 4, se obtiene multiplicando los inversos de la columna 3, por 1000.

c) Como la concentración ácida de los desechos es 0.1 N y el gasto es 3000 gal/hr., el peso de ácido neutralizado será:

$$3000 \frac{\text{gal}}{\text{hr}} \times 0.1 \text{ N} \times \frac{49 \text{ g}}{\text{N l}} \times \frac{1 \text{ lb}}{453 \text{ g}} \times 3.785 \frac{\text{l}}{\text{gal}} \times \frac{24 \text{ hr}}{\text{día}}$$
$$= 2950 \frac{\text{lb}}{\text{día}}$$

Si se supone que la caliza usada tiene una reactividad del 60% el consumo de caliza será

$$2950 \times \frac{49}{50} \times \frac{1}{0.60} = 5000 \frac{\text{lb}}{\text{día}}$$

4 - Diseño de sistemas de neutralización a base de lechada de cal.

Para determinar las propiedades neutralizantes de la cal que se vaya a usar en un proceso, se realizan pruebas de laboratorio que consisten en:

TABLA 1

Cálculo del gasto por volumen unitario de reactante en lechos de caliza

Profundidad ft	carga superficial gal/hr-ft ²	área, ft ²	Volumen de caliza ft ³	Gasto por volumen unitario gal/hr-ft ³
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
0.5	65	46	23	130
1	250	12	12	250
2	1040	2.9	5.8	520
3	1800	1.67	5.0	600
4	2100	1.42	5.7	525

TABLA 2

Cálculo del volumen necesario de caliza por 1000 galones de agua residual tratada

pH	carga superficial gal/hr-ft ²	gasto por volumen unitario gal/hr-ft ³	Volumen de caliza por 1000 gal de desechos ft ³
(1)	(2)	(3)	(4)
5	3000	1000	1.00
6	1850	617	1.63
7	1500	500	2.00
8	1220	407	2.46
9	860	287	3.50

- a - Tomar una muestra de la cal que se vaya a usar en el proceso, y preparar una suspensión con concentración tal que permita ser manejada convenientemente por el equipo de - que pueda disponerse en la instalación real.
- b - Agregar pequeños incrementos medidos de suspensión a 500 ml de muestra de agua residual, agitar, y medir el pH - después de cada dosificación, hasta que el pH se establezca. Registrar el pH de estabilización, y proseguir agregando suspensión de cal hasta que se alcance pH 10

Con los resultados del experimento se puede dibujar una curva similar a la que aparece en la figura 5, graficando los miligramos de cal por litro de muestra, gastados para obtener un cierto pH, contra los valores de pH respectivos.

Para determinar el tiempo en que se completa la reacción:

- a - Se usa la gráfica obtenida anteriormente, para determinar la cantidad de cal que debe agregarse a una - muestra de 500 ml para obtener el pH deseado.
- b - La cantidad de cal así determinada se agrega a la - muestra, se agita continuamente, y se mide el tiempo en que se estabiliza el pH. Este dato representa el - tiempo de mezclado necesario.

La potencia requerida en el mezclador se calcula con la siguiente fórmula:

$$P = \frac{k}{g} p n^3 D^5 \quad (9)$$

donde:

- P - potencia, ft-lb/sec.
- k - coeficiente de mezclado
- p - peso unitario de la mezcla
- n - velocidad angular, r.p.s.
- D - diámetro del impelente, ft.

Ejemplo:

El gasto de desechos líquidos de una cierta instalación industrial es de 6 l/sec. Mediante pruebas de laboratorio - se encontraron los resultados mostrados en la figura 6. Se desea neutralizar los desechos hasta alcanzar pH 7; determinar: a) la cantidad de cal consumida, b) el volumen - del tanque de reacción, si el tiempo de contacto es de 5 min, y c) la potencia necesaria en el impelente del mezclador.

(K = 0.4; D = 2.5 ft; $\rho = 69.5 \frac{\text{lb}}{\text{ft}^3}$; n = 4 rps.

a) En la figura 6 se lee que para pH 7 se requieren 2250 mg de cal para tratar un ^{litro} l de agua residual; por tanto, para tratar 6 l/seg. se requerirán:

$$6 \frac{\text{l}}{\text{sec}} \times 2250 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times \frac{\text{Kg}}{10^6 \text{ mg}} \times \frac{86\,400 \text{ sec}}{\text{día}} = 1166 \frac{\text{Kg}}{\text{día}}$$

b) El volumen del tanque de mezclado se obtiene multiplicando el gasto por el tiempo de mezclado:

$$6 \frac{\text{lt}}{\text{sec}} \times 5 \text{ min} \times \frac{60 \text{ sec}}{\text{min}} = 1800 \text{ lt.}$$

c) La potencia en el impelente del mezclador se obtiene - aplicando la fórmula 9.

$$P = \frac{0.4}{32.2} (69.5)(4)^3 (2.5)^{\frac{5}{2}} \frac{\text{sec}^2}{\text{ft}} \frac{\text{lb}}{\text{ft}^3} \frac{1}{\text{sec}^3} \frac{\text{ft}^5}{550 \text{ ft-lb}} \frac{\text{sec}}{\text{HP}}$$

$$P = 9.75 \text{ H. P.}$$

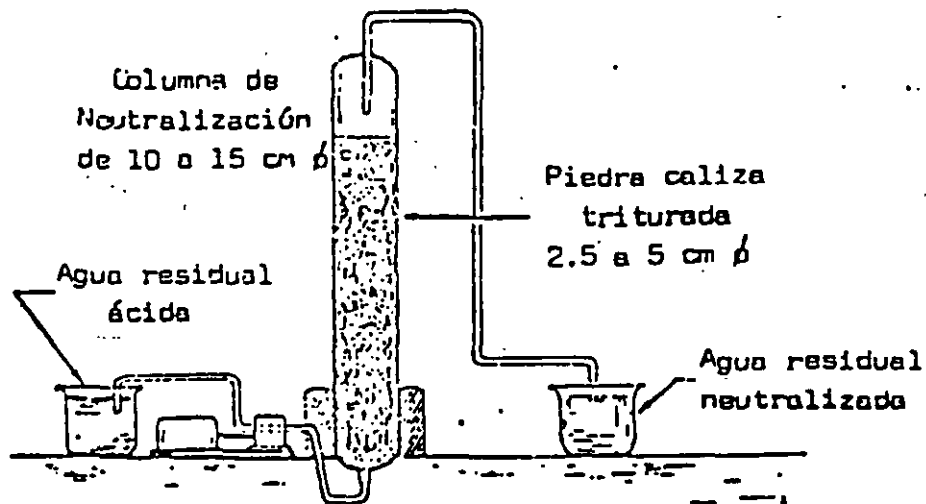


FIG. 1. Columnas de neutralización con piedra caliza.

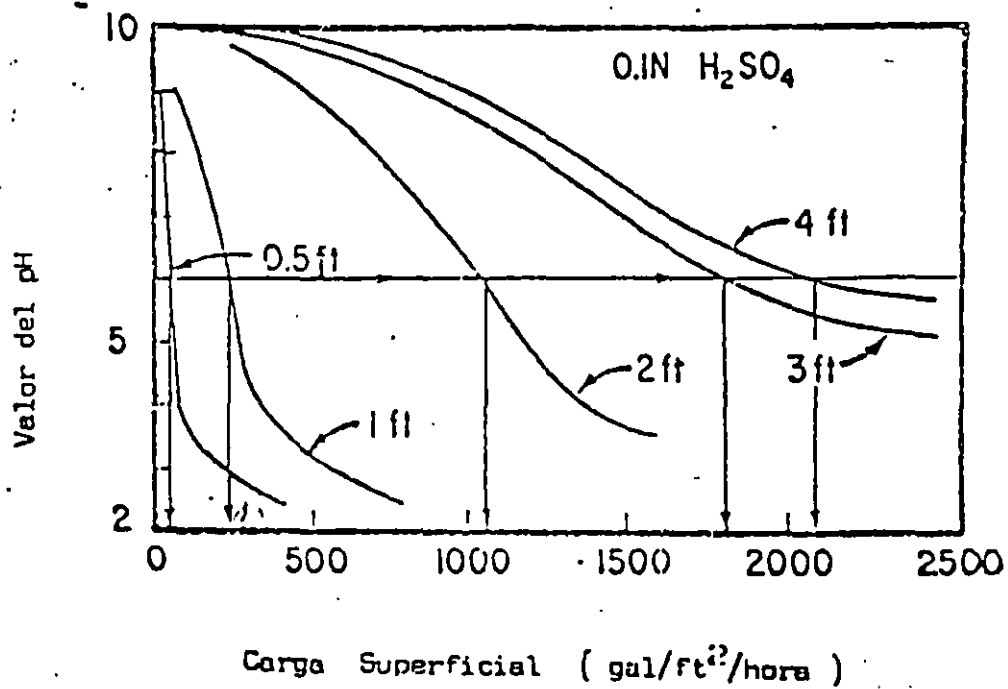


FIG. 2. Relación entre el pH y la carga superficial aplicada.

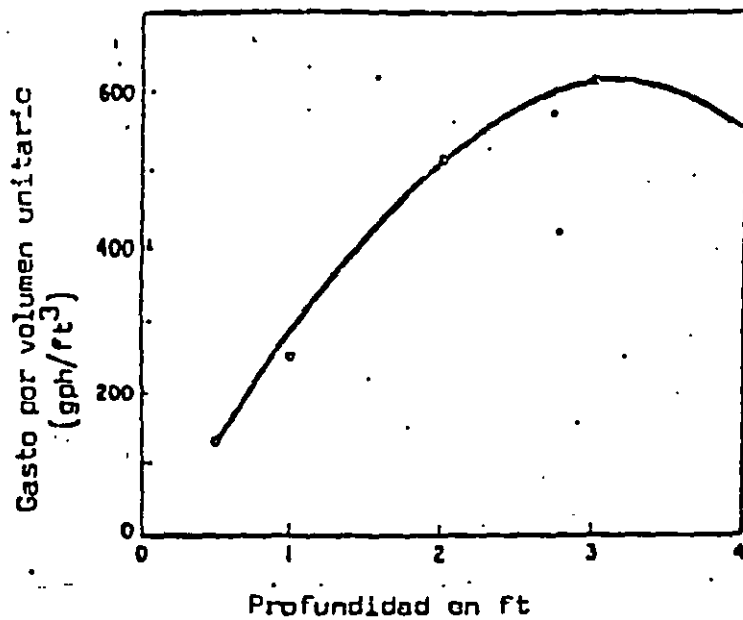


FIG. 3. Determinación de la profundidad óptima del lecho de caliza.

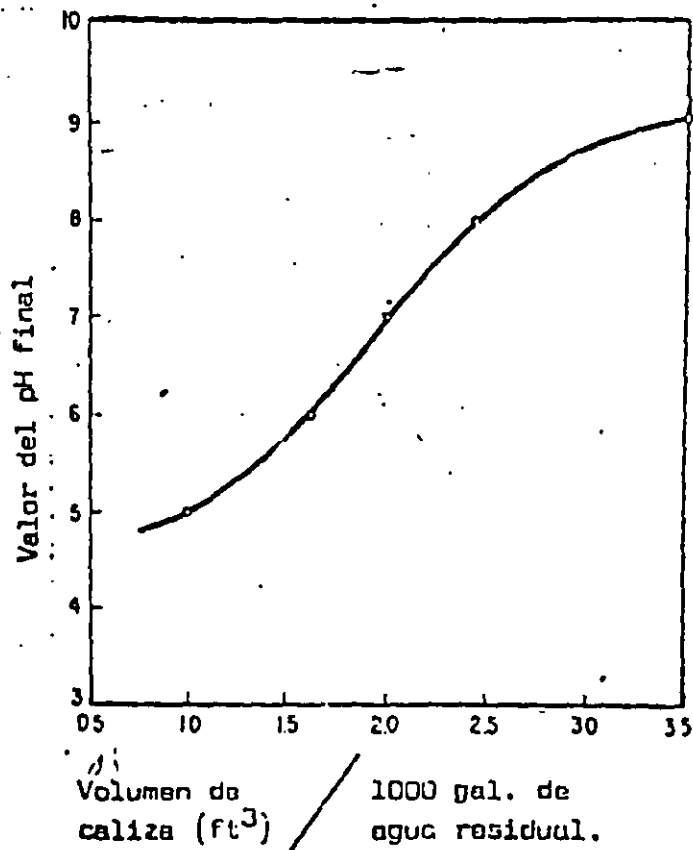
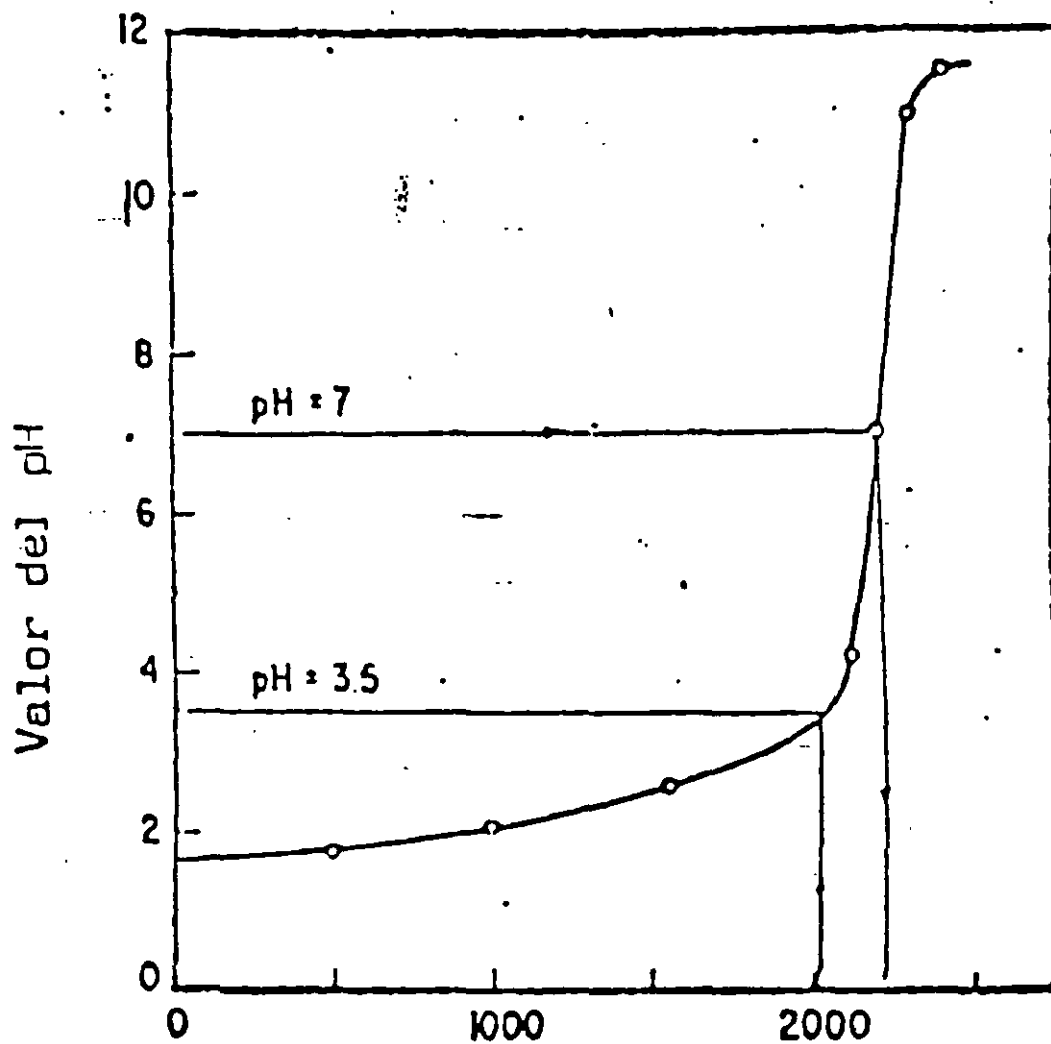


FIG. 4. Cantidad necesaria de caliza por volumen unitario de agua residual en función del pH final para una profundidad de lecho de 3 ft



mg de cal/litro de agua residual

FIG. 5. Curva de neutralización.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

LAGUNAS MECÁNICAMENTE AIREADAS

M. en C. EDMUNDO IZURIETA RUIZ

LAGUNAS MECANICAMENTE AIREADAS (+)

1. Son procesos aerobios, mecánicamente aireados, para el tratamiento de las aguas residuales.
2. La transferencia de oxígeno se efectúa mediante el empleo de aeradores superficiales, por eso se las denomina lagunas mecánicamente aireadas.
3. Debido a factores de turbiedad, turbulencia y otros el crecimiento de algas es prácticamente nulo.
4. Son estanques relativamente profundos, de 2.4 a 5.4 m. (8 a 18 pies).
5. Hay dos tipos de lagunas: las "aerobias" (todos los sólidos se mantienen en suspensión) y las "facultativas" (parte de los sólidos se sedimentan o depositan en el fondo).
6. Los sólidos en suspensión en este tipo de lagunas es variable pudiendo fluctuar de 1,000 a 5,000 mg/l.
7. La remoción de la DBO, al igual que en los lodos activados, es función del tiempo de retención, la concentración de sólidos biológicos, la temperatura y la naturaleza de las agua residuales
8. La transferencia de oxígeno se efectúa mediante aeradores superficiales de baja y alta velocidad y sistemas de difusión del aire. La mezcla del líquido con el gas es un asunto muy importante.
9. El equipo de aeración superficial difieren en su potencia, en las lagunas aireadas acrobias es mayor que en las facultativas.
10. Para mantener los sólidos en suspensión se requiere una potencia de 14 a 20 hp por un millón de galones (2.8 a 3.9 watts / m)
11. Las lagunas aireadas tienen múltiples aplicaciones en el tratamiento de las aguas residuales municipales (domésticas) e industriales (pulpa, papel, enlatados de productos alimenticios y otros).
12. Es muy importante tener en cuenta los nutrientes para el tratamiento de las aguas residuales, mejores porcentajes de remoción y períodos de retención menores se requieren para aguas que contienen adecuadas cantidades de nutrientes.
13. El fundamento biológico de las lagunas mecánicamente aireadas es similar al de los lodos activados

(*) Por el ingeniero Edmundo Izurieta R.

14. Este tipo de laguna tiene la ventaja que no requiere grandes áreas. Los tiempos de retención son menores porque el suministro de oxígeno se hace mecánicamente.

15. Para el tratamiento de aguas residuales municipales es adecuada la existencia de nutrientes (nitrógeno y fósforo), lo que es necesario cuidar en el tratamiento de aguas industriales.

Bases para el diseño de lagunas aireadas

1. Como se mencionó en el numeral 13 las bases biológicas de estas lagunas son similares a la de los lodos activados.

Se utiliza la nomenclatura o simbología establecida:

θ_c = período de retención

$$\theta_c = \frac{(X)_T}{(AX/At)_T} \quad A = \text{delta } (\Delta)$$

$(X)_T$ = biomasa activa total

$(AX/At)_T$ = biomasa removida en el día

$$\theta_c = X V / X Q = V/Q$$

$$\theta_c = t$$

2. Hay que efectuar un balance de la biomasa:

Cambio de la biomasa = biomasa que se genera - biomasa que sale

$$\left(\frac{dX}{dt} \right) V = \left(\frac{dX}{dt} \right)_g V - Q X$$

de esta igualdad se llega a la ecuación:

$$1/\theta_c = Y_T \frac{(dS/dt)_u}{X} - K_d$$

El significado de los terminos de esta expresión:

Y_T = máximo valor de crecimiento de la biomasa (producción).

$(dS/dt)_u$ = tasa total de utilización del subtrato

K_d = coeficiente de decrecimiento bacteriano

3. Hay que efectuar un balance del subtrato

cambio del subtrato = subtrato que entra - subtrato que desaparece

$$(dS/dt) V = Q S_o - (dS/dt)_u + Q S_e$$

Estado el subtrato en equilibrio $(dS/dt)=0$

$$(dS/dt) = \frac{Q (S_o - S_e)}{V}$$

4. Hay una relación entre la tasa de utilización del subtrato a la concentración de microorganismos en el reactor y a la concentración del subtrato que rodea a los microorganismos (Lawrence and McCarty), la que se expresa así:

$$(dS/dt)_u = \frac{k \cdot x \cdot S}{K_s + S}$$

$(dS/dt)_u$ = tasa de utilización total del subtrato

k = tasa específica máxima de utilización del subtrato

S = concentración del subtrato alrededor de la biomasa

K_s = constante de saturación (tiene un valor igual al del subtrato cuando $\frac{(dS/dt)_u}{X} = 1/2k$)

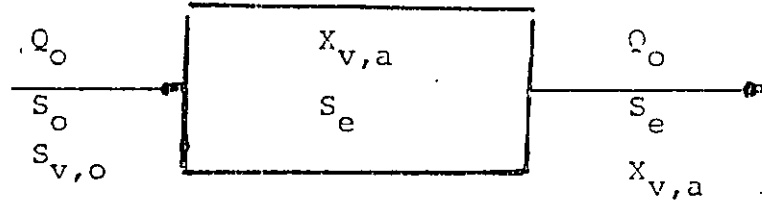
x = concentración de la biomasa activa

Metodología para el diseño de las lagunas aireadas

A continuación tenemos un resumen de las principales ecuaciones ma-

temáticas que se utilizan para el dimensionamiento de las lagunas aireadas.

En el esquema se indica con la letra S el substrato y con X la bio-masa



1. Período de retención (θ_c)

$$\theta_c = \frac{X_{v,a} V}{AX_v} = \frac{\text{MLVSS (lb.) en la laguna}}{\text{producción neta de VSS (lb/día)}}$$

$$= \frac{X_{v,a} V}{Q_o (X_{v,a} - X_{v,o})} = \frac{X_{v,a}}{X_{v,a} - X_{v,o}} \cdot t$$

2. Remoción de la DBO_5

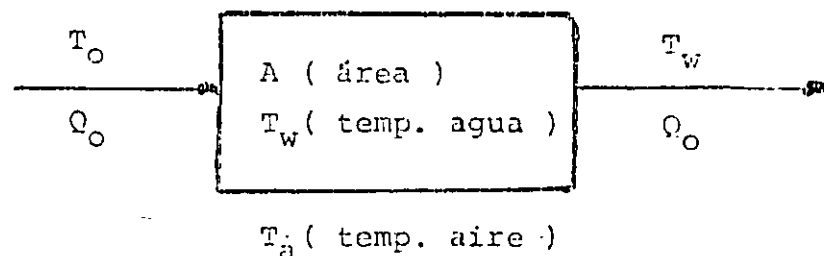
$$\frac{S_o - S_e}{t} = K \cdot S_e$$

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{(1 + K \cdot t)}$$

$$t = V/Q_o$$

3. Temperatura en la laguna

En el esquema se indican las equivalencias de T_o, T_a, T_w, Q_o, A .



$$T_w = \frac{(A.F.T_a + Q_o.T_o)}{(A.F + Q_o)} \quad ; \quad F = 12.10^{-6}$$

4. Efecto de la temperatura en el valor de K

Para calcular el valor de K de acuerdo a la temperatura será necesario aplicar la fórmula:

$$K_{T_w} = K_{20} \cdot \theta^{T_w - 20}$$

Los valores de θ son 1.135 (4 a 20°C) o 1.056 (20 a 30°C).

5. Los requerimientos de oxígeno

Para determinar las características del equipo hay que calcular las libras de oxígeno requeridas por día:

$$\begin{aligned} \text{lb.O}_2/\text{día} &= a (S_o - S_e) \cdot Q_o + b \cdot X_{v,a} \cdot V \\ &= a (S_r \cdot Q_o) + b X_{v,a} \cdot V \end{aligned}$$

6. Balance de la biomasa

Para efectuar el balance de la biomasa hay que calcular:

biomasa producida (MLVSS) menos biomasa oxidada (MLVSS empleada en la respiración endógena).

$$\begin{aligned} \text{lb/día de MLVSS producido} &= Y \cdot (S_o - S_e) \cdot Q_o \\ &= Y \cdot S_r \cdot Q_o \quad (8.34) \end{aligned}$$

$$\text{lb/día de MLVSS oxidado} = K_d \cdot X_{v,a} \cdot V \quad (8.34)$$

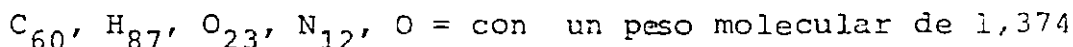
$$\text{lb/día MLVSS} = \text{lb/d biomasa producida} - \text{lb/d biomada oxidada.}$$

Los nutrientes en el tratamiento de las aguas residuales

El tratamiento biológico de las aguas residuales requiere la presencia de sustancias o elementos para la renovación de la materia orgánica, mediante la acción de las bacterias heterotróficas que intervie-

nen en la constitución de la biomasa (fenómeno de síntesis) y la oxidación de la materia orgánica para obtener energía (fenómeno de respiración endógena). Las aguas residuales municipales contienen tales elementos, nitrógeno y fósforo, en cambio, un buen número de aguas residuales industriales carecen de ellos.

McCarty determinó que la molécula de la materia orgánica está constituida por carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y fósforo y puede expresarse así:

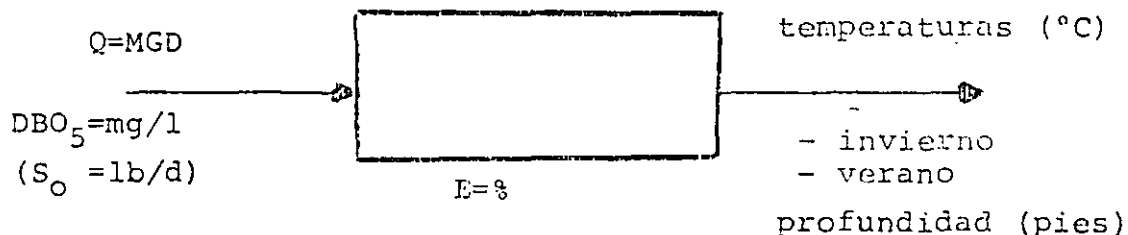


Considerando los valores de las masas moleculares, el nitrógeno (N) tiene un porcentaje de 0.122 (168/1374) y el fósforo (P) uno de 0.023 (31/1374).

Aplicación de la metodología para dimensionar una laguna aireada

Hay dos caminos a seguir, uno, el empleo de una metodología simplificada y, otra, el empleo de una metodología completa.

1. Método simplificado



Los datos relacionados con gasto, demanda bioquímica de oxígeno (libras por día), temperaturas en grados centígrados (invierno y verano), profundidades, eficiencia descada en el tratamiento, están indicados en el esquema.

En relación con el equipo será de aeración superficial garantizado que transferirá 2.5 libras de oxígeno por cada hp-hora.

Las pruebas de tratabilidad dieron como resultado valores de K a $20^{\circ}C = 0.68$, $\theta = 1.047$, alfa ()=0.9 y beta ()= 0.8.

- a. Efectuar la corrección del coeficiente K para invierno y verano, empleando la expresión:

$$K_T = K_{20^{\circ}C} \theta^{T-20}$$

- b. Determinar el período de retención y el volumen.

Emplear la ecuación:

$$S_e/S_o = 1/k + t$$

$$\text{El volumen (V)} = (Q)(t)$$

c. Remoción de la DBO5 (invierno y verano)

Para el cálculo se toma en cuenta la igualdad indicada en el punto (5)-requerimientos de oxígeno; o sea, multiplicando el coeficiente "a" (que se determina en el laboratorio y aproximadamente fluctúa entre 0.5 y 2.0) por la DBO5 (lb/día) por la eficiencia requerida.

Este calculo se realiza tanto para las condiciones de invierno como de verano.

d. Requerimiento de oxígeno

Las especificaciones del equipo de aeración se obtendrán de los requerimientos de oxígeno que son los que se necesitan para estabilizar la DBO5 determinada en el párrafo anterior (-verano)

e. Potencia del aireador

La potencia está relacionada con el requerimiento de oxígeno y usualmente se conoce por R = libras de oxígeno por hp - hora, se utiliza la expresión:

$$R = R_o \frac{(\beta)(C_s - C_t)}{1.02^{T-20}} (\alpha)$$

Los valores de α (alfa) y β (beta) fueron indicados al iniciar el planteamiento del problema.

Conocidas las lb. O₂/hp-hora y los requerimientos de oxígeno fácilmente se determina la potencia total del equipo (pueden emplearse varias unidades).

2. Método completo

Esta metodología es similar, con algunas modificaciones para poder calcular el efluente soluble (DBO5), en base a consideraciones previas como temperatura del agua en invierno y verano, valores reajustados de "K" y "Kd" para invierno y verano y período de retención.

El segundo paso consiste en la determinación de los sólidos suspendidos del licor mezclado (MLVSS) en condiciones de equilibrio, tanto para las condiciones de invierno como del verano.

El tercer paso incluye el cálculo de la DBO5 total del efluente. Pa-

ra eso se requiere haber determinado previamente la edad de los lodos (θ_c) y el porcentaje de VSS en el efluente. En las páginas anteriores se indicaron los procedimientos matemáticos para la obtención de las fórmulas.

De todas maneras, a continuación, presentamos un resumen de la metodología a seguir.

- a. Temperatura del agua de la laguna, en invierno y en verano.
- b. Corrección de los coeficientes "K" y "Kd" por efecto de la temperatura, para invierno y verano.
- c. Determinación del período de retención.
- d. Cálculo de la DBO soluble en el efluente.
- e. Concentración de la biomasa (MLVSS) en la laguna, en condiciones de equilibrio.
- f. Edad de los lodos.
- g. Porcentaje de VSS en el efluente.
- h. Concentración de la DBO total en el efluente (suma de los valores obtenidos en "d" y "g").
- i. Valor de la DBO removida (invierno y verano).
- j. Requerimientos de oxígeno (para la determinación de las características del equipo).
- k. Tasa verdadera de transferencia del oxígeno (para la selección del equipo, basado en lb.de O₂/hp-hora).

Ejercicio

Con el objeto de obtener una visión práctica de la metodología para el caso del " método completo " se plantea desarrollar un ejemplo de evaluar el funcionamiento de una laguna mecánicamente ai reada que recibe aguas residuales con un gasto de 0.6 MGD (26 l/s) y una DBO de 220 mg/l. Las aguas residuales tiene una temperatura de 100 °F (38 °C), la temperatura del aire es de 41 °F en invierno y de 50 °F en verano (5°C y 27°C).

En lo que se refiere a las características físicas de la laguna, la superficie es de 2 acres (8,094 m²) y una profundidad de 8 pies (2.44 m.)

En lo que respecta a las constantes de laboratorio, K=0.06 hora

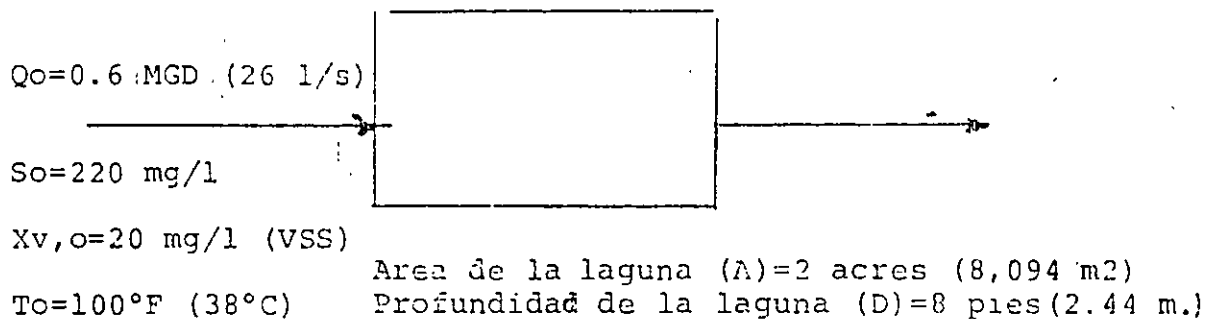
($k=1.44/\text{día}$) y $K_d=0.06/\text{día}$ - 20°C . El valor de "Y"= $0.5 \text{ lb VSS}/\text{lb DBOr}$ (removido).

Para el cálculo de la transferencia del calor, del agua de la laguna al aire, utilizar $F=12.10$ elevado a menos seis.

Para el cálculo de la capacidad del equipo de aeración el valor de $B = 1.1 \text{ lb.02}/\text{lb. DBOr}$.

Calcular los valores indicados en la pag.8 de "a" a la "k".

Temp. aire (T_a)= 41°F (5°C) invierno
= 80°F (27°C) verano



Los valores de las constantes "K", "Kd", "F", "B" fueron dados al comenzar la presentación del ejercicio.

Lagunas en serie

Al efectuar el estudio sobre calidad de efluente deseado (S_c) se puede adoptar la solución de "lagunas en serie", lo que significa que el efluente de la laguna 1 (S_{e1}) se constituya en influente de la laguna 2 (S_{i1}); por esa razón la metodología es sencilla y fácilmente se puede obtenerse el planteamiento aritmético al problema.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

TRATAMIENTOS AVANZADOS EN AGUAS RESIDUALES

DR. GERMAN BUITRÓN MÉNDEZ

TRATAMIENTOS AVANZADOS EN AGUAS RESIDUALES

Dr. Germán Buitrón Méndez
Instituto de Ingeniería, UNAM
Coordinación de Bioprocesos Ambientales
C.U. Apartado Postal 70-472
04510 México, D.F.
FAX 616-2164

Los tratamientos avanzados se definen como el tratamiento adicional necesario para eliminar las sustancias suspendidas y disueltas que permanecen después de un tratamiento secundario clásico. Estas sustancias pueden ser materia orgánica o sólidos suspendidos, o pueden variar de iones relativamente simples, tales que el potasio, el calcio, el sulfato, el nitrato y el fosfato hasta los cada vez más complejos compuestos orgánicos sintéticos.

En años recientes se ha entendido mejor el efecto de estas sustancias sobre el medio ambiente por lo que las exigencias en materia de tratamiento de agua se han hecho más severas en términos de concentraciones límites de estas sustancias en los efluentes.

La tabla 1 presenta la composición típica del agua residual doméstica en donde se pueden apreciar las concentraciones de las sustancias arriba mencionadas. El efecto potencial que estas sustancias residuales podrían tener varía considerablemente.

Así, aunque los sólidos suspendidos y algunos compuestos orgánicos son eliminados en el tratamiento secundario, una eliminación adicional puede requerirse en casos especiales de descargas a corrientes de agua y lagos.

Los compuestos que tienen nitrógeno y fósforo disponible han llamado la atención ya que aceleran la eutroficación de los lagos y promueven el crecimiento de plantas acuáticas. Recientemente, se ha hecho necesaria la eliminación de estos compuestos debido a que el agua residual tratada es utilizada para la recarga de acuíferos. Además, la eliminación del nitrógeno es necesaria para eliminar el amoníaco que puede tener un impacto por su toxicidad sobre algunos cuerpos receptores.

Desde 1980 se ha puesto atención sobre los compuestos tóxicos y los compuestos orgánicos volátiles presentes en las aguas residuales. En particular estos compuestos son de interés cuando se descarga el agua tratada en cuerpos de agua superficiales o es utilizada para

Tabla 1. Composición típica de un agua residual doméstica sin tratar

Contaminantes	Concentración			
	Unidad	Valor pico	Valor medio	Valor extremo
Sólidos totales (ST)	mg/l	350	720	1200
Disueltos totales (SDT)	mg/l	250	500	850
Fijos	mg/l	145	300	525
Volátiles	mg/l	105	200	325
Sólidos suspendidos (SS)	mg/l	100	220	350
Fijos	mg/l	20	55	75
Volátiles	mg/l	80	165	275
Sólidos sedimentables	ml/l	5	10	20
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅ 20 °C)	mg/l	110	220	400
Carbono orgánico total, COT	mg/l	80	160	290
Demanda química de oxígeno, DQO	mg/l	250	500	1000
Nitrógeno (total como N)	mg/l	8	15	35
Orgánico	mg/l	12	25	50
Amoniaco libre	mg/l	0	0	0
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	4	8	15
Fósforo (total como P)	mg/l	1	3	5
Orgánico	mg/l	3	5	10
Inorgánico	mg/l	30	50	100
Cloruros	mg/l	20	30	50
Sulfatos	mg/l	50	100	200
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/l	50	100	150
Grasa	No./100 ml	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹
Coliformes totales	µg/l	<100	100 - 400	>400
Compuestos orgánicos volátiles				

la recarga de acuíferos, sobre todo si ésta va a ser utilizada posteriormente como fuente de agua potable.

Los sistemas de tratamiento avanzado pueden ser clasificados por el tipo de operación o proceso unitario o por la función principal de eliminación. En este capítulo se discutirán los principios y aplicaciones de los siguientes procesos y operaciones unitarias involucradas en el tratamiento avanzado o terciario de las aguas residuales:

- 1.- Filtración
- 2.- Eliminación de compuestos tóxicos - Adsorción
- 3.- Eliminación de sustancias inorgánicas disueltas
- 4.- Nitrificación
- 5.- Desnitrificación
- 6.- Eliminación del fósforo

FILTRACIÓN

Principio

La filtración es una operación unitaria de separación sólido-líquido en la cual el líquido pasa a través de un medio poroso para eliminar la mayor cantidad posible de sólidos suspendidos. En el campo de tratamiento de aguas residuales es utilizada para filtrar:

- 1) Efluentes secundarios no tratados
- 2) Efluentes secundarios tratados químicamente
- 3) Aguas residuales brutas tratadas químicamente

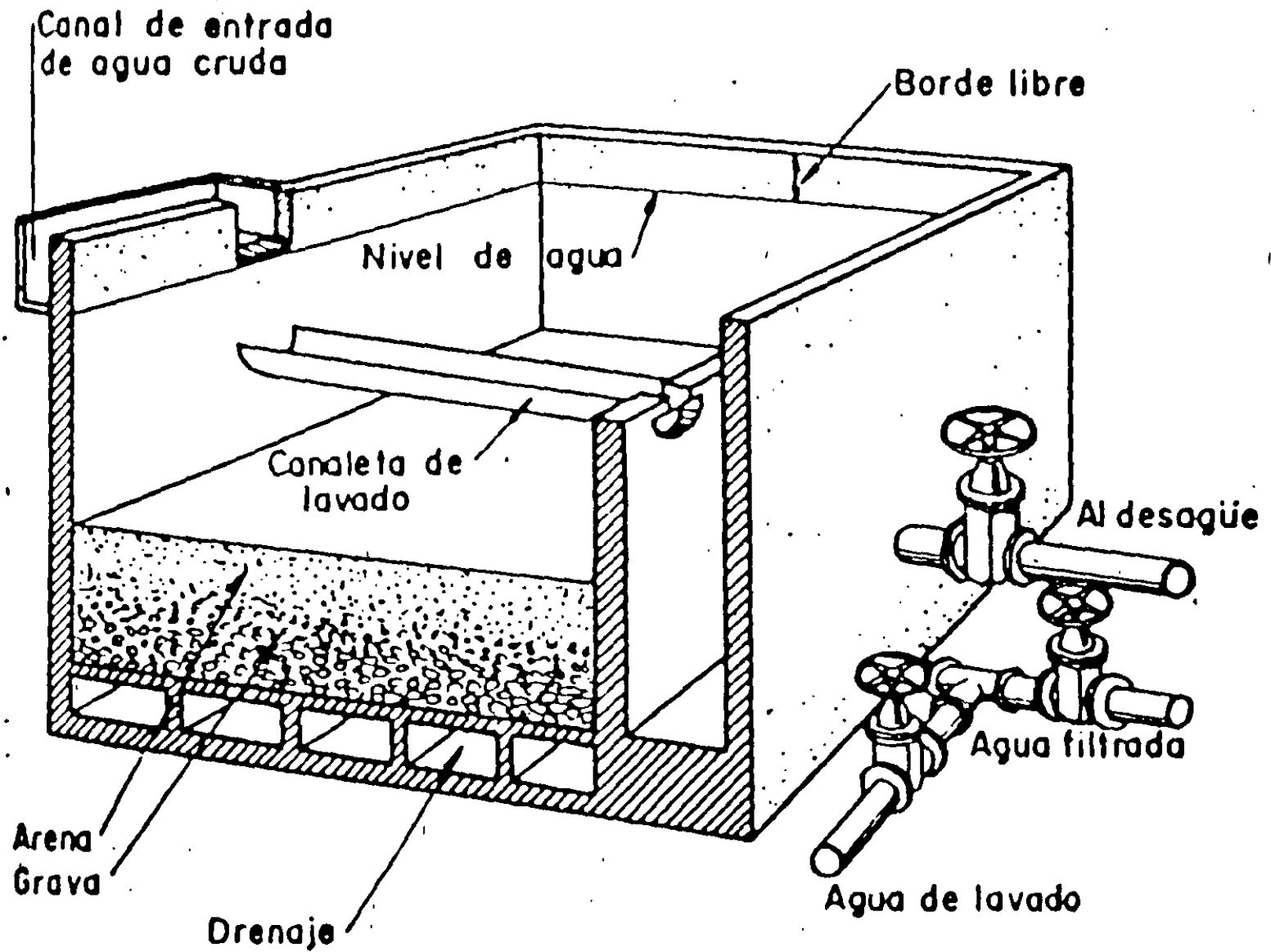


Figura 1. Partes de un filtro

El objetivo de la filtración es producir un efluente de alta calidad con la menor cantidad posible de partículas en suspensión (concentraciones menores a 10 mgSS/l). La operación completa de filtración consta de dos fases: filtración y retrolavado de los filtros.

Los filtros se clasifican de acuerdo con:

1.- El medio filtrante:

- a) Filtros con medio simple. Estos contiene un sólo tipo de medio que generalmente es arena
- b) Filtros con medio dual. Generalmente antracita y arena
- c) Filtros multimedia. Por lo común utilizan tres tipos de medio: antracita, arena y granate.

2.- La velocidad de filtración

- a) Filtros lentos. Tasas de filtración entre 0.15 y 0.30 m³/m²-h
- b) Filtros rápidos. Tasas de filtración entre 2 y 15 m³/m²-h

3.- La fuerza de filtración

- a) Por gravedad
- b) A presión

4.- La dirección de flujo

- a) Filtración ascendente
- b) Filtración descendente

5.- El control del flujo

- a) Filtración a tasa constante
- b) Filtración a tasa variable (tasa declinante)

Los mecanismos de eliminación de las partículas en la filtración son los siguientes:

- 1.- Tamizado. Las partículas más grandes que el tamaño del poro son retenidas mecánicamente.
- 2.- Sedimentación. Las partículas decantan en el medio filtrante.
- 3.- Impacto. las partículas más pesadas no siguen la línea de flujo.
- 4.- Intercepción. Muchas partículas contenidas en la corriente son retenidas cuando éstas se ponen en contacto con la superficie del medio de filtración.
- 5.- Adhesión. Las partículas floculantes se pegan a la superficie del filtro.
- 6.- Adsorción química y física

7.- Floculación y crecimiento biológico.

Aplicaciones

Los filtros de medio simple son poco usados en tratamientos avanzados. Generalmente se prefieren los filtros duales o multimedias debido a que se obtienen tasas de filtración más elevadas ya que estos filtros tienen un mayor porcentaje de volumen de poros (porosidad) lo que implica una mayor retención de sólidos.

En general los filtros para el tratamiento de aguas residuales reciben partículas más grandes, pesadas y de tallas más variables que los filtros utilizados en potabilización. Por ello es recomendado llevar a cabo estudios piloto para determinar las mejores condiciones de operación de los mismos.

La filtración de aguas residuales es utilizada para eliminar los flóculos de los efluentes secundarios antes de descargar las aguas. También se utiliza para eliminar los precipitados residuales de la precipitación con cal o sales de fosfatos. Es una operación de pretratamiento antes de que el agua residual tratada sea introducida a los filtros de carbón activado.

En el caso de la reutilización del agua se requiere filtrar los efluentes antes de ser utilizados para los cultivos, el riego de áreas verdes y recreativas.

Las variables que controlan el proceso tienen que ver con las características del influente como son la concentración en sólidos suspendidos y la turbiedad, el tamaño de partícula y la fuerza del flóculo.

ELIMINACIÓN DE COMPUESTOS TÓXICOS - ADSORCIÓN

Los compuestos refractarios son compuestos resistentes a la degradación biológica en los procesos convencionales de tratamiento de aguas y en el medio ambiente. Los procesos utilizados para eliminar este tipo de compuestos son

Proceso	Aplicación
Adsorción con carbón activado	Eliminación de compuestos orgánicos sintéticos y naturales incluyendo los compuestos orgánicos volátiles, pesticidas PCB's y metales pesados
Lodos activados adicionados con carbón activado	Metales pesados, amoníaco, compuestos refractarios
Coagulación química Oxidación química	Metales pesados y PCB's Amoníaco,, compuestos tóxicos, halogenados alifáticos y aromáticos.
Procesos biológicos convencionales	Fenoles, PCB'S, hidrocarburos halogenados

El cloro es generalmente utilizado en el proceso de oxidación química. La principal desventaja es que el cloro forma trihalometanos. Otros oxidantes son el ozono y el dióxido de cloro. La ventaja del ozono es que con este compuesto se elimina además el color.

ADSORCIÓN

La adsorción es la colección y concentración selectiva sobre la superficie sólida de moléculas de tipos particulares contenidas en un líquido o en un gas. A través de esta operación unitaria los gases o líquidos de sistemas mezclados, aún a muy bajas concentraciones, pueden ser selectivamente capturados y eliminados de las corrientes gaseosas o líquidas usando una gran variedad de materiales específicos conocidos como adsorbentes. El material que es adsorbido sobre el adsorbente es llamado adsorbato. Existen dos mecanismos involucrados en la adsorción: la adsorción física y la adsorción química.

Tipos de adsorción.

Cuando las moléculas gaseosas o líquidas alcanzan la superficie de un adsorbente y permanecen sin ninguna reacción química, el fenómeno es llamado adsorción física. El mecanismo por el cual se explica la adsorción física puede ser las fuerzas electrostáticas intermoleculares o de van der Waals, o puede depender en la configuración física del adsorbente como en el caso de la estructura de los poros del carbón activado. Los adsorbentes físicos típicamente cuentan con grandes áreas superficiales.

Actualmente el carbón activado es el adsorbente más ampliamente utilizado. Otros adsorbentes menos importantes son la alúmina activada, la sílica gel y las mallas moleculares. El carbón activado es catalogado como un adsorbente físico no polar. Se produce a partir de una gran cantidad de materiales carbónicos como son la madera, el aserrín, los huesos de frutas, las cáscaras de coco, el carbón mineral o hulla, el lignito y los residuos del petróleo. El carbón activado posee una área superficial interna muy grande con una intrincada red de poros. Se han estimado áreas superficiales totales entre 450 y 1800 m²/gramo, pero solamente una parte de esta superficie esta disponible para la adsorción. El carbón activado se presenta generalmente en tres tipos: granular o en gránulos naturales, en pellets y en polvo. Los carbones para la fase líquida pueden presentarse en polvo o bajo la forma granular, el primer tipo es mezclado y luego filtrado del líquido mientras que, el carbón granular es empacado en forma de lecho.

Técnicas por contacto en columna y equipo utilizado

Cuando se utiliza en el proceso de adsorción un adsorbente granular, el proceso se puede llevar a cabo en batch, en columna o por lechos fluidificados. Los sistemas de contacto más utilizados son los lechos fijos o los lechos móviles a contracorriente debido a los bajos costos de operación y a la alta utilización de la capacidad de adsorción del adsorbente. Los lechos fijos pueden emplear flujos ascendentes o descendentes del fluido; sin embargo los flujos descendentes son mas populares ya que el lecho del adsorbente también puede servir como filtro para los sólidos suspendidos. Los lechos móviles a contracorriente emplean un flujo ascendente del líquido y flujo descendente del adsorbente ya que este se puede mover por la fuerza de la gravedad. Ambas configuraciones pueden operarse por gravedad o bajo presión del líquido.

ADSORBER CONFIGURATIONS

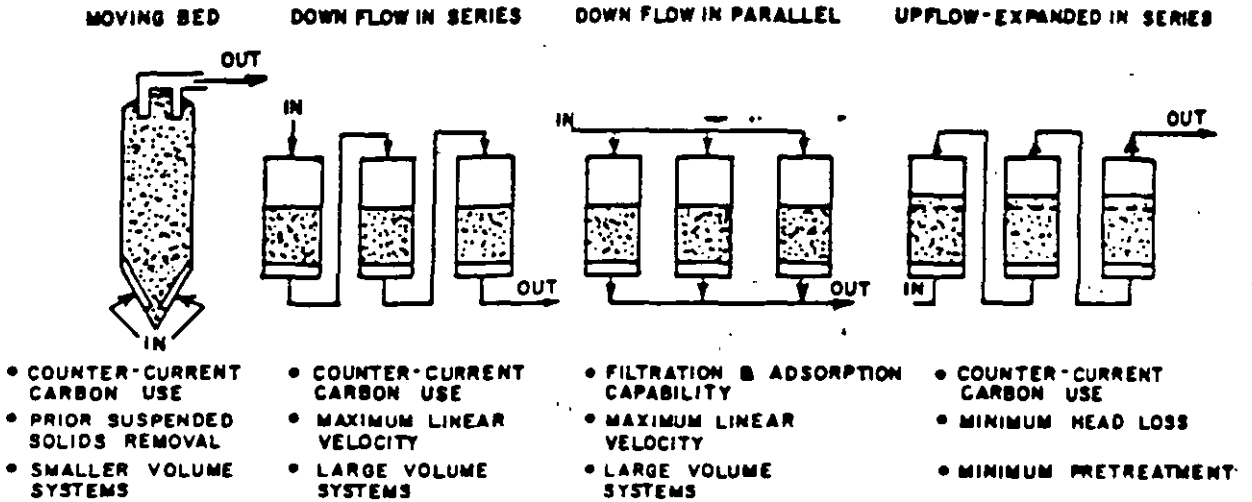


Figura 2. Sistemas típicos de adsorción

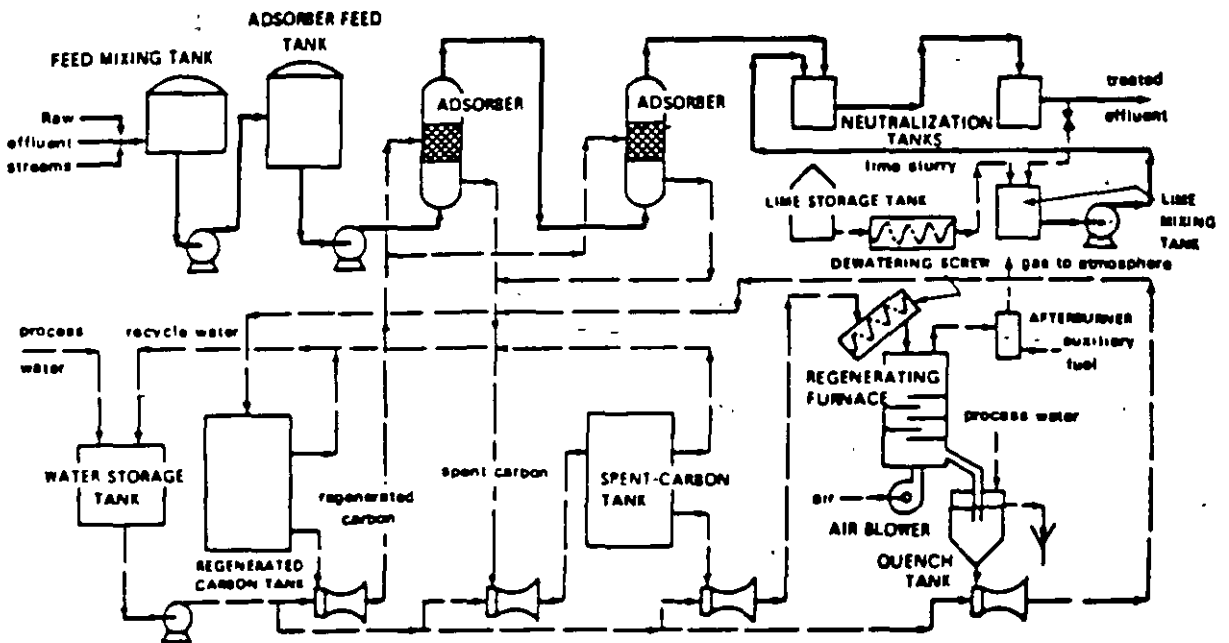


Figura 3. Esquema de una planta de adsorción/filtración sobre carbón activado para la eliminación de pesticidas

Técnicas de tratamiento con carbón activado

El carbón activado se usa comúnmente para eliminar compuestos orgánicos que causan olores, sabores y otros efectos nocivos. El carbón puede utilizarse ya sea en polvo o en gránulos. El carbón granular se coloca en forma de lecho en columnas y el agua a tratar pasa sobre éste. Los sabores, colores y olores debidos a compuestos tales que los fenoles, pesticidas, colorantes orgánicos, surfactantes, etc., son eliminados de las aguas residuales industriales o municipales. El proceso de eliminación continua hasta que el carbón alcanza su saturación, después de lo cual éste es regenerado.

Tratamientos biológicos adicionados con carbón activado

La utilización de carbón activado en polvo adicionado a los procesos biológicos se desarrolló con éxito en los años 70s. Este sistema es utilizado para tratar efluentes industriales contaminados con compuestos tóxicos. En este proceso se tienen las ventajas de la adsorción y de la biodegradación, por medio de organismos aclimatados, para la eliminación de los compuestos orgánicos. A esta combinación frecuentemente se le denomina como proceso PACT (desarrollado por Du Pont). Se observó que existe una neta mejoría de las capacidades de depuración del proceso por la adición de este compuesto al tanque de aeración del proceso por lodos activados. Se explicó la mejoría en los rendimientos del proceso no solamente por el efecto de la adsorción de los compuestos orgánicos sobre el carbón activado, sino también por el fenómeno llamado biorregeneración.

La biorregeneración es el proceso a partir del cual los compuestos orgánicos adsorbidos desorben, volviéndose disponibles para la biodegradación y dejando la superficie del carbón activado nuevamente disponible para una nueva adsorción. Algunos autores han sugerido que las tasas de desnitrificación también se mejoran con la adición del carbón activado. Esto es explicado por la adsorción de las sustancias inhibitoras sobre el carbón activado.

Este tipo de sistemas pueden eliminar las sustancias tóxicas o inhibitorias presentes en las aguas residuales como resultado del potencial de biooxidación del sistema. Así, los compuestos orgánicos son retenidos en el sistema por un periodo que se aproxima al tiempo de retención celular, en lugar del periodo dado por el tiempo de retención hidráulico, como ocurre en un proceso biológico tradicional.

Los residuos sólidos producidos en el sistema pueden ser depositados en un relleno sanitario adecuado para el caso o bien, ser llevados al procesos de oxidación/incineración tales que la oxidación por vía húmeda o la combustión térmica para su destrucción.

No obstante, este proceso tiene desventajas que son inherentes al manejo del carbón en polvo, al el sistema de filtración requerido y a la eficiencias bajas de adsorción. Por ello actualmente el interés está enfocado a los procesos adicionados con carbón activado granular.

La ventaja con la adición del carbón activado granular es que se pueden manejar los nuevos procesos biológicos como son los lechos empacados con o sin biomasa fija o los sistemas mixtos como los lechos turbulentos. Recientemente, la aplicación del carbón activado granular ha sido estudiada en el caso de las aguas industriales problemáticas conteniendo compuestos tóxicos (Jaar y Wilderer, 1992; Fox y Suidan, 1993). Buitrón (1993) adicionó a un proceso biológico tipo SBR (reactores discontinuos secuenciales) carbón activado granular para disminuir la toxicidad de un efluente industrial contaminado con nitrofenoles. El piloto produjo altas eficiencias de eliminación (95% como carbono orgánico) y las cargas orgánicas eliminadas por los microorganismos aclimatados fueron de 2.3 kg de DQO/m³-d, valor entre ocho y diez veces superior al comúnmente reportado en la literatura para este tipo de efluentes.

ELIMINACIÓN DE SUSTANCIAS INORGÁNICAS DISUELTAS.

Precipitación química

La eliminación del fósforo del agua residual se puede llevar acabo por la adición de coagulantes para su precipitación (alúmina, cal, sales de hierro, polímeros orgánicos). Adicionalmente a la eliminación del fósforo estos compuestos químicos puede eliminar otros iones, principalmente, los metales pesados.

Cuando se utiliza la precipitación química, la digestión anaerobia de los lodos no es posible debido a la toxicidad del precipitado el cual puede contener metales pesados. La desventaja de la precipitación química es la producción de una cantidad considerable de lodos difícilmente tratables debido a su toxicidad.

Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso unitario mediante el cual los iones de una especie dada son desplazados de un material de intercambio insoluble por iones de diferentes especies en solución. El uso más generalizado de este proceso es en el ablandamiento del agua potable en donde el ión sodio de una resina catiónica es reemplazado por los iones calcio y magnesio del agua a tratar. Para la eliminación de los sólidos totales se deben utilizar resinas de intercambio iónico catiónico y aniónico.

Primero se pasa el agua residual a través de un intercambiador de cationes donde los iones cargados positivamente son reemplazados por iones hidrógeno. El efluente del intercambiador catiónico es pasado a una resina aniónica donde los aniones son reemplazados por iones hidroxilo. Así, los sólidos disueltos son reemplazados por iones hidrógeno e hidroxilo, los cuales reaccionan para formar moléculas de agua.

Los intercambiadores de iones son generalmente columnas empacadas de flujo descendente. Cuando se satura la capacidad de las resinas, la columna es retrolavada para eliminar los sólidos retenidos y después es regenerada. La columna de intercambio catiónico se regenera con un ácido fuerte como el ácido sulfúrico. El hidróxido de sodio es utilizado para regenerar la columna aniónica.

La desmineralización puede llevarse a cabo en columnas separadas en serie o ambas resinas se pueden mezclar. La tasa de flujo típica utilizada es del orden de 12 a 24 m³/m²-h y con profundidades de lecho entre 0.75 a 2.0 m.

No todos los iones disueltos se remueven de igual manera, cada resina está caracterizada por una actividad determinada y algunos iones son eliminados sólo parcialmente. Algunos compuestos orgánicos encontrados en las aguas residuales pueden ligarse disminuyendo la eficiencia de las resinas.

Ultrafiltración

La ultrafiltración (UF) es una operación a presión que utiliza membranas porosas para la eliminación de material coloidal y disuelto. Estos sistemas se diferencian de la ósmosis inversa ya que en este caso se aplican presiones relativamente bajas (150 lb/in² ó 1034 kN/m²). La

ultrafiltración se utiliza para eliminar material coloidal y moléculas grandes con pesos moleculares superiores a 5000. Se aplica para la eliminación de aceite de corrientes acuosas, de turbiedad y color coloidales. También se ha sugerido utilizar UF para la eliminación de fósforo

Ósmosis inversa

La ósmosis inversa es un proceso en el cual el agua es separada de las sales disueltas en la solución por filtrado a través de una membrana semipermeable bajo presiones mayores que la presión osmótica causada por las sales disueltas en el agua residual. Las presiones de operación varían entre la presión atmosférica y 1000 lb/in^2 (6900 KN/m^2).

La ósmosis inversa tiene la ventaja de eliminar los compuestos orgánicos que son difícilmente eliminados por las técnicas de desmineralización. La principal desventaja es su alto costo y la limitada experiencia de su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. El acetato de celulosa y el nylon han sido utilizados como material de construcción de las membranas de ósmosis inversa.

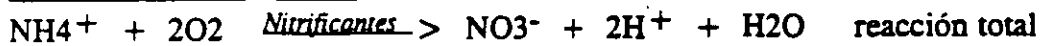
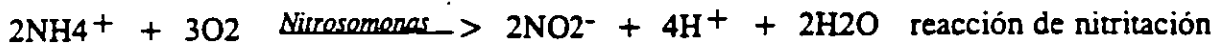
NITRIFICACIÓN

Las principales especies químicas que contienen nitrógeno y que son importantes en el tratamiento de aguas residuales son el amoníaco, los compuestos orgánicos nitrogenados, los nitratos y los nitritos. El amoníaco existe en solución acuosa como amoníaco o como ión amonio. El nitrógeno total Kjeldahl, NTK, es el análisis empleado para determinar la concentración del nitrógeno orgánico y del amoníaco presentes en el agua residual. Para aguas municipales, las concentraciones típicas de NTK varían entre 15 y 50 mg/l.

Los inconvenientes por la descarga de efluentes conteniendo nitrógeno amoniacal son:

- 1) El amoníaco consume oxígeno de los cuerpos de agua receptores
- 2) El amoníaco reacciona con el cloro para formar cloraminas, las cuales son menos efectivas que el cloro como desinfectante
- 3) El amoníaco es tóxico para la vida acuática.

La nitrificación es el proceso mediante el cual a través de bacterias autótrofas, el nitrógeno amoniacal es oxidado a iones nitrato. Estas bacterias llamadas nitrificantes consisten en dos géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. La oxidación del amoníaco se lleva a cabo en dos pasos:



En la reacción total se puede observar que existe un desprendimiento de iones H^+ , por lo que si la alcalinidad del sistema es insuficiente, el pH del medio va a decrecer. Es importante señalar que las bacterias nitrificantes son bastante sensibles a los cambios de pH. Cuando la alcalinidad es insuficiente, el sistema está limitado por carbono para las nitrificantes, por ello se debe agregar carbono en forma de carbonatos o bicarbonatos.

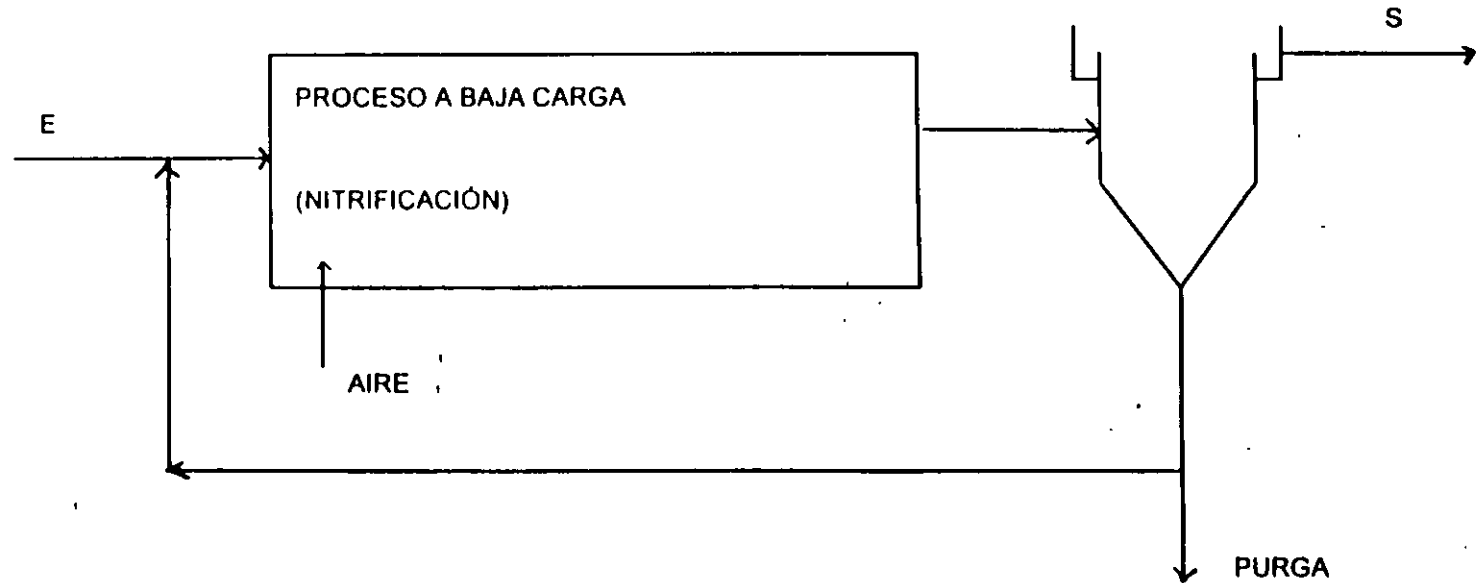
Los parámetros que afectan la nitrificación son:

- Oxígeno disuelto. Dado que la cinética depende de la concentración del O_2 , es importante que ésta se encuentre por arriba de 2 mg O_2/l .
- Temperatura. La cinética de oxidación se ve severamente afectada por las variaciones de temperatura. La velocidad de oxidación aumenta si la temperatura aumenta.
- pH. SE ha observado que el pH afecta la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, situándose el óptimo entre 7.5 y 8.5. A bajos pH se produce el ácido nitroso libre y a altos pH se libera el NH_3 . Ambos compuestos son inhibidores.
- Inhibidores: Las bacterias nitrificantes son muy sensibles a numerosos inhibidores orgánicos y minerales.
- Relación DBO/NTK. Se ha comprobado que la fracción de organismos nitrificantes presentes en el licor mezclado está relacionada con el factor DBO/NTK. Para relaciones mayores a 5 la fracción de organismos nitrificantes decrece.

Aplicaciones

Existen dos técnicas de aplicación del proceso de nitrificación: el proceso a cultura fija y el proceso a biomasa suspendida. Suponiendo que el suministro de aire sea suficiente, en general, se puede asegurar la nitrificación a temperaturas moderadas en los sistemas convencionales de lodos activados. Este sería un proceso a bajas cargas orgánicas (0.5 kg DBO/kg SS-día) y con

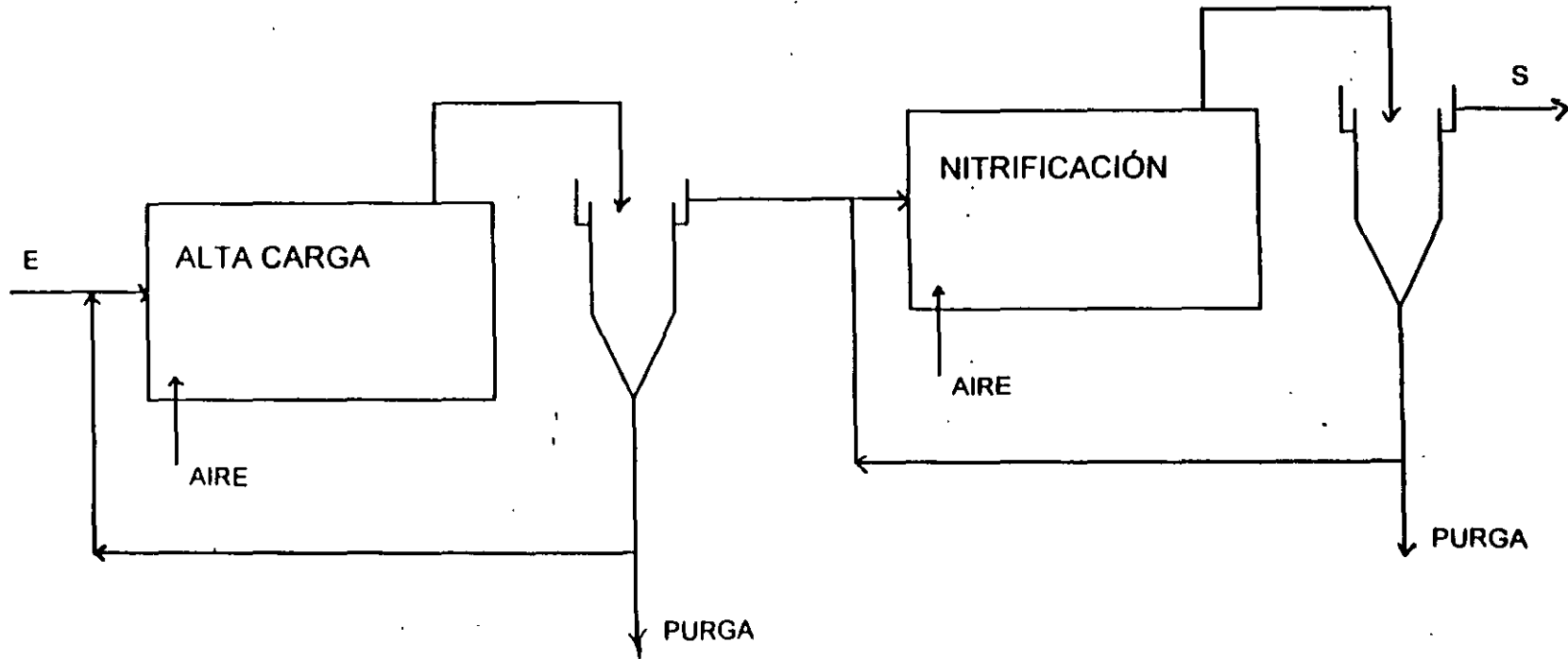
NITRIFICACION EN UN SOLO TANQUE



Baja carga $< 0.5 \text{ kg DBO}_5/\text{kg SSV-día}$
Tiempo de retención celular: 10 días
Tiempo de retención hidráulico: 6 a 8 horas (efluentes urbanos)
 $\text{DBO}_5/\text{NTK} \leq 4$

Figura 4a

SISTEMA DE NITRIFICACIÓN EN DOS TANQUES



Alta carga 1 a 2 kg DBO₅/kg SSV-d
Tiempo de retención celular: 10 días
Tiempo de retención hidráulico: 1 a 1.5 h

Baja carga: 0.2 kg DBO₅/kg SSV-d
Tiempo de retención celular: 5 a 10 días
Tiempo de retención hidráulico: 2.5 a 3 h
DBO₅/NTK > 4

Figura 4b.

tiempos de retención celular mayores a los aplicados convencionalmente, es decir aproximadamente de 10 días.

La selección del proceso combinado de oxidación/nitrificación o un proceso con la etapa de nitrificación separada depende de la evaluación de las ventajas y desventajas de cada uno. La ventaja del proceso combinado es que la producción de lodos es minimizada. En el proceso separada las ventajas son las siguientes:

- 1) Mejor control y optimación de cada proceso
- 2) Se maximiza la eficiencia de eliminación del N
- 3) El proceso es menos dependiente de la temperatura
- 4) Los compuestos orgánicos que pueden ser tóxicos a las bacterias nitrificantes son eliminados en el primer tanque.

Para pequeños flujos el proceso combinado es el preferido. De todas formas a la salida de proceso es deseable contar con un efluente con no más de 15 mg de DBO/l y no más de 5 mg de NTK/l.

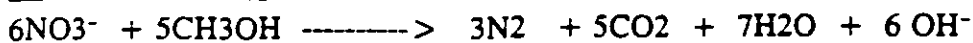
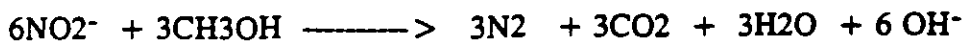
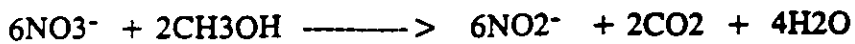
DESNITRIFICACIÓN

Aunque es preferible tener un efluente nitrificado a uno que contiene nitrógeno amoniacal, altas concentraciones de nitratos pueden estimular el crecimiento indeseable de plantas y por lo tanto contribuir al problema de la eutroficación. Un crecimiento abundante de la vegetación acuática reduce la calidad del agua ya que:

- 1) Se incrementa el costo de tratamiento del agua porque los filtros se colmatan más frecuentemente
- 2) Aparecen olores y sabores
- 3) Se forman pigmentos coloreados
- 4) Se forman precursores de trihalometanos
- 5) Con altos contenidos de nitratos en el agua (mayores a 10 mg NO_3^- -N/l) se produce la methemoglobinemia infantil.
- 6) Existen fluctuaciones importantes de oxígeno en el cuerpo receptor.

Se puede emplear un tratamiento biológico para eliminar los nitratos del agua residual. Este proceso es llamado desnitrificación. Es esencial que el nitrógeno amoniacal haya sido oxidado a nitritos (nitrificación).

Algunas bacterias facultativas son capaces de obtener energía usando a los nitratos como aceptores de electrones, en ausencia de oxígeno, o medio anóxico. Estas bacterias reducen los nitratos a gas nitrógeno el cual es eliminado del medio hacia la atmósfera. Cabe señalar que además de la nitrificación y del medio anóxico, es necesario que exista una fuente de carbono para que la desnitrificación se lleve a cabo. Se han utilizado el metanol, el etanol y el agua residual como fuentes de carbono. Si se utiliza el metanol como fuente de carbono se obtienen las siguientes reacciones:



La nitrificación biológica seguida de la desnitrificación es probablemente el método más ampliamente utilizado para la eliminación del nitrógeno del agua residual.

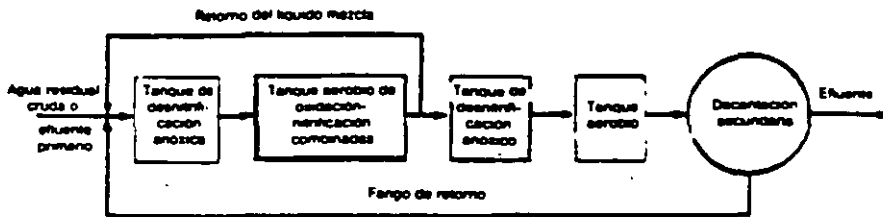
Aplicaciones

Al igual que la nitrificación, la desnitrificación se puede llevar a cabo en los procesos a biomasa suspendida o a biomasa fija en condiciones anóxicas. Una distinción adicional se basa en si la desnitrificación se realiza en reactores independientes o en sistemas combinados de oxidación del carbono y nitrificación-desnitrificación utilizando agua residual como fuente de carbono.

El sistema de desnitrificación a biomasa suspendida es similar al proceso de lodos activados. Dado que el N_2 desprendido durante el proceso de desnitrificación se fija a menudo a los sólidos biológicos, se incluye una etapa de liberación del nitrógeno entre el reactor y los sedimentadores. Esta etapa se realiza por medio de aeración de los sólidos durante un corto periodo.

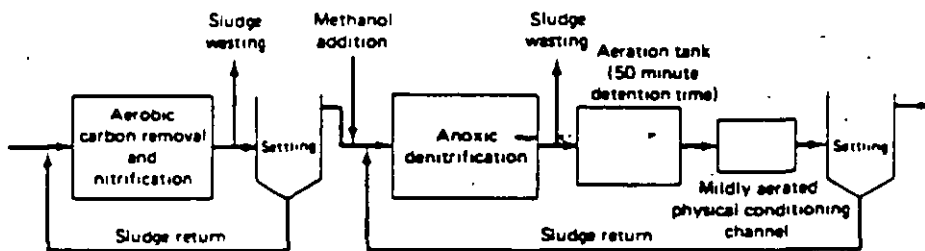
Los procesos combinados en los cuales se lleva a cabo la oxidación del carbono, la nitrificación y la desnitrificación, se han desarrollado para evitar la utilización de una fuente externa de carbono.

El proceso BARDENPHO utiliza agua residual urbana y la descomposición endógena de las

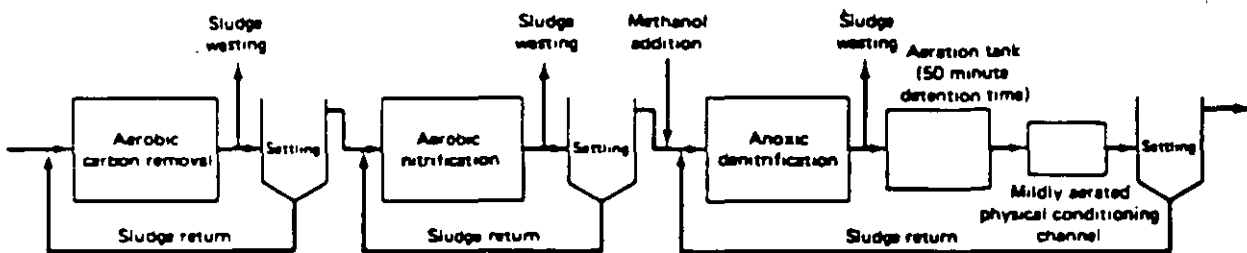


Sistema Bardenpho: utilización secuencial del carbono del agua residual y del carbono endógeno

FIGURA 5



Flowchart for a Combined-Stage Nitritation/Denitritation Process.



Flowchart for a Separate-Stage Nitritation/Denitritation Process.

FIGURA 6.

Tabla 2

Comparación de sistemas de desnitrificación alternativos*

Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes	Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes
Crecimiento suspendido utilizando metanol después de una fase de nitrificación	Rápida desnitrificación, instalaciones de pequeño tamaño; estabilidad de funcionamiento, pocas limitaciones en las operaciones de la secuencia de tratamiento; puede incorporarse fácilmente una etapa de oxidación del metanol en exceso, cada proceso puede optimizarse independientemente, es posible conseguir alto grado de eliminación de nitrógeno	Se requiere metanol, estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa, se precisa un mayor número de procesos unitarios para la nitrificación, desnitrificación que en sistemas combinados	Oxidación del carbón y nitrificación combinadas en reactor de crecimiento suspendido utilizando el agua residual como fuente de carbono	No se necesita metanol; se precisa menor número de procesos unitarios	Bajas tasas de desnitrificación; se precisan instalaciones de gran tamaño; menor eliminación de nitrógeno que en el sistema basado en el metanol; estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa; tendencia a la formación de bulking del fango; opciones de la secuencia de tratamiento limitadas cuando se requiere la eliminación tanto de N como de P; no existe protección de los nitrificantes contra los tóxicos; difícil de optimizar la nitrificación y desnitrificación independientemente
Crecimiento de cultivo fijo (columna) utilizando metanol después de una fase de nitrificación	Rápida desnitrificación, se precisan instalaciones de pequeño tamaño, estabilidad de funcionamiento demostrada, estabilidad no vinculada al clarificador al estar los organismos fijados al medio, pocas limitaciones en las opciones de la secuencia de tratamiento, posible alto grado de eliminación de nitrógeno; cada proceso del sistema puede optimizarse por separado	Se requiere metanol, no es fácil incorporar el proceso de oxidación del metanol en exceso, se precisa un mayor número de procesos unitarios para la nitrificación, desnitrificación que en sistemas combinados			
Oxidación del carbono-nitrificación combinados en un reactor de cultivo suspendido utilizando una fuente de carbón endógena	No se necesita metanol, se precisa un menor número de procesos unitarios	Tasas de desnitrificación muy bajas, se precisan instalaciones de gran tamaño, eliminación de nitrógeno menor que en el sistema basado en el metanol, estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa, opciones de la secuencia de tratamiento limitado cuando se precisa eliminar tanto N como P, no existe protección de los nitrificantes contra los tóxicos, difícil de optimizar la nitrificación y desnitrificación independientemente			

bacterias como fuente externa de carbono. La tabla 2 presenta una comparación de los diferentes sistemas de desnitrificación.

Las variables que afectan a el proceso de desnitrificación son:

- 1) Concentración del ión nitrato
- 2) Concentración del carbón
- 3) Temperatura. Si la temperatura es baja la velocidad del desnitrificación también lo es por lo que el volumen del reactor aumenta.
- 4) pH. El intervalo óptimo está entre 6.5 y 7.5.

ELIMINACIÓN DEL FÓSFORO

El agua residual doméstica y el agua de drenaje de zonas agrícolas son las principales fuentes de fósforo, el que como se ha dicho es el principal responsable del crecimiento de las plantas acuáticas y de la contribución a la eutroficación en general.

El fósforo en el agua residual puede presentarse en tres formas: ortofosfato, polifosfato y fósforo inorgánico. En la mayoría de las aguas residuales el fósforo es eliminado por decantación primaria. Dado que no existe forma gaseosa del P, éste es eliminado por incorporación a una fase sólida. En los tratamientos biológicos convencionales es incorporado a la biomasa en exceso. Estos procesos presentan una eliminación muy baja de fósforo (del 2 al 3%). Así, alrededor de 10 a 15 mg P/l se encuentran en la salida del proceso (en Europa). Para prevenir la eutroficación es necesario que las concentraciones sean inferiores a 1 mg P/l.

La desfosfatación por adición de productos químicos.

Cuando se añaden sales de aluminio o hierro al agua residual bruta, éstas reaccionan con el ortofosfato soluble hasta producir un precipitado. Cuando se usa la cal, el calcio y el hidróxido reaccionan con el ortofosfato para formar hidroxapatita insoluble. El fósforo orgánico y el polifosfato se eliminan a través de reacciones más complejas y por adsorción en partículas del flóculo. El precipitado se elimina como lodos primarios. Existen tres esquemas de tratamiento: precipitación primaria, tratamiento terciario y precipitación simultánea en los lodos activados. Las principales ventajas y desventajas de cada uno de ellos se encuentran en la tabla 3.

ESTABILIZACIÓN DEL FÓSFORO POR MEDIO DE AGENTE QUÍMICO

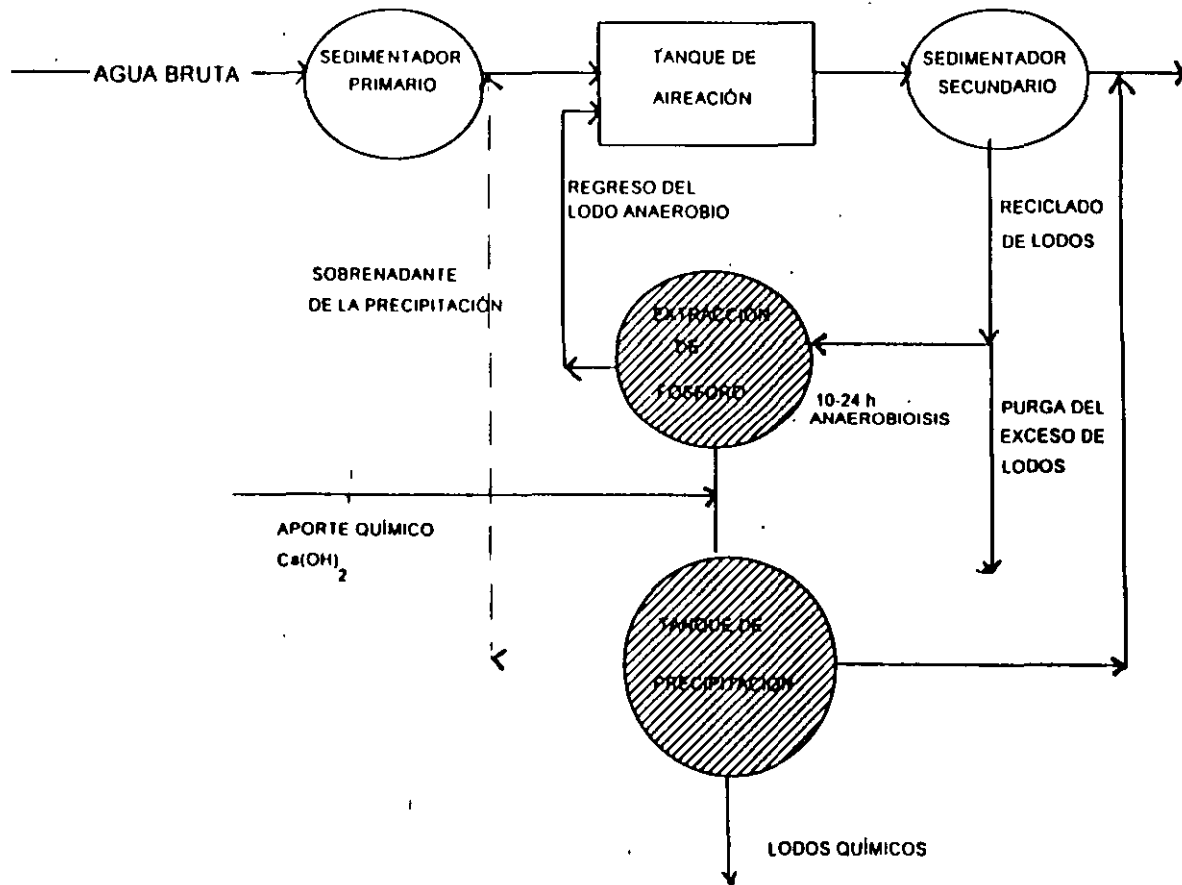


Figura 7. Proceso PHOSTRIP

Tabla 3 Ventajas y desventajas de la eliminación de fósforo en diversos puntos de una planta de tratamiento^a

Nivel de tratamiento	Ventajas	Desventajas
Primario	Aplicable a la mayoría de las plantas; eliminación superior de DBO y de sólidos suspendidos; mínimo trato de pérdidas de producto químico; posibilidad demostrada de recuperación de la cal	Minima eficiencia del uso del metal del producto químico; pueden requerirse polimeros para la floculación; fango mas difícil de deshidratar que el primario
Secundario	Mínimo coste; menores dosis de productos químicos que el primario; mejora de la estabilidad del fango activado, no se precisan polimeros	La sobredosis de metal puede causar la toxicidad a bajo pH; con aguas residuales de baja alcalinidad, puede ser necesario un sistema de control del pH; no puede utilizar la cal a causa del excesivo pH; sólidos inertes añadidos al líquido mezcla del fango activado, reduciendo el porcentaje de sólidos volátiles
Avanzado (terciario)	Mínimo fósforo en el efluente; máxima eficacia del uso del producto químico, recuperación de cal demostrada	Máximo coste de inversión, máxima pérdida de metal del producto químico

REFERENCIAS

- 1.-Benefield LDy Randal CW (1980) Biological process design for wastewater treatment, Englewood Cliffs, N.J.
- 2.- Buitrón Méndez G. (1993) Biodégradation de composés xénobioiques par un procédé discontinu de type SBR" Tesis de doctorado, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Francia, 240 pp.
- 3.- Cheremisinoff N.P. y Cheremisinoff P.N. (1993). Carbon adsorption for pollution control. *Process and pollution control equipment*. Prentice Hall, New Jersey.
- 4.- Ekama GA, Marais GR y Siebritz IP (1984) Theory design and operation of nutrien removal activated sludge processes, Water Research Commission, Univ. Cape Town, Pretoria.
- 5.- Fox P. y Suidan M.T. (1993). A comparision of expanded bed GAC reactor designs for the treatmen of refractory/inhibitory wastewaters. *Water research*, 27, 769-776.
- 6.- Meidl J.A. (1991). PACT Systems for industrial wastewater treatment. *Innovative hazardous waste treatment technology series. Vol 2*, Ed. Freeman HM y Sferra PR, Technomic Pub. Co., Lancaster, 177-191..
- 7.- Metcalf y Eddy (1991). Wastewater Engineering. Treatment, Dísposal and Reuse, Mc Graw Hill, 3a Ed., N.Y.
- 8.- Reynolds TD (1982) Unit operations and processes in environmental engineering, Brooks-Cole Eng. Div.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

REUSOS DEL AGUA EN LA AGRICULTURA

M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ

REUSO DEL AGUA EN LA AGRICULTURA

1. INTRODUCCION

El aprovechamiento de las aguas residuales en riego agrícola se practica en México desde hace más de 100 años (1886). En Hidalgo, en el DDR 063 (antes DR 03), se reusa un volumen de 980 Mm /año de aguas provenientes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México para el riego de 85,000 Ha. Estudios en 314 poblaciones con más de 10,000 habitantes mostró que en más del 30% de estas localidades las aguas residuales municipales se utilizan para el riego agrícola.

Las ventajas de esta práctica son:

- mayor oferta de agua
- apertura de tierras al cultivo
- fuente segura de abastecimiento de agua
- aporte de nutrientes
- incremento de la productividad agrícola y desarrollo

Sin embargo, debe tenerse siempre presente el riesgo que conlleva el reuso del agua en la agricultura por la contaminación de cultivos, suelo, acuíferos y ganado que afectan a la salud pública y a la propia producción agropecuaria. Además, persiste el gran riesgo de afectar la salud, tanto de las personas que consumen los productos regados con estas aguas, como de los propios trabajadores del campo y sus familias que conviven con las aguas residuales.

El control de las descargas de aguas residuales por medio del tratamiento y disposición en el suelo es una alternativa económica para la mayoría de los municipios

mexicanos, beneficios que se incrementan si se usa para la agricultura. Esto es conveniente siempre y cuando se desarrollen y apliquen las tecnologías adecuadas para tratar las aguas residuales destinadas al reuso en la agricultura, con instalaciones de bajo costo y un mínimo de atención en operación, mantenimiento y administración.

El reuso de las aguas residuales en la agricultura es recomendable siempre que se tomen en cuenta dos aspectos fundamentales: en primer lugar, debe minimizarse los riesgos a la salud y la contaminación al medio ambiente y en segundo, la calidad de las aguas no deben deteriorar la capacidad productiva de los suelos.

En esta parte del curso se mencionará primero las características de calidad del agua relacionadas con la producción agropecuaria y en seguida, aquellas asociadas con la salud y la contaminación al medio. Finalmente, se presentará la nueva norma oficial con respecto al uso de aguas residuales en la agricultura.

2. CALIDAD DEL AGUA EN LA PRODUCCION AGRICOLA.

Las características más importantes que determinan la calidad de cualquier agua para riego, desde el punto de vista agronómico, son la concentración de sales solubles, la concentración relativa de sodio y de otros elementos que puedan ser tóxicos.

2.1 *Concentración de sales solubles*

La salinidad en el suelo es una limitante en el crecimiento y produce una reducción

en el rendimiento de los cultivos. Esta reducción se atribuye a la disminución en la absorción del agua por las raíces.

La concentración de sales solubles en las aguas para riego, para fines de diagnóstico y de clasificación se pueden expresar en términos de su conductividad eléctrica (Dept of Agriculture, 1954). Un suelo es salino cuando la conductividad eléctrica (CE) de su extracto de saturación es mayor de 4000 $\mu\text{mhos/cm}$ o 4 milimhos/cm.

Se ha encontrado que la CE del extracto de saturación de un suelo, en ausencia de acumulación de sales provenientes del agua subterránea es generalmente de 2 a 10 veces mayor que la correspondiente al agua con que se ha regado. Este aumento en la concentración es el resultado de la extracción continua de la humedad por las raíces y por la evaporación. Por ello, el uso de aguas entre moderada y altamente salinas puede ser la causa de que se desarrollen condiciones de salinidad en el suelo, aún cuando el drenaje sea satisfactorio.

En general, las aguas cuya CE sea menor de 750 $\mu\text{mhos/cm}$ son satisfactorias para el negro por lo que respecta a sales, aún cuando los cultivos sensibles pueden ser afectados cuando se usan aguas cuya CE varía entre 250 y 750 $\mu\text{mhos/cm}$ (Mc Neal, 1981).

En la TABLA I se presenta una clasificación de los cultivos con relación a su tolerancia a la salinidad.

La necesidad de lavado para suelos en que no existe precipitación de sales está directamente relacionada con la CE del agua de riego y con la CE permisible del agua

que drena de la zona radicular del cultivo. Evidentemente, las propiedades de transmisión del agua, el drenaje del suelo y la tolerancia a las sales del cultivo son factores importantes en la evaluación de aguas para riego desde el punto de vista de su concentración total de sales (Dept. of Agriculture, 1954).

TABLA I TOLERANCIA A LA SALINIDAD DE LOS PRINCIPALES CULTIVOS

CULTIVOS TOLERANTES	Cebada Algodón Jojoba Remolacha
CULTIVOS MODERADAMENTE TOLERANTES	Avena Cártamo Sorgo Soya Trigo Cebada Pastos como ryegrass o sudán Calabacita
CULTIVOS MODERADAMENTE SENSIBLES	Mi A G A Papa Jitomate
CULTIVOS SENSIBLES	Frijol Zanahoria Cebolla Manzano Durazno

2.2 Concentración relativa de sodio respecto otros cationes

Los constituyentes inorgánicos solubles de las aguas de riego reaccionan con los suelos en forma iónica. Los principales cationes son calcio, magnesio y sodio, con pequeñas cantidades de potasio. Los aniones principales son carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros, en menor cantidad nitratos y fluoruros.

Las concentraciones altas de sodio en el suelo, en comparación a los otros cationes, reducen la permeabilidad del suelo, obstruyendo el acceso del agua a las raíces, lo que se refleja en la disminución del crecimiento de los cultivos. Los suelos sódicos se forman por acumulación de sodio intercambiable y se caracterizan por su baja permeabilidad y difícil manejo (Dept. of Agriculture, 1954).

El índice de sodio utilizado es la "relación de adsorción de sodio RAS" en una solución del suelo. Esta relación es la siguiente:

$$RAS = \frac{[Na]}{\sqrt{\frac{[Ca] + [Mg]}{2}}}$$

en la cual Na, Ca y Mg representan las concentraciones en miliequivalentes/litro de los iones respectivos.

Hacen falta todavía más estudio para explicar la relación del sodio intercambiable con respecto a la calidad del agua en las prácticas de riego. De acuerdo con los estudios realizados, la RAS ha sido un índice adecuado para designar el peligro del sodio en las aguas para riego (Dept. of Agriculture, 1954).

2.3 Otros elementos tóxicos a los cultivos

En casi todas las aguas naturales existen elementos en pequeñas cantidades (hasta partes por millón) que son esenciales para el crecimiento de los cultivos hasta determinadas concentraciones.

Una vez que se rebasa esos límites, comienzan a observarse síntomas fitotóxicos que pueden llegar hasta provocar la muerte de las plantas. En la TABLA 2 se presenta un resumen de los principales efectos fitotóxicos que provocan los elementos traza.

Independientemente de su forma química, la fitotoxicidad de un elemento también se encuentra influenciada por la especie vegetal y la textura del suelo. Por tanto, es difícil desarrollar una norma universal de calidad del agua para todas las condiciones de crecimiento vegetal. A este respecto, se publicó en el Diario Oficial de la Federación (13 de diciembre de 1989), entre los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua, las concentraciones requeridas para el aprovechamiento del agua para riego agrícola (Anexo 1).

2.4 Clasificación de las aguas para usos agrícolas

La clasificación de aguas para riego, que data de 1954, considera que se tienen condiciones medias de textura del suelo, velocidad de infiltración, drenaje, cantidad de agua usada, clima y la tolerancia del cultivo a las sales. Desviaciones considerables del valor medio de cualesquiera de estas variables puede hacer inseguro el uso de una agua que, bajo condiciones medias, sería de muy buena calidad.

Con respecto a la salinidad las aguas se dividen en:

TABLA 3 CLASIFICACION DEL AGUA CON RESPECTO A LA SALINIDAD

C1	AGUA CON BAJA SALINIDAD (CE= 0-250 μ mhos/cm) Puede ser usada para el riego de la mayoría de los cultivos y suelos, con baja probabilidad de ensaltramiento del suelo. Se requiere drenaje.
C2	AGUA CON MEDIANA SALINIDAD (CE= 250-750 μ mhos/cm) Puede ser empleada si se tiene drenaje. Las plantas moderadamente sensibles a la salinidad pueden desarrollarse, en la mayoría de los casos, sin requerir prácticas especiales para el control de la salinidad
C3	AGUA CON ALTA SALINIDAD (CE= 750-2250 μ mhos/cm) No se puede usar en suelos con drenaje restringido. Aún cuando se tenga drenaje adecuado, deberá tenerse un control especial de la salinidad y las plantas seleccionadas deberán ser moderadamente tolerantes a la salinidad.
C4	AGUA CON MUY ALTA SALINIDAD (CE > 2250 μ mhos/cm) No se recomienda para el riego agrícola bajo circunstancias ordinarias. Los suelos deben ser permeables, el drenaje adecuado, la aplicación de agua en exceso para tener un lavado del suelo y se seleccionarán cultivos con alta tolerancia a la salinidad.

La clasificación de las aguas con respecto al sodio es más complicada debido a que el valor de la RAS aumenta en el suelo a consecuencia del aumento de la concentración de todas las sales y de la posible precipitación de las de calcio y magnesio a medida que disminuye el contenido de humedad por la extracción que hacen las plantas y por la evaporación superficial. La clasificación con respecto al sodio se presenta en la TABLA 4.

Esta clasificación se basa primordialmente en el efecto que tiene el sodio intercambiable sobre la condición física del suelo. No obstante, las plantas sensibles a este elemento, pueden sufrir daños a consecuencia de la acumulación del sodio en sus tejidos, aún cuando los valores de sodio intercambiable sean bajo para alterar la condición física del suelo.

TABLA 4. CLASIFICACION DEL AGUA DE RIEGO CON RESPECTO AL SODIO

S1	<p>AGUA CON BAJA CONCENTRACION DE SODIO (RAS 0-10)</p> <p>Puede ser utilizada para riego agrícola en casi todos los tipos de suelo con muy poco peligro de daño por el sodio. Sin embargo, cultivos sensibles al sodio pueden acumular concentraciones dañinas.</p>
S2	<p>AGUA CON MEDIANA CONCENTRACION DE SODIO (RAS 10-18)</p> <p>Presentará peligro en suelos de textura fina que posean alta capacidad de intercambio de cationes (CIC), especialmente si el drenaje es deficiente. Esta agua puede usarse en suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos con buena permeabilidad.</p>
S3	<p>AGUA CON ALTA CONCENTRACION DE SODIO (RAS 18-26)</p> <p>Puede originar daños por el intercambio de sodio en la mayoría de los suelos y requerirá un manejo especial del suelo, buen drenaje, altos escurrimientos y adición de materia orgánica. En suelos con yeso el problema es menor. Con tratamiento químico puede reemplazarse el sodio intercambiable si las aguas no presentan un alto contenido de salinidad.</p>
S4	<p>AGUA CON MUY ALTA CONCENTRACION DE SODIO (RAS > 26)</p> <p>Generalmente no es aceptable para irrigación, excepto cuando se tiene baja o mediana salinidad y en aquellos sitios donde se realiza un tratamiento del suelo con fines de remover calcio, agregar yeso u otros arreglos que permitan el empleo de este tipo de agua.</p>

Las concentraciones tóxicas de boro que se encuentran en algunas aguas para riego, obligan a tener presente este elemento para establecer su calidad. Scofield (1936) propuso los límites señalados en la TABLA 5 para los cultivos estudiados; encontrando que niveles mayores de 1 ppm de boro en el agua de riego, perjudica los cultivos. Son cultivos sensibles: frutales como manzano, nogal, aguacate; semitolerantes: girasol, algodón, jitomate, maíz, sorgo, cebada, avena y trigo; y tolerantes: espárrago, alfalfa, cebolla, haba, lechuga, zanahoria, gladiola y remolacha.

TABLA 5. LIMITES PERMISIBLES DE BORO (ppm) EN AGUA PARA RIEGO

CLASE	CULTIVOS		
	SENSIBLES	SEMITOLERANTES	TOLERANTES
1	0.00 - 0.33	0.00 - 0.67	0.00 - 1.00
2	0.33 - 0.67	0.36 - 1.33	1.00 - 2.00
3	0.67 - 1.00	1.33 - 2.00	2.00 - 3.00
4	1.00 - 1.25	2.00 - 2.50	3.00 - 3.75
5	> 1.25	> 2.50	> 3.75

3. CARACTERISTICAS DE CALIDAD DE INTERES SANITARIO

El empleo en la agricultura de aguas residuales crudas implica el riesgo de afectar la salud y el medio ambiente, al contaminar alimentos, suelos, aguas subterráneas y aguas superficiales, principalmente por medio de patógenos y/o elementos tóxicos.

Los agentes patógenos que inciden en la salud incluyen bacterias tales como Salmonella, que es causante de la tifoidea, paratifoidea, salmonelosis y Shigella, causante de disentería; virus como enterovirus, que ocasiona neumonía y conjuntivitis o el virus de la hepatitis; protozoarios como Entamoeba que produce amibiasis; y helmintos o lombrices como la Taenia solium conocida como la solitaria que causa teniasis y Cysticercos (Kowal, Pahren y Akin, 1981). En el ANEXO 2 se describen las principales enfermedades relacionadas con microorganismos patógenos encontrados en aguas residuales. Además, existen otros microorganismos que afectan al ganado, pues en algunos estudios se ha encontrado que, debido a uso de las aguas residuales, aumenta la incidencia de tuberculosis y de quistes de Cysticercos, por lo que se recomienda que se deje secar el campo antes de iniciar el pastoreo (Greeberg y Kupka, 1957).

El tiempo de supervivencia de patógenos en la superficie del suelo y de las plantas es de interés cuando se decide el periodo que debe pasar entre la última aplicación del agua y el acceso de hombres y animales en la época de cosecha.

El tiempo de supervivencia de bacterias coliformes en el suelo va de 4 a 70 días. Sin embargo, se ha encontrado *Salmonella* después de 260 días. En cambio, el tiempo sobre los cultivos es menor, debido a la exposición a efectos adversos, tales como la radiación solar, altas temperaturas, ambiente seco y al lavado por lluvia. En el caso de bacterias coliformes, el tiempo de supervivencia va de 6 a 35 días, para otras bacterias patógenas y en virus, es menor de 20 días.

Se considera que 100 días es el tiempo máximo que pueden sobrevivir los virus en el suelo y que su migración a las aguas subterráneas se puede reducir o eliminar permitiendo que el suelo se seque antes de la siguiente aplicación de agua (Bagdasaryan, 1964). Existe la posibilidad teórica de que las plantas absorban virus a través de las raíces y se ha comprobado en sistemas hidropónicos (Murphy y Syverton, 1985). Sin embargo, las partículas del suelo absorben los virus rápidamente, impidiendo que las plantas almacenen patógenos virales.

Para evitar daños por bacterias y virus, se recomienda que la aplicación de aguas residuales a los cultivos se detenga un mes antes de la cosecha. Cuando se trata de cultivos que crecen bajo la superficie del suelo (como la papa y el espárrago), donde los virus tienen un mayor tiempo de supervivencia, no se recomienda el riego con aguas residuales. Este tiempo puede reducirse si los cultivos se destinan a la alimentación de animales o a procesamiento industrial.

Los quistes de protozoos son muy sensibles al secado, por tanto, se puede esperar que los quistes depositados en la superficie de las plantas mueran rápidamente (3 días). De esta manera, si se siguen las recomendaciones para bacterias y virus, no habría riesgos probables de contaminación por protozoos.

Los huevos y larvas de helmintos, a diferencia de los quistes de protozoarios, viven largos periodos de tiempo cuando se aplican al suelo, posiblemente porque el suelo es su medio de transmisión en el cual se desarrollan, mientras que los protozoarios se desarrollan en agua. De esta manera, bajo condiciones apropiadas de humedad, temperatura y luz solar, *Ascaris*, *Trichuris*, etc. pueden permanecer viables por varios años. Debido a la exposición y desecación por la radiación solar, los huevos de helmintos depositados en la superficie de las plantas mueren más rápido, de 27 a 35 días (Kowal, Pahren y Akin, 1981).

4. NIVELES DE TRATAMIENTO PARA REDUCIR PATOGENOS

El control de las descargas de aguas residuales por medio del tratamiento y disposición en el suelo es una alternativa económica para la mayoría de los municipios mexicanos, beneficios que se incrementan si se usa para la agricultura. Esto es conveniente siempre y cuando se desarrollen y apliquen las tecnologías adecuadas para tratar las aguas residuales destinadas al reuso en la agricultura, con instalaciones de bajo costo y un mínimo de atención en operación, mantenimiento y administración.

Cabe mencionar que no se hace referencia a las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales, tales como lodos activados o biodiscos, etc., ya que el objetivo primordial de dichos sistemas es la remoción de la materia orgánica y ésta, para la agricultura, ha mostrado ser un acondicionador y formador de suelos orgánicos, además de amortiguar algunos efectos negativos de compuestos tóxicos (Tejeda, 1991).

Aunque cualquier nivel de bacterias se puede inactivar, teóricamente, desinfectando con cloro, esta práctica en aguas residuales crudas llega a ser muy costosa por el contenido

de materia oxidable, puede producir halometanos cancerígenos y dañar la biota del suelo. Además se ha encontrado que protozoarios como Entamoeba histolítica y Giardia son muy resistentes al cloro.

El tratamiento mínimo a las aguas residuales antes del riego es la sedimentación. Así, el grado de remoción de bacterias va del 10 al 35%; de virus, alrededor del 10%; en protozoarios no es eficiente y de helmintos cerca del 99% (Kowal, Pahren y Akin, 1981).

Las lagunas de estabilización son los sistemas de tratamiento más comunes con fines de riego ya que, además de poder ser diseñadas para cualquier grado de remoción de bacterias patógenas, resuelven la necesidad de almacenamiento de aguas residuales en la mayoría de los sistemas de riego agrícola.

La supervivencia de virus en lagunas de estabilización es poco conocida. Los estudios realizados sugieren que tiempos de retención largos, el orden de 30-49 días remueven un porcentaje importante de virus (90-97%), especialmente cuando las lagunas son en serie (Crites y Uiga, 1979).

Estas lagunas son una mejor opción para la remoción de quistes de protozoarios. De esta manera, se ha logrado un 100% de remoción de quistes del efluente de una serie de 3 lagunas, con un tiempo de retención de 7 días (Kowal, Pahren y Akin, 1981). En cuanto a helmintos, se logró la remoción completa con tiempos de retención mayores de 20 días (Feachmen, Bradley, Garelick y Mara, 1978).

No debe olvidarse que los lodos o sedimentos de la laguna en que se desarrolle este proceso tendrá una alta densidad de quistes de protozoarios y huevos de helmintos viables, los cuales requerirán un tratamiento apropiado antes de su disposición.

Por otra parte, en las lagunas se reduce hasta un 70% de la concentración de metales traza como cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc. No se remueven minerales disueltos como nitrógeno y fósforo, lo cual es una ventaja porque estos elementos fertilizan en suelo.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-052-ECOLOG-CCA/93

Tabla 1
Niveles de control de contaminantes

PARAMETROS	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES
Potencial Hidrógeno (pH) (unidades de pH)	6.5 a 8.5
Conductividad Eléctrica (micromhos/cm)	2000.0
Aluminio (mg/L)	0.20
Antimonio (mg/L)	0.10
Arsénico (mg/L)	0.10
Boro (mg/L)	0.75
Cadmio (mg/L)	0.01
Cianuro (mg/L)	0.02
Cobre (mg/L)	0.20
Cromo (mg/L)	0.01
Fierro (mg/L)	5.0
Fluoruros (como Fluor) (mg/L)	1.0
Manganeso (mg/L)	0.02
Niquel (mg/L)	0.05
Plomo (mg/L)	0.50
Selenio (como Selenato) (mg/L)	0.02
Zinc (mg/L)	2.0

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-033-ECOLOG-CCA/93

CONTAMINACION DEL AGUA- CONDICIONES PARA EL USO DE AGUAS RESIDUALES DE ORIGEN URBANO O MUNICIPAL O DE LA MEZCLA DE ESTAS CON LA DE LOS CUERPOS DE AGUA, EN EL RIEGO AGRICOLA

3.3 HORTALIZAS.

Acelga ajo apio berro betabel brócoli ~~cebolla~~
 cilantro col coliflor epazote espinaca hongo ~~brinjal~~
 papalo perejil quelite quintonil rábano hierbabuena
 pepino calabacita jitomate tomatillo tomate verde o de cáscara
 (con excepción de las 4 últimas cuando se siembran con espaldadera)

FRUTOS EQUIPARABLES:

fresa jicama melón sandía zarzamora

3.4 HORTOFRUTICOLAS.

Las señaladas en el inciso anterior y todas las demás hortalizas y frutos en general.

4. ESPECIFICACIONES

Las restricciones de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de estas con la de los cuerpos de agua, que se dispongan a través de su uso en el riego de hortalizas de consumo crudo, en lo relativo a parámetros bacteriológicos se clasifican en los siguientes tipos para efectos de determinar las clases de cultivos no permitidos:

TIPO DE AGUA	COLIFORMES TOTALES	HELMINTOS
Tipo 1	< 1000/100 ml agua	0/litro de agua
	COLIFORMES FECALES	
Tipo 2	1 a 1000/100 ml de agua	1/litro de agua
Tipo 3	1001 a 100.000/100 ml	
Tipo 4	> 100.000/100 ml	

ANEXOS

EFFECTOS EN LA SALUD ASOCIADOS CON BACTERIAS, DERIVADOS DEL USO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES CON FINES DE RIEGO

a) *Campylobacter jejuni*

Es un causante, recientemente reconocido de gastroenteritis aguda con diarrea

b) *Escherichia coli*

Los patógenos asociados a la común bacteria intestinal *Escherichia coli* producen diarreas agudas, pero por diferentes mecanismos.

c) *Leptospira spp*

Son bacterias que se excretan en la orina de animales domésticos y salvajes y que entran a las aguas residuales municipales, principalmente, por la orina de ratas infectadas que habitan en las alcantarillas. Leptospirosis es un grupo de enfermedades causadas por bacterias y que se manifiestan por fiebre, dolores de cabeza, escalofríos, vómitos, dolores musculares y conjuntivitis. El riesgo de mortalidad es bajo, pero aumenta con la edad. La transmisión directa por humanos es rara, la mayor parte de las infecciones son resultado de contacto con la orina de animales enfermos.

d) *Shigonella parat*

Causa fiebre paratifoidea, u: infección entérica generalizada, con frecuencia aguda, con fiebre, inflamación del colon, diarrea. Tiene baja tasa de mortalidad, pero junto con la salmonelosis, una alta tasa de morbilidad (23.4 por 100,000 hab)

e) *Salmonella typhi*

Causa fiebre tifoidea, enfermedad sistémica con una tasa de morbilidad de 7.9 casos por 100,000 hab y una alta mortalidad (1254 casos en 1930)

f) *Salmonella spp*

Causa salmonelosis, una gastroenteritis aguda caracterizada por dolor abdominal, diarreas, náusea, vómito y fiebre.

g) *Shigella sonnei*, *S. flexneri*, *S. boydii* y *S. dysenteriae*

Causas shigelosis o disentería bacteriana, una enteritis aguda, que involucra principalmente el colón, produciendo diarrea, fiebre, vómitos, calambres.

h) *Vibrio cholerae*

Causa cólera, una enteritis aguda caracterizada por súbitos ataques, vómitos, y una rápida deshidratación, acidez y colapso circulatorio. La posibilidad de muerte es alta, pero no se han registrado casos recientes en México.

i) *Yersinia enterocolitica* y *Y. pseudotuberculosis*

Causa yersiniosis, una aguda gastroenteritis con diarrea, dolor abdominal, y otro gran número de síntomas.

(Kowal, Pahren & Akin, 1931)

DESCRIPCION DE LAS ENFERMEDADES CAUSADAS POR VIRUS

a) POLIOVIRUSES:

Causa la poliomielitis, una enfermedad aguda que puede consistir en una simple fiebre o progresar hasta una parálisis ocasionada por la destrucción de las neuronas motoras en la columna vertebral. No se ha confirmado con exactitud, su diseminación por medio de aguas residuales.

b) COXSACKIEVIRUS:

Puede causar meningitis aseptica, miocarditis, pericarditis, neumonía, hepatitis, diarrea infantil.

c) ECHOVIRUSES:

Puede causar meningitis aseptica, parálisis, encefalitis, fiebre, pericarditis, diarrea.

d) ENTEROVIRUS NUEVOS:

Puede causar neumonía, bronconeumonía, conjuntivitis hemorrágica aguda, meningitis aseptica,

e) VIRUS DE LA HEPATITIS TIPO A:

Causa hepatitis infecciosa, que puede ser desde una infección desapercibida, hasta una hepatitis fulminante.

f) ROTAVIRUS:

Causa gastroenteritis aguda con diarrea severa, algunas veces ocasiona deshidratación y muerte en niños. Se considera la causa más importante de gastroenteritis aguda en infantes y niños, aunque también afecta a jóvenes y adultos.

g) ADENOVIRUS:

Son la causa principal de infección respiratoria y de los ojos, se transmite por vía respiratoria, pero actualmente se cree que es una causa importante de gastroenteritis esporádica en niños pequeños.

h) REOVIRUS:

Ha sido aislado de las heces fecales de pacientes que han padecido diferentes enfermedades, pero no se ha podido establecer una clara relación etiológica. Parece ser que la infección por reovirus en humanos es común y se asocia con manifestaciones benignas o no clínicas.

i) POLIOVIRUS:

Se ha encontrado en orina y parece estar asociado con leucoencefalopatología, pero ha sido poco estudiado.

j) ASTROVIRUS, CALICIVIRUS:

Parecen estar asociados a gastroenteritis humana, produciendo diarrea, pero tampoco han sido bien estudiados.

(Kowal, Pahren & Akin, 1931)

DESCRIPCION DE LAS ENFERMEDADES CAUSADAS POR PROTOZOARIOS

a) Entamoeba histolytica

Causa amibiasis o disentería por amibas, una enteritis aguda, , cuyos síntomas pueden ser desde un malestar abdominal benigno con diarrea, hasta una disentería fulminante con fiebre, escalofríos y diarréas con sangre o mucosidades. La mayoría de las infecciones son asintomáticas, pero pueden suceder casos severos de diseminación, produciendo abscesos en hígado, pulmones y cerebro, con riesgo de muerte. En México, la tasa de morbilidad fue de 1000 por 100,000 habitantes de 1932 a 1934; y la mortalidad que ocasionó en estos años fue de 1800 casos.

b) Giardia lamblia

Produce giardiasis, una infección asintomática frecuente del intestino, el cual puede estar asociado con diarrea crónica, mala absorción de grasas, fatiga y pérdida de peso.

c) Balantidium coli

Produce balantidiasis, una enfermedad del colon, caracterizada por diarrea o disentería, la cual se transmite por quistes en agua contaminada, particularmente por cerdos.

(Kowal, Pahren & Akin, 1931)

REFERENCIAS

✓ ASANO, T. & PETTYGROVE, G.S. (1934) "Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater. A Guidance Manual". University of California, Davis. Report No 84-1 wr, California, U.S.

BARNES, GEORGE E. (1967) "Tratamiento de Aguas Negras y Desechos Industriales". Centro Regional de Ayuda Tecnica, Mexico.

BAGDASARYAN, G.A. (1964) "Survival of viruses of the enteric virus group in soils and vegetables". J. Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology, U.S.

BENEFIELD, LARRY & CLIFFORD W. RANDALL (1980) "Biological Process Design for Wastewater Treatment". Prentice-Hall, U.S.

BRYAN, J.L. (1977) "Disease Transmitted by Foods Contaminated by Wastewater". J. Food Protection, U.S.

BUCKMAN, H.O. & BRADY, N.O. (1969) "The nature and Properties of Soils". Mc Millan, U.S.

CALIFORNIA DEPARTMENT OF HEALTH SERVICES (1978).
"Wastewater Reclamation Criteria". Title 22,
Berkeley, California, U.S.

CARNOW, NORTHROP, WADDEN, ROSENBERG, HOLDEN, NEAL, SCHEAFF,
SCHEFF & MEYER (1979) "Health Effects of Aerosols
emitted from an Activated Sludge Plant". EPA-600/ 1-
79-019. Health Effects Research Laboratory, U.S. EPA

COMISION DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO (1987) "Informe
Tecnico". Documento Interno, Nuevo Laredo,
Tamaulipas, Mexico.

CRITES, R.W. & UIGA, A. (1979) "An Approach for Comparing
Health Risks of Wastewater Treatment Alternatives: A
Limited Comparison of Health Risk between Slow Rate
Land Treatment and Activated Sludge Treatment and
Discharge". EPA - 430/9-79-009 Office of Water
Program Operations, U.S.

✓ DEPARTMENT OF AGRICULTURE, U.S. (1954) "Diagnostico y Rehabilitacion de Suelos Salinos y Sodicos"

(Manual No 60), Instituto Nacional de Investigaciones Agricolas, S.A.G., Mexico (Edicion 1971)

DEPARTMENT OF AGRICULTURE, U.S. (1974) "Manual de Conservacion de Suelos", Ed. Limusa, Mexico.

DEPARTMENT OF AGRICULTURE, U.S. (1982) "Relacion de Agua, Suelos, Plantas y Atmosfera", Ed. Diana, Mexico.

✓ FEACHMEN, BRADLEY, GARELICK & MARA (1978) "Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management". World Bank Studies in Water Supply and Sanitation, No 3, Johns Hopkins University Press, Baltimore, U.S.

ITURBE, R. (1986) "Salinidad y Disposicion de Aguas Residuales en Suelos". Instituto de Ingenieria, U.N.A.M. Mexico.

JEFATURA DE DISTRITO DE DESARROLLO RURAL No 154 - NUEVO LAREDO 37) "Informacion General del Distrito", Nuevo Laredo, Tamaulipas, Mexico.

✓ KOWAL, N.E., PAHREN, H.R. & AKIN, E.W. (1981)
"Microbiological Health Effects Associated with the
Use of Municipal Wastewater for Irrigation", in:
Municipal Wastewater in Agriculture, Academic Press,
U.S.

LEOPOLD, A.C. (1964) "Plant Growth and Development". Mc
Graw Hill. New York, U.S.

MAAS, E.V. (1982) "Salt Tolerance of Plants", in: Handbook
of Plant Science, Christie (Ed), CRC Press, Inc. U.S.

✓ MC NEAL, R.L. (1981) "Evaluation and Classification of
Water Quality for Irrigation", in: Salinity in
Irrigation and Water Resources, Dan Yaron (Ed),
Marcel Dekker, Inc. U.S.

MENDOZA BERRUETO, E. (1981) "Aspectos Socioeconomicos de la
Frontera Norte de la Republica Mexicana", en:
Frontera del Norte: Integracion y Desarrollo.
Colegio de Mexico, Mexico.

MENDOZA MARQUEZ, H. (1981) "Land Treatment: A Viable
Solution for Management of Wastewater in the
Metropolitan Area of the Valley of Mexico", in:
Municipal Wastewater Agriculture, D'Itri, Aguirre y
Athie (Eds), Academic Press, U.S.

METCALF & EDDY (1972) "Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal". Mc Graw Hill, U.S.

MURPHY, W.H. & SYVERTON, J.T. (1958) "Absorption and Translocation of mammalian viruses by plants", II. Recovery and Distribution of viruses in plants. Virology 6,623.

ORTA LEDESMA, M.T. (1985) "Criterios para el Aprovechamiento de Aguas Residuales en Riego Agrícola en Mexico Tesis D.E.P.F.I. - U.N.A.M., Mexico.

PAGE, A.L. & CHANG, A.C. (1981) "Trace Metals in Soils and Plants Receiving Municipal Wastewater in Irrigation", in: Municipal Wastewater in Agriculture, D'Itri, Aguirre y Athie (Eds), Academic Press, New York, U.S.

RAMALHO, A.S. (1983) "Introduction to Wastewater Treatment Process". Academic Press, U.S.

ROJAS GARCIDUEÑAS, M (1984) "Eisic gia Vegetal Aplicada" Mc Graw Hill, Mexico.

✓ S.A.R.H. (1981) "Evaluación del Impacto Ambiental del Transporte y Uso de las Aguas Residuales del Área Metropolitana del Valle de México en la Agricultura", Documento Interno, S.A.R.H. México.

S.A.R.H. DIRECCION GENERAL DE DISTRITOS Y UNIDADES DE RIEGO (1977) "Características de los Distritos de Riego", S.A.R.H. México

S.A.R.H. COMISION DEL PLAN NACIONAL HIDRAULICO (1976) "Uso Potencial del Suelo". Documento No 12, S.A.R.H. México.

S.A.R.H. COMISION DEL PLAN NACIONAL HIDRAULICO (1977) "Uso Potencial del Suelo: Anexo E = Cuenca Baja del Rio Bravo y Norte de Tamaulipas", S.A.R.H. México.

S.P.P. DIRECCION GENERAL DE ESTADISTICA (1972) "IX Censo General de Poblacion y Vivienda", S.P.P. México.

S.P.P. DIRECCION GENERAL DE ESTADISTICA (1932) "X Censo General de Poblacion y Vivienda". S.P.P. México.

S.R.H. DIRECCION DE AGROLOGIA (1966) "Estudio de los Suelos de la Republica Mexicana, S.R.H. México.

THORNTON (1948) "An Approach Toward a Rational Classification of Climates" Trad. Miguel Perez Espinosa, Revista Ingenieria Hidraulica en Mexico.

VICTORIA MASCORRO, E. (1984) "Patrones de Distribucion Espacial de los Asentamientos Humanos en la Franja Economiza Norte", en: Impactos Regionales de las Relaciones Economicas Mexico-Estados Unidos. El Colegio de Mexico, Mexico.

INTRODUCCION

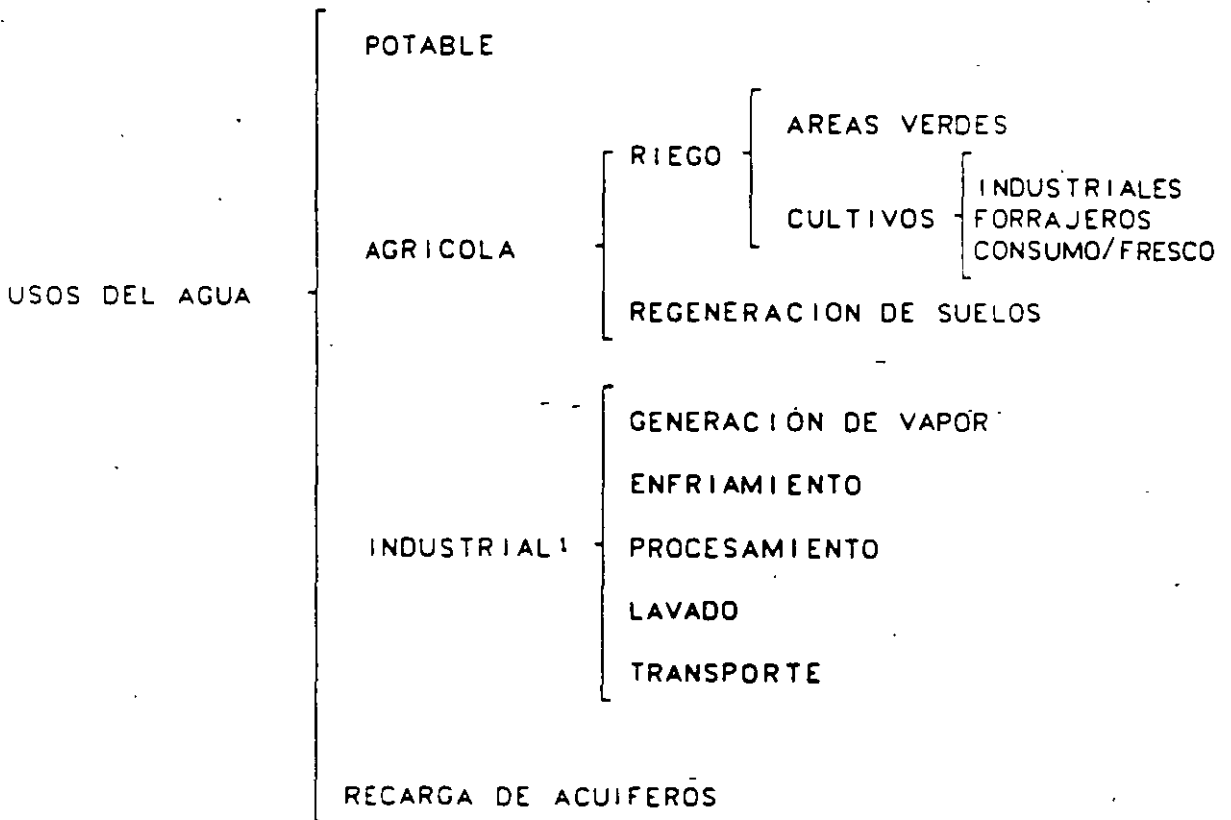
DEFINICION DEL TERMINO CALIDAD:

- A) MANERA DE SER DE UN PERSONA O COSA
- B) FUNCION, NOBLEZA O LINAJE
- C) EXCELENCIA, IMPORTANCIA (ASUNTO DE CALIDAD)
- D) CLASE, VALIA

ES UN TERMINO AMBIGÜO, SIN EMBARGO NOS INTERESA SU USO EN CUANTO SE REFIERE AL VALOR RELATIVO DE UN OBJETO CON UN DETERMINADO PATRON.

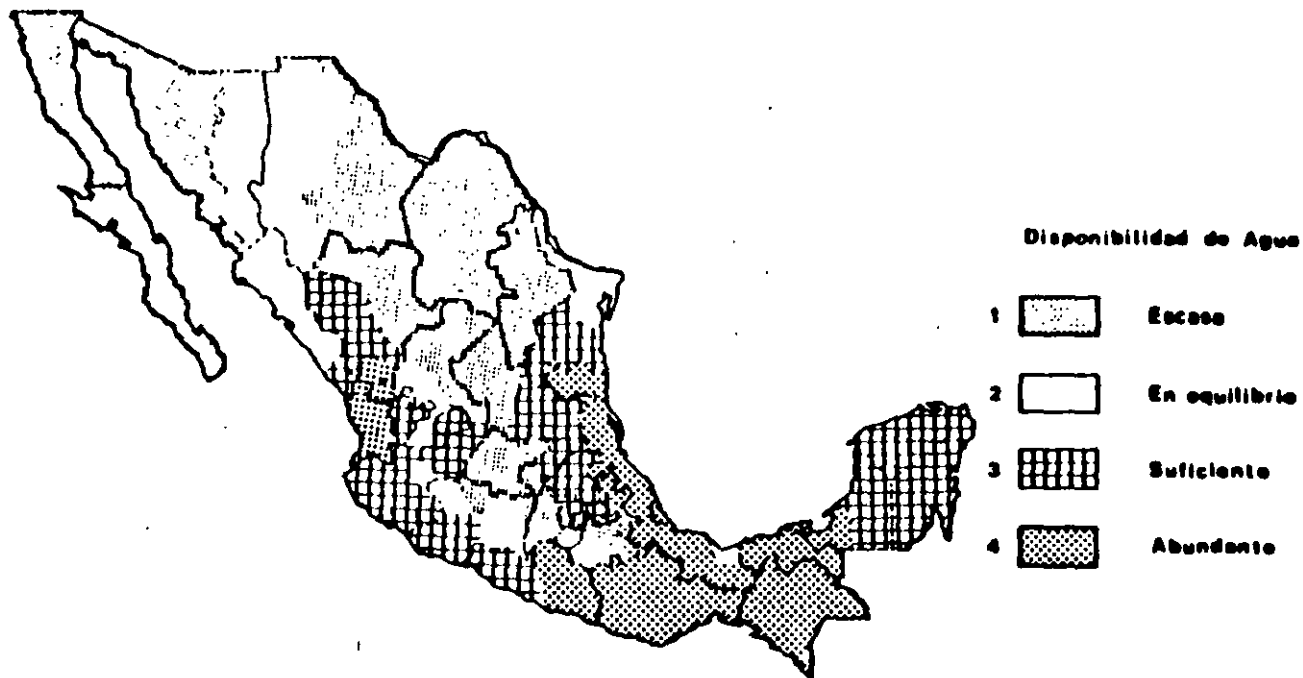
OBJETO → AGUA

PATRON → REGLAMENTOS Y NORMAS DE USO DEL AGUA O CRITERIOS



¹ se señalan los usos mas comunes

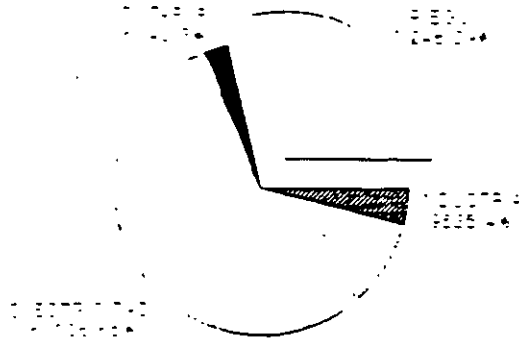
**Zonas de disponibilidad de agua que considera
la Ley Federal de Derechos**



28/42

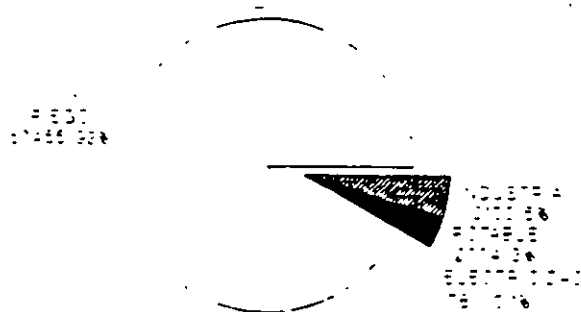
**EXTRACCION DE AGUA
POR LOS DIFERENTES USUARIOS**

(Millones de metros cúbicos)



**CONSUMO DE AGUA
POR LOS DIFERENTES USUARIOS**

(Millones de metros cúbicos)



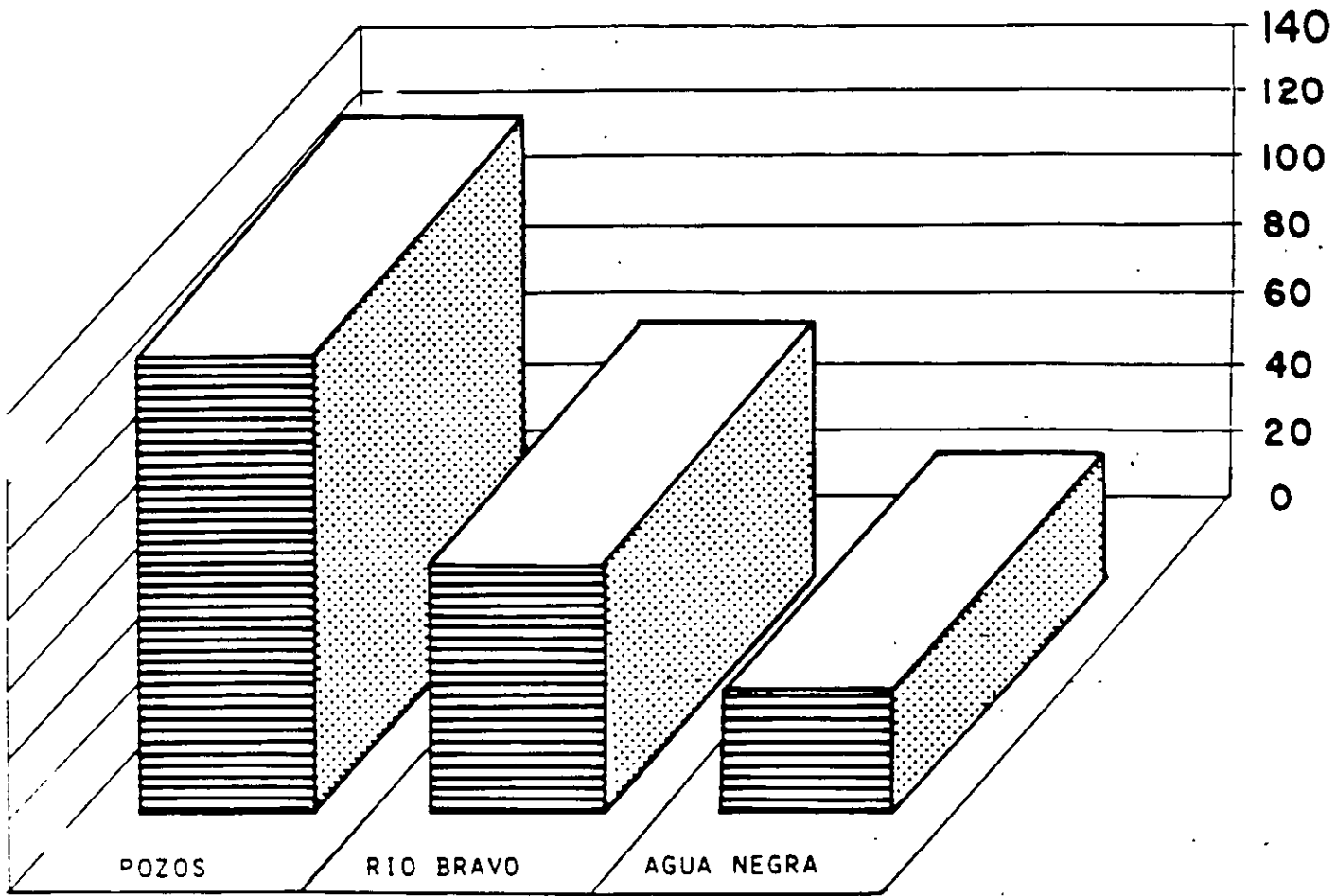
VOLUMENES Y CALIDAD PROMEDIO DEL AGUA PARA RIEGO

FUENTE DE ABASTECIMIENTO	VOLUMEN ANUAL (MM ³)	SOLIDOS DISUELTOS (P.P.M.)	C.E. x 10 ⁶	R.A.S.	CLASIFICACION
AGUA TRATADO INTERNACIONAL (BRAVO)	74	571.6	866.2	1.84	C3 - S1
AGUA NEGRA	36.8	964.5	1,454.6	2.32	C3 - S1
AGUA MEZCLAS		928.7	1,411.5	2.41	C3 - S1
AGUA SUBTERRANEA	135				
AGUA DE POZO/CANAL PRAL.		2,009.9	3,291.8	4.81	C4 - S2
AGUA DE POZO/BOMBEO SARH		1,951.6	3,222.1	5.22	C4 - S2
TOTAL	245.8				

30/42

FUENTE: S.A.R.H. 1986

ABASTECIMIENTO DE AGUA PARA RIEGO



FUENTE DE ABASTECIMIENTO

APROVECHAMIENTO DE LOS EFLUENTES DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES QUE OPERA LA DIRECCION GENERAL DE CONSTRUCCION Y OPERACION HIDRAULICA DEL DEPARTAMENTO DEL DISTRITO FEDERAL(5)

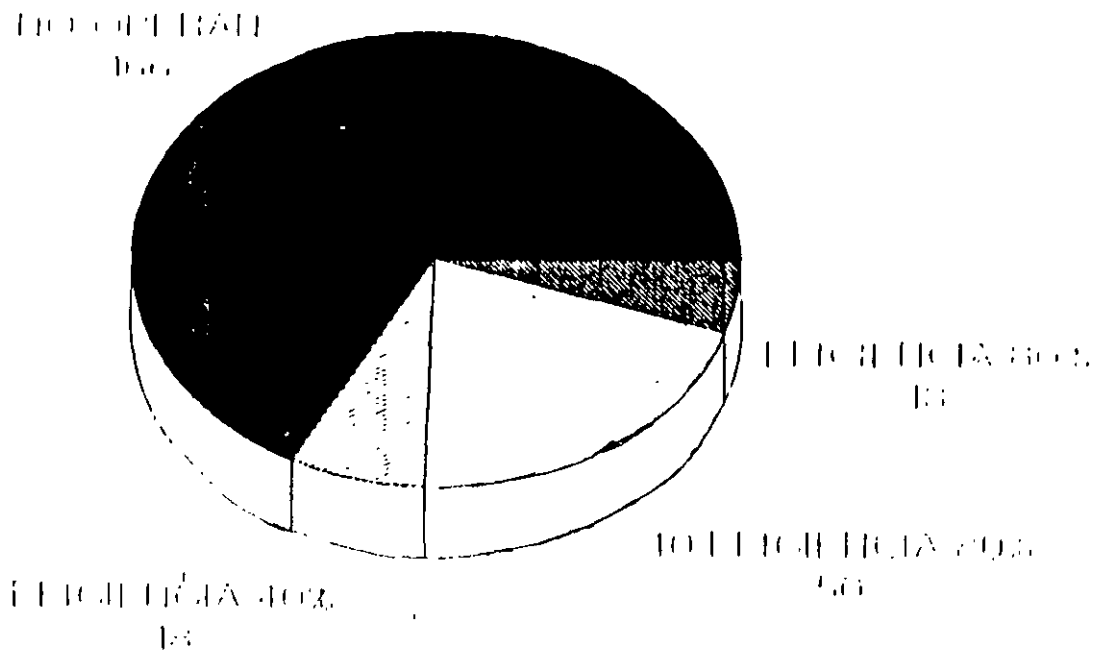
PLANTA	USO DE LAS AGUAS TRATADAS O RENOVADAS
CHIAPULTEPEC	RIEGO DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC Y LLENADO DE LAGOS Y FUENTES UBICADOS EN EL MISMO BOSQUE
CD. DEPORTIVA	RIEGO DE AREAS VERDES DE LA CIUDAD DEPORTIVA Y DE CAMELLONES EN ALGUNAS AVENIDAS IMPORTANTES
SAN JUAN DE ARAGON	RIEGO DEL BOSQUE DE SN. JUAN DE ARAGON Y LLENADO DEL LAGO UBICADO EN EL MISMO BOSQUE
COYOACAN (ANTES XOCHIMILCO)	REPOSICION DE NIVELES DE LOS CANALES DE XOCHIMILCO Y RIEGO DE LOS VIVEROS UBICADOS EN COYOACAN
CERRO DE LA ESTRELLA	REPOSICION DE NIVELES DE LOS CANALES DE XOCHIMILCO Y RIEGO DE CAMELLONES DE LA CZDA. I. ZARAGOZA
ROSQUES DE LAS LOMAS ACUEDUCTO DE GUADALUPE	RIEGO DE JARDINES Y CAMELLONES POR MEDIO DE PIPAS
EL ROSARIO	SE ESTA CONSTRUYENDO LA RED DE DISTRIBUCION DE AGUA TRATADA PARA EL RIEGO DE AREAS VERDES EN EL INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
TLATELOLCO	SE ESTA CONSTRUYENDO LA RED DE DISTRIBUCION DEL AGUA TRATADA PARA SU USO EN EL DEPORTIVO REYNOSA
	RIEGO DE JARDINES Y CAMELLONES POR MEDIO DE PIPAS

32/42

* Inyección de Vivero (Proceso de Investigación)
 en Tratamiento de aguas de C.A. y OSMOSIS.

INVENTARIO NACIONAL DE PLANTAS DE TRATAMIENTO

INFRAESTRUCTURA DISPONIBLE EN LAS 540 POBLACIONES MAYORES A 10,000 HABITANTES (1989)



33/42

1989

CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO

ASPECTOS "SANITARIOS"

RIESGOS A LA SALUD POR
CONTAMINACIONES

MICROBIOLÓGICAS

VIRUS
BACTERIAS
PROTOZOARIOS
HELMINTOS

METALES

PLOMO
CROMO
CADMIO
MERCURIO

ASPECTOS "AGRONÓMICOS"

EFFECTOS EN LA PRODUCCION DE
CULTIVOS DEBIDO A :

SALINIDAD
SODICIDAD
METALES

34/42

CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO

ASPECTOS SANITARIOS

RIESGOS A LA SALUD POR MICROORGANISMOS PATOGENOS

MICROORGANISMOS

ENFERMEDADES RELACIONADAS

BACTERIAS

GASTROENTERITIS, DIARREAS

DISENTERIA, TIFOIDEA

SALMONELOSIS

VIRUS

POLIOMELITIS, HEPATITIS

MENINGITIS, PARALISIS

DIARREA, GASTROENTERITIS

NEUMONIA, CONJUNTIVITIS

PROTOZOARIOS

AMIBIASIS

DISENTERIA AMIBIANA

DIARREA CRONICA

HELMINTOS

ENFERMEDADES INTESTINALES

COMO TENIASIS Y CISTICERCOSIS

FUENTE: KOWAL, PAHREN & AKIN, 1981

CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO
ASPECTOS AGRONOMICOS

METALES TOXICOS A LOS CULTIVOS

ELEMENTO	CONC.*	EFEECTO EN CULTIVO
AL	0.1 - 1.0	CAUSA PUDRICION EN LAS RAICES
As	0.1 - 2.0	LIMITA SEVERAMENTE EL CRECIMIENTO
Be	0. - 5.0	REDUCE LOS RENDIMIENTOS
B	0.5 - 4.0	CAUSA NECROSIS EN HOJAS Y ABSICION
CR	0.5 - 5.0	COMO CROMO +6 DAÑA EL CRECIMIENTO
CU	0.1 - 1.0	INDUCE DEFICIENCIAS DE FE Y P
F	---	CAUSA NECROSIS Y CLOROSIS
LI	0.05-0.25	AFECTA CITRICOS Y UVAS
MN	0.25- 1.0	CAUSA CLOROSIS Y RIZADO EN MARGEN DE HOJAS
NI	0.5 - 1.0	LIMITA CRECIMIENTO
V	0.5 - 2.5	LIMITA CRECIMIENTO

FUENTE: PAGE & CHANG, 1981

*CONCENTRACION FITOTOXICA EN MG/L

SUPERVIVENCIA DE MICROORGANISMOS (DIAS)

MICROORGANISMO	EN SUELOS	EN CULTIVOS
BACTERIAS	4 - 70	6 - 35
VIRUS	100	MENOS DE 20
PROTOZOARIOS	3	3
HELMINTOS	VARIOS AÑOS	27 - 35

REDUCCION DE MICROORGANISMOS POR TRATAMIENTO

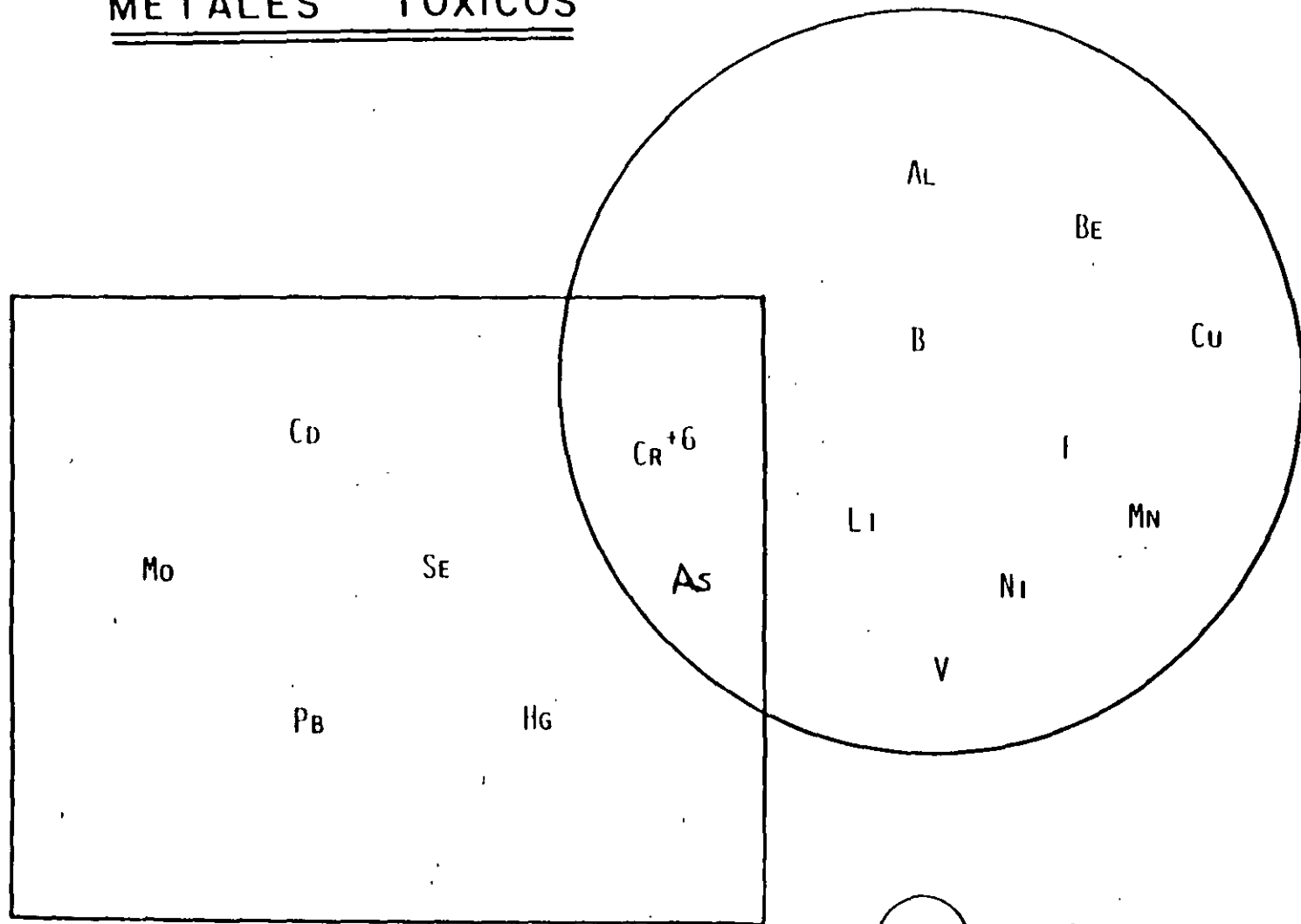
SISTEMA DE TRATAMIENTO	MICROORGANISMO	REDUCCION
PRIMARIO (SEDIMENTACION)	BACTERIAS	10 - 35%
	VIRUS	10%
	PROTOZOARIOS	0 - 2%
	HELMINTOS	100%
LAGUNAS DE ESTABILIZACION	BACTERIAS	90%
	VIRUS	90%
	PROTOZOARIOS	100%
	HELMINTOS	100%

FUENTE: KOWAL, PAHREN & AKIN, 1981

CRITES & UIGA, 1979

FEACHMEN, BRADLEY, GARELICK & MARA, 1978

METALES TOXICOS



○ Cultivos

□ Hombre

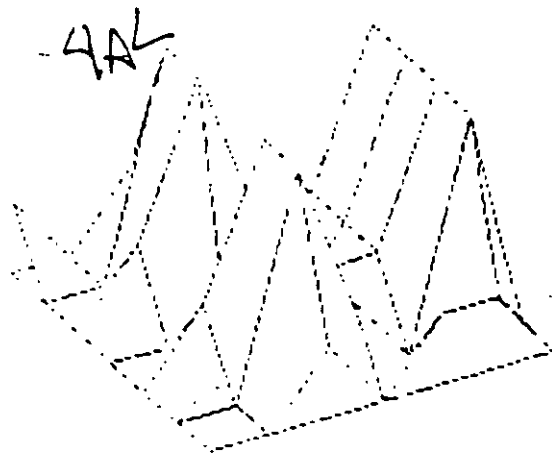
38/42

CONCENTRACION ESTIMADA DE METALES EN LAS AGUAS RESIDUALES
DE LA CIUDAD DE MEXICO

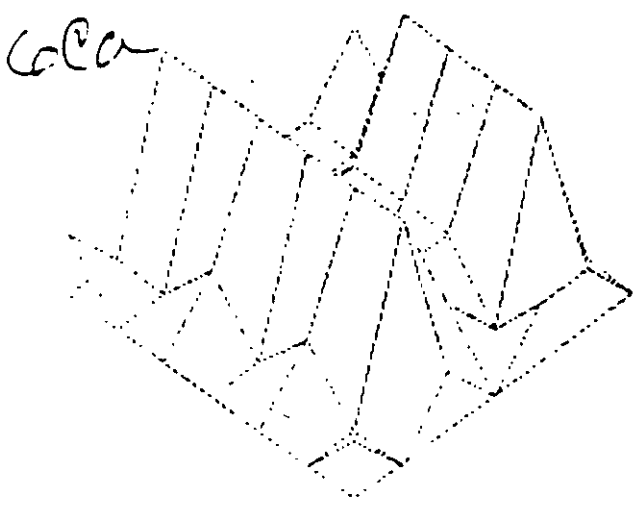
METAL TRAZA	CONCENTRACION (MG/L)
ARSENICO	0.001
BORO	2.83
CADMIO	0.02
CIANURO	0.64
COBRE	0.214
CROMO	0.42
FIERRO	4.05
FLUOR	0.48
MANGANESO	0.32
MERCURIO	0.01
MOLIBDENO	1.44
NIQUEL	0.65
PLOMO	0.25
ZINC	0.54

FUENTE: S.A.R.H. 1981

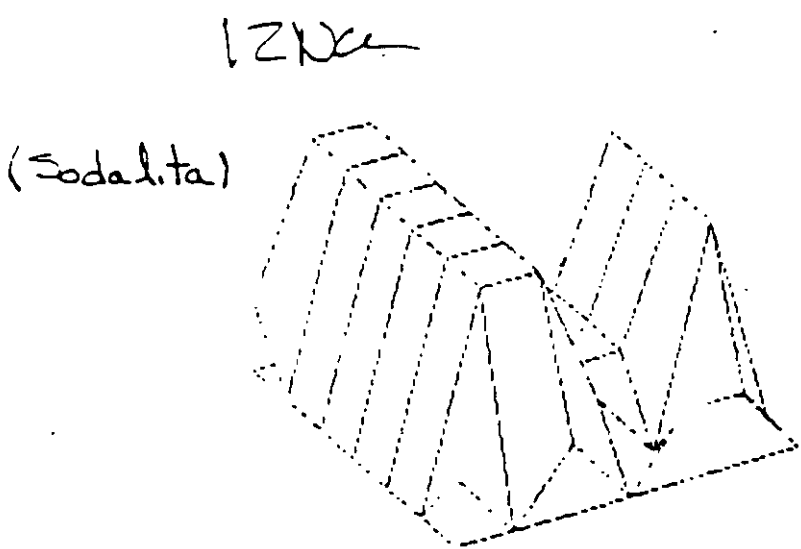
EFFECTO DEL SODIO EN EL SUELO



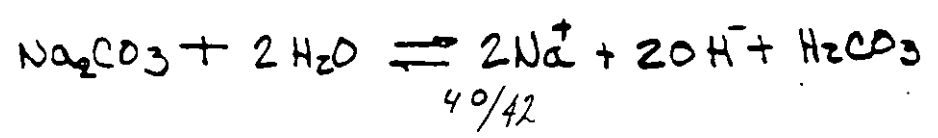
KAOLINITA
 $Si_4O_8 \cdot Al_4(OH)_{12}$



SE INTERCAMBIAN IONES
 DE ALUMINIO POR CALCIO



SE INTERCAMBIAN IONES
 DE CALCIO POR SODIO



TIPO DE SISTEMA DE TRATAMIENTO

OPERACIONES UNITARIAS Y PROCESOS DE TRATAMIENTO

COMPUESTOS REMOVIDOS

PRELIMINAR

CRIBADO
DEBARRADO

SOLIDOS DE GRAN
TAMANO Y PESO

PRIMARIO

BEDIMENTACION
FLOTACION

SOLIDOS SUSPENDIDOS
Y SEDIMENTABLES
GRASAS Y ACEITES

SECUNDARIO

LODOS ACTIVADOS
CONVENCIONAL
BIODISCO
FILTRO PERCOLADOR

LODOS ACTIVADOS
AIREACION EXTENDIDA
LAGUNAS DE ESTABILIZACION
DIGESTION ANAEROBIA
(UASB)

SOLIDOS DISUELTOS
BIODEGRADABLES

TERCIARIO

DENITRIFICACION
COAGULACION-FLOCULACION
FILTRACION
DESINFECCION

ANAEROBIO-ANOXICO
AEROBIO (AAA)
DESINFECCION

MICROORGANISMOS PATOGENOS
Y NUTRIENTES

4/1/42

PARA ESTE BLOQUE SE INCLUYEN VARIOS PROCESOS, PERO EN LA SELECCION DE UN TRM DE TRATAMIENTO SE SELECCIONA SOLO UNO



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN
COMUNIDADES PEQUEÑAS**

M. en C. EDMUNDO IZURIETA RUIZ

TRATAMIENTOS DE LAS AGUAS RESIDUALES EN **COMUNIDADES PEQUEÑAS**

Las soluciones son múltiples, deben considerarse factores varios para encontrar la solución más adecuada.

La falta de personal técnico preparado para operar los procesos, sugiere que deben ser sencillos de operar.

Entre las soluciones sencillas tendríamos:

- (a) Lagunas de estabilización
- (b) Tanque Imhoff
- (c) Combinación de soluciones (a) y (b)
- (d) Planta de tratamiento con filtro percolador
- (e) Tanque séptico

TANQUE SÉPTICO

Constituye una solución para el medio rural.

Puede utilizarse para tratar las aguas residuales de viviendas aisladas o concentradas en número pequeño, instituciones varias, escuelas.

La experiencia indica que el tanque séptico reduce: -

- 60 al 70 por ciento de la DB05 y sólidos suspendidos
- Reducción parcial de helmintos (parásito intestinal)
- La operación no implica problemas serios.

- Si se lo emplea con un campo de infiltración de 8 m. se logra la remoción de DB05, DQO, nitrógeno amoniacal, fósforo total, hierro y bacterias.
- Tiene muchas ventajas comparado con las letrinas.

Filtros intermitentes de arena.

De útil aplicación en:

(a) Localidades de 2 a 3 mil habitantes.

(c) Escuelas e instituciones

- Es recomendable la presedimentación para reducir la extensión del campo -
- Cuando se emplea agua cruda hay problemas con al operación (obtyración de la arena), lagunamiento, proliferación de insectos, malos olores, problemas sanitarios en general.

(d) La carga hidráulica recomendada:

- Aguas crudas 30 a 50 mil gal/acre/día (28 a 47 litros/metro cuadrado/día).
- Aguas sedimentadas: 100 mil gal/acre/día (97 litros/metro cuadrado-día).

TANQUE IMHOFF

(b) Estructura hidráulica que incorpora los dos procesos:

- Sedimentación
- Digestión

(b) El tanque sedimentador está incluido en otro que hace de digestor.

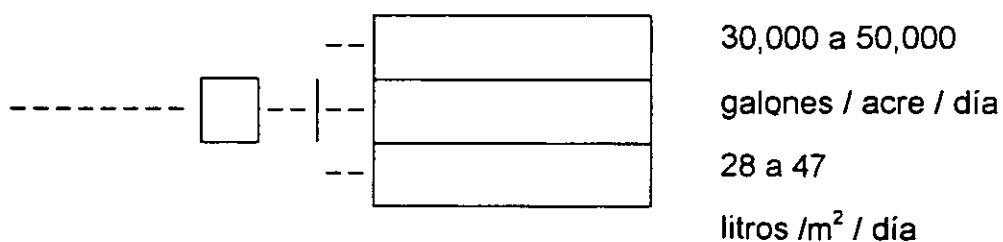
(c) Las áreas laterales del sedimentador tienen la materia sobrenadante porque los gases del digestor empujan a la materia orgánica.

- (d) Existen diseños especiales para que los lodos parcialmente digeridos puedan ser retirados fácilmente. Se recomienda inclinación de 45 grados.

- (b) El sedimentador tiene en el fondo una ratyra para que se sedimente el material en suspensión.

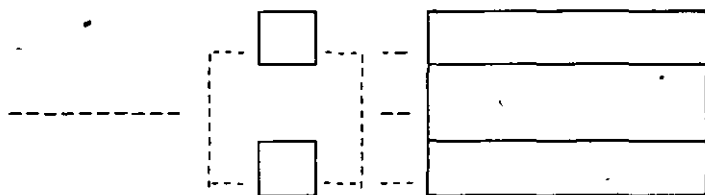
FILTROS INTERMITENTES DE ARENA

1. Los filtros intermitentes de arena constituyen un proceso para servir a:
 - Localidades pequeñas (aproximadamente 2 a 3 mil habitantes).
 - Instituciones.
2. Se requieren grandes extensiones de terreno, sobre todo cuando las aguas residuales no se presedimentan.
3. Cuando se emplea agua cruda hay problemas con la operación:
 - Obturación rápida de la arena
 - Lagunamiento
 - Proliferación de insectos
 - Molestias sanitarias en general
4. Con el proceso se recomienda tanques de dosificación
5. Las cargas hidráulicas pueden ser las siguientes:
 - Con agua cruda (sin sedimentación)



- Con agua sedimentada

100,000 gal./acre/día



97 litros/m²/día

1 gal. ó 3.7854 litros

1 acre = 4,047 m²



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**REVISIÓN DE LOS PRINCIPIOS BÁSICOS DE HIDRÁULICA
APLICABLES AL DIMENSIONAMIENTO
PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

M. EN C. EDMUNDO IZURIETA RUIZ

TEMA: REVISION DE LOS PRINCIPIOS BASICOS DE HIDRAULICA
APLICABLES AL DIMENSIONAMIENTO PLANTAS DE TRATA-
MIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

1998

Este material didáctico fue elaborado por el Ingeniero
Eduardo Izurieta Ruiz, exprofesor de la División de Es-
tudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería de la UNAM.

CONTENIDO:

1. Unidades
2. Vertederos
 - Rectangular (estandar)
 - Estandar contraído
 - Triangular
 - Trapezoidal
 - Proporcional
3. Canales abiertos
4. Orificios
5. Medidor Venturi y canaleta Parshall
6. Ejercicios
7. Pérdidas de carga
8. Ubicación de la planta

PRINCIPIOS BASICOS DE HIDRAULICA

En el tratamiento de las aguas residuales y en general, en los problemas relacionados con el saneamiento del agua es necesario aplicar los principios básicos de los fluidos (líquidos).

Se hará una revisión de los principios hidráulicos que se aplican a la medición de caudales (vertederos o vertedores), orificios, medidor venturi, canaleta Parshall), orificios, conductos cerrados. Durante la presentación de los temas se harán algunos ejercicios.

1. Unidades

Es conveniente estar completamente familiarizado con las unidades que se utilizan en el sistema métrico decimal (SMD) y en el inglés (SI), los conceptos de fuerza, trabajo, potencia son similares teniendo presente los valores de las unidades de longitud y de peso (1 metro=3.2808 pies y 1 kilogramo=2.2046libras). La fuerza (F) tiene un valor fundamental en el que relaciona la masa(M), la fuerza gravitacional o aceleración de la gravedad (g) y un coeficiente que tiene como valor la unidad (k).

$$F = kMg$$

La gravedad a nivel del mar es 9.78 m/seg (s) y en el SI es de 32.2 pies/seg (p/s).

El trabajo (T) es producto de la fuerza (F) por la distancia (d)

$$T = F.d$$

En el sistema metro/kilogramo/segundo (MKS) la unidad es el julio:

$$\text{Julio} = (0.102 \text{ kg })(1 \text{ metro })$$

En el sistema centímetro/gramo/segundo (CGS) la unidad es el ergio = $(1.02 \times 10^{-3} \text{ g})(1 \text{ cm.})$. En la práctica la unidad de trabajo es el hilogrametro.

La potencia (W) es el trabajo en la unidad de tiempo $W = T/t$. - las unidades en el Sistema MKS es el Watt (W)

$$1 \text{ W} = \frac{(0.102 \text{ kg})(1 \text{ metro})}{1 \text{ seg.}}$$

En el sistema CGS no tiene nombre es igual ergio/seg.

Hay dos unidades que se utilizan en la práctica y se denominan caballo de vapor (CV) y caballo de potencia o de fuerza (cp).

$$\text{CV} = \frac{(75 \text{ kg})(1 \text{ m.})}{1 \text{ seg.}}$$

$$\text{cp} = \frac{(76 \text{ kg})(1 \text{ m.})}{1 \text{ seg.}} = 736 \text{ W}$$

Es útil conocer en el SI la unidad de potencia $\text{hp} = \frac{Q \cdot w \cdot H}{550}$

Q es el gasto en pies cúbicos por segundo (pcs o cfs), la unidad de peso es la libra (lb), 1 pie cúbico pesa 62.4 lb.

2. Vertedores

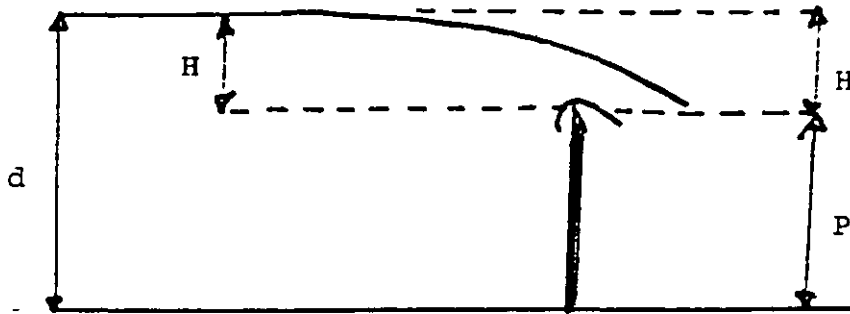
El vertedor es una estructura hidráulica que sirve para medir el flujo en los canales abiertos. Se clasifican de acuerdo a la forma que tienen.

Las fórmulas se indicarán en el SI, pero los resultados son de fácil conversión al SMD teniendo presente la correspondencia entre las unidades que se utilizan en las fórmulas.

a). Vertedor estandar (rectangular)

No es necesario revisar la teoría matemática fundamental, sino conocer las fórmulas más utilizadas, las que se indican a continuación. El significado de las letras (símbolos) se indican en

los esquemas.



Las fórmulas que mencionamos anteriormente son:

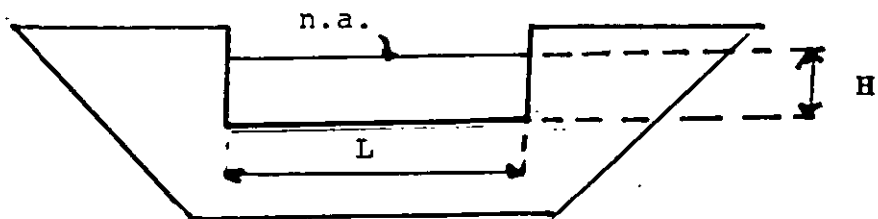
$$(1) \text{ Francis } Q = 3.33 \left(1 + 0.26 \left(\frac{H}{d} \right)^2 \right) L H^{3/2}$$

$$(2) \text{ Bazin } Q = \left(3.248 + \frac{0.0789}{H} \right) \left(1 + 0.55 \left(\frac{H}{d} \right)^2 \right) L H^{3/2}$$

$$(3) \text{ King } Q = 3.34 \left(1 + 0.56 \left(\frac{H}{d} \right)^2 \right) L H^{1.47}$$

b). Vertedor estandar contraído

Cuando hay contracción en el flujo se emplea una fórmula precida , la de V.M.Cone.

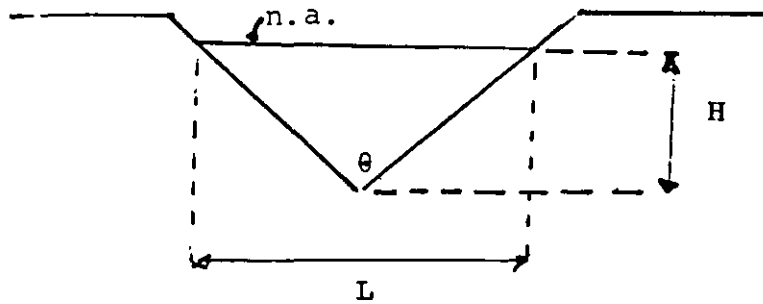


$$Q = 3.247 L H^{1.48} - \left(\frac{0.566 L}{1 + 2 L} \right) H^{1.8} H^{1.9}$$

Es recomendable que L sea menor o igual a H

c). Vertedor triangular

Se puede desarrollar matematicamente la fórmula y concluir



que es:

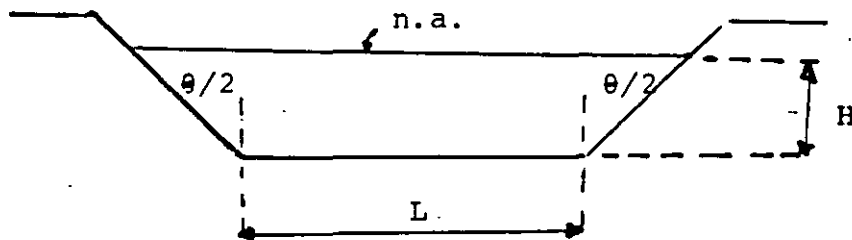
$$Q = C \frac{8}{15} \sqrt{2g} \tan \frac{\theta}{2} H^{5/2}$$

Si $\theta = 90^\circ$ el valor de $C = 0.6$, $Q = 2.5 H^{2.5}$

Barnes obtuvo en varias pruebas, para $\theta = 90^\circ$, $Q = 2.48 H^{2.48}$

d). Vertedor trapezoidal

Como se indicó anteriormente se puede desarrollar matemáticamente la fórmula, para llegar a concluir que el gasto se puede calcular con:



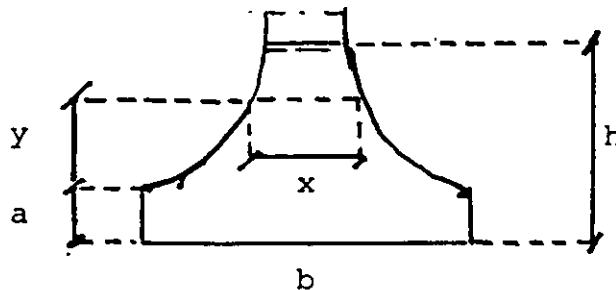
cular con:

$$Q = 3.367 L H^{3/2}$$

En el desarrollo de la fórmula se consideran dos secciones la rectangular y la triangular que tienen coeficientes C' y C'' , igualando los coeficientes $C' = C''$ y haciendo $\tan \frac{\theta}{2} = \frac{1}{4}$, se tiene el vertedor Cipolletti.

e. Vertedor proporcional

Se les conoce con el nombre de vertederos Rettger, tienen aplicación para regular la velocidad en aquellos procesos que debe ser constante, como en los tanques desarenadores. Se los construye en la sección de salida. Ver esquema.



Para calcular el gasto se aplican las fórmulas:

$$(a) Q = 4.97 a^{1/2} b (h - a/3)$$

$$(b) x/b = 1 - \frac{2}{\pi} \arctan \sqrt{x/a}$$

Para el cálculo del gasto la metodología es simple:

- 1) Aplicar la ecuación (a), asumir un valor para "a" y calcular "b".
- 2) Calcular los puntos "x" y "y" utilizando la tabla, asumir el valor de "y" y determinar x/b, del que se calcula "x".

y/a	x/b	y/a	x/b	y/a	x/b
0.1	0.805	1.0	0.500	10	0.195
0.2	0.732	2.0	0.392	12	0.179
0.3	0.681	3.0	0.333	14	0.166
0.4	0.641	4.0	0.295	16	0.156
0.5	0.608	5.0	0.268	18	0.147
0.6	0.580	6.0	0.247	20	0.140
0.7	0.556	7.0	0.230	25	0.126
0.8	0.536	8.0	0.216	30	0.115
0.9	0.517	9.0	0.205		

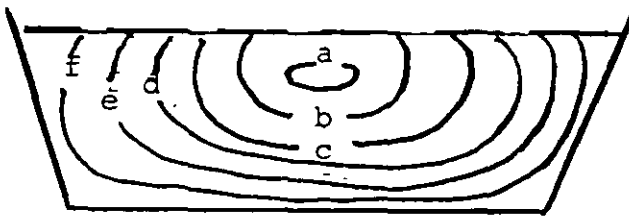
Durante la conferencia se hará un ejercicio de aplicación

3. Canales abiertos

En los conductos o canales abiertos el líquido fluye con superficie libre, pudiendo ser artificiales y naturales. Tienen amplia aplicación en la conducción del agua para generación de energía eléctrica, irrigación, abastecimiento de agua, conducción de aguas residuales, drenaje (pantános), control de inundaciones y otras.

Generalmente el flujo es turbulento en casis excepcionales es laminar. La velocidad de líquido es menor cerca de las paredes del canal y máximo en la superficie.

En el gráfico se indica un ejemplo de la forma como se presentan las velocidades. (en pies).

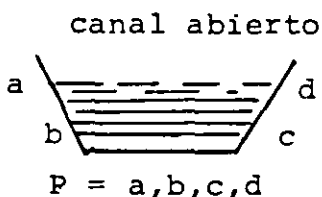


a =	3.03
b =	2.94
c =	2.34
d =	2.69
e =	2.56
f =	2.07

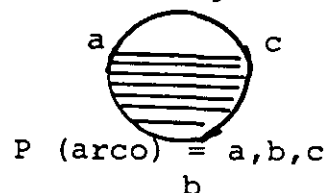
Hay algunas relaciones que se citan a continuación y son de frecuente uso.

a). Perímetro mojado (P)

No es necesario definirlo, los dos ejemplos indican el significado.



tubería a gravedad



b). Radio hidráulico (R)

Es la relación entre entre el área transversal del flujo (A) y el perímetro mojado (P), $R = A/P$

$$\text{radio hidráulico (R)} = \frac{\text{área transversal del flujo (A)}}{\text{perímetro mojado (P)}}$$

c). Flujo continuo

Se dice que hay un flujo contínuo (Q) cuando el producto del área (A) por la velocidad (V) se cumple siempre.

$$Q = A_1 V_1 = A_2 V_2 = A_3 V_3$$

d). Energía

La masa del líquido tiene habilidad para producir trabajo, es lo que denomina energía. Tanto la energía como el trabajo se miden en libra-pie (kilogramo-metro).

La energía cinética produce un trabajo debido a la masa del líquido (agua) y a la velocidad.

$$\text{Energía cinética (EC)} = 1/2 M V^2 \quad (M = W/g)$$

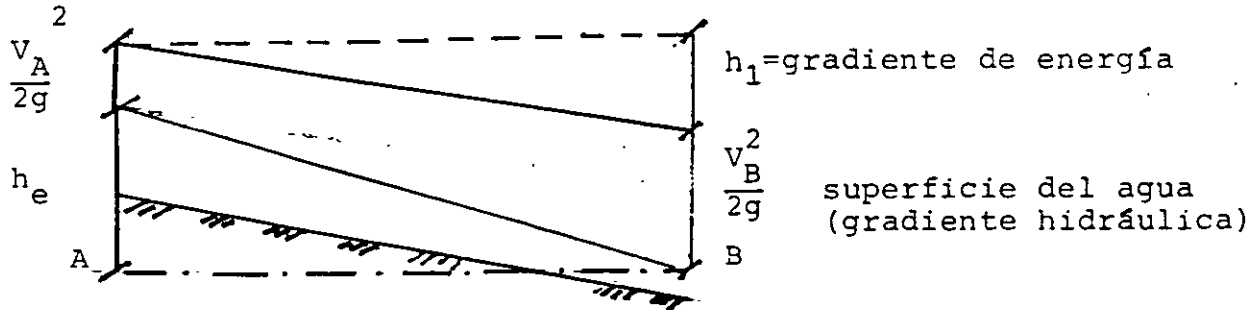
$$EC = W \frac{V^2}{2g} \quad (W = 1)$$

$$EC = \frac{V^2}{2g} \quad \frac{V^2}{2g} = \frac{(\text{pie/seg})^2}{\text{pie/seg}^2} = \text{pie}$$

e). Hidráulica apli cada a los canales

En el gráfico se considera un canal abierto con el punto inicial "A" y el final "B" y aplicando el teorema de Bernoulli se tiene una ecuación en la se equilibran las cargas en los dos puntos.

Tomando como referencia la línea AB se tienen valores que corresponden a la energía cinética al principio y final del canal, y las cargas en los mismos puntos.



La ecuación tiene la siguiente expresión:

$$\frac{V_A^2}{2g} + h_e = \frac{V_B^2}{2g}$$

f). Ecuaciones para el cálculo de velocidad y coeficientes

Fórmula de Chézy

$$V = C \sqrt{R S}$$

V= velocidad, pps (fs)

R= radio hidráulico, pies

S= gradiente hidráulica, pies

C= coeficiente

Fórmula de Kutter y Ganguillet

Para el valor del coeficiente "C" se aplica:

$$C = \frac{41.6 + \frac{0.00281}{S} + \frac{1.811}{n}}{1 + \frac{(41.6 + \frac{0.00281}{S})n}{\sqrt{R}}}$$

n = coeficiente de rugosidad

Fórmula de Bazin

Para el valor del coeficiente "C"

$$C = \frac{148.6}{0.552 + \frac{\gamma}{\sqrt{R}}}$$

γ = coeficiente de rugosidad

Fórmula de Manning

Para calcular la velocidad:

$$V = \frac{1.486}{n} R^{2/3} S^{1/2} \quad (V = \frac{1.486}{n} R^{1/6} / R S)$$

n = coeficiente de rugosidad

Se aplican valores para "n" y " γ " que se indican

	Kutter y Manning (n)	Bazin (γ)
<u>Manpostería</u>		
cemento liso	0.010	0.06
concreto	0.012	
ladrillo (buenas condiciones)	0.013	0.16
ladrillo rugoso	0.015	0.30
<u>Metal</u>		
liso	0.010	0.06
rugoso (tuberculoso)	0.020	
<u>Tierra</u>		
buena condición	0.020	0.85
con piedras y raíces	0.025	1.75

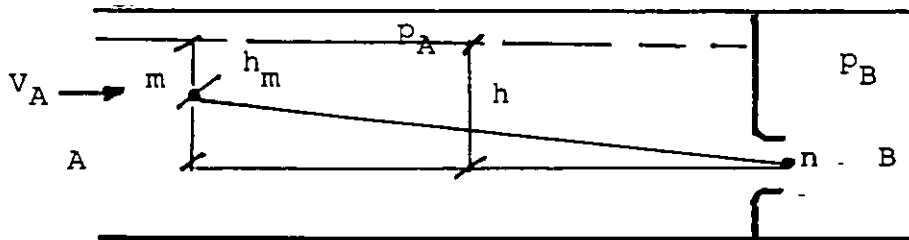
Para obtener resultados satisfactorios en la aplicación de las fórmulas se requiere tener un buen conocimiento de las condicio-

nes del canal y poder emplear el coeficiente que corresponde.

4. Orificios

Los orificios son aberturas de perímetro cerrado a través de las cuales fluye un líquido. En las instalaciones sanitarias, tales como plantas de potabilización o para el tratamiento de las aguas residuales, se emplean orificios.

Para calcular la velocidad y el gasto se parte de la ecuación de la energía deducida de la gráfica.



Las partículas líquidas se descargan por el orificio porque hay diferencia de elevación entre los puntos "m" y "n". El significado de las letras utilizadas en el esquema se explican por sí mismas. En las cámaras "A" y "B" la presión del gas está representado por "p_A" y "p_B" y las velocidades por "V_A" y "V_t" (descarga). La ecuación de la energía es:

$$\frac{V_A^2}{2g} + h + \frac{p_A}{w} = \frac{V_t^2}{2g} + \frac{p_B}{w}$$

$$V_t = \sqrt{2g \left(h + \frac{V_A^2}{2g} + \left(\frac{p_A}{w} - \frac{p_B}{w} \right) \right)}$$

Como las cámaras "A" y "B" están expuestas a la presión atmosférica, $p_A = p_B$.

La ecuación anterior puede escribirse:

$$V_t = \sqrt{2g \left(h + \frac{V_A^2}{2g} \right)}$$

$$V_t = \sqrt{2gh}$$

$$Q = CA \sqrt{2gh}$$

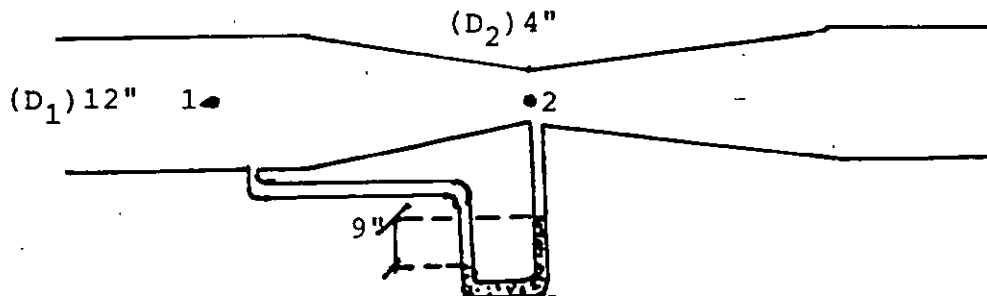
El coeficiente "C" varía de acuerdo con la fricción del líquido en las paredes del orificio.

El cálculo del gasto a través de orificios tiene mucha aplicación en plantas de tratamiento (agua y aguas residuales) porque en muchas ocasiones el diseño se efectúa permitiendo la entrada del líquido a los sedimentadores por orificios ubicados en el fondo del canal de entrada.

5. Medidor Venturi y canaleta Parshall

La medición de caudales en las plantas se realiza utilizando los llamados medidores Venturi (en tuberías) o la canaleta Parshall (canales abiertos).

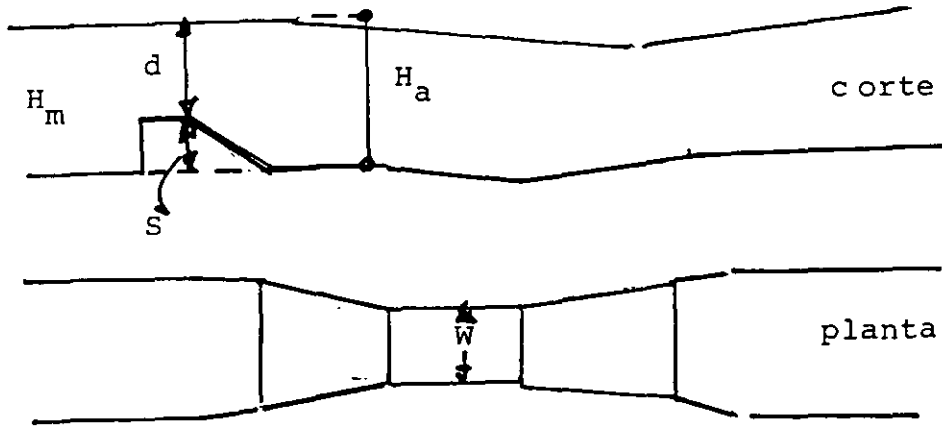
En el primero hay una contracción del líquido por reducción del



diámetro en las tuberías. V_1 es la velocidad en la porción "1" y V_2 en la 2, en igual forma los diámetros son " D_1 " y " D_2 ".

$$\frac{V_2}{2g} = \left(\frac{D_1}{D_2} \right)^4 \left(\frac{V_1}{2g} \right)^2$$

La canaleta Parshall está esquemáticamente representada en la figura (corte y planta).



El gasto (Q) se calcula con la fórmula:

$$Q = 2.27 W (H_a)^{3/2}$$

$$H_m = 1.1 H_a, \text{ de donde se deduce que } Q = 2.27 W \left(\frac{H_m}{1.1}\right)^{3/2}$$

$$H_m - S = d \text{ y } v = \frac{Q}{d W}$$

6. Ejercicios

Durante el desarrollo del curso se efectuarán unos pocos ejercicios que tienen mucha aplicación en la planeación del prediseño de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

7. Pérdidas de carga

Al recorrer el líquido por las distintas unidades (procesos) constitutivas del tratamiento, experimenta varias pérdidas de carga, hecho muy importante para determinar los niveles que tiene el agua en la entrada y salida de la planta, las que en gran medida dependerán del caudal (gasto) o volumen de agua

a tratar. Las pérdidas de altura sirven para determinar el perfil hidráulico y se denon principalmente a:

- a) fricción del agua en los conductos (abiertos o cerrados y en los accesorios).
- b) pérdidas de carga de velocidad.
- c) pérdidas de nivel por efecto de las descargas del líquido a través de vertederos, orificios y medios de control
- d) cambios de altura en varios puntos de la planta, como por ejemplo las caídas libres.
- e) pérdidas de carga o altura en las posible obras de ampliación de la planta (para atender demandas futuras).
- f) pérdidas de altura en las obras de la entrada de la planta

Cada unidad constitutiva de la planta debe ser analizadapara de terminar las pérdidas de carga que se originan, así por ejemplo en la entrada pueden deberse a compuertas , canales o tuberías para desviar el flujo, vertederos. La suma de las pérdidas parciales de las cargas de velocidad y de los desniveles introducidos en el diseño para las distintas unidades nos indicarán el perfil hidráulico que tendrá la planta.

8. Ubicación de la planta

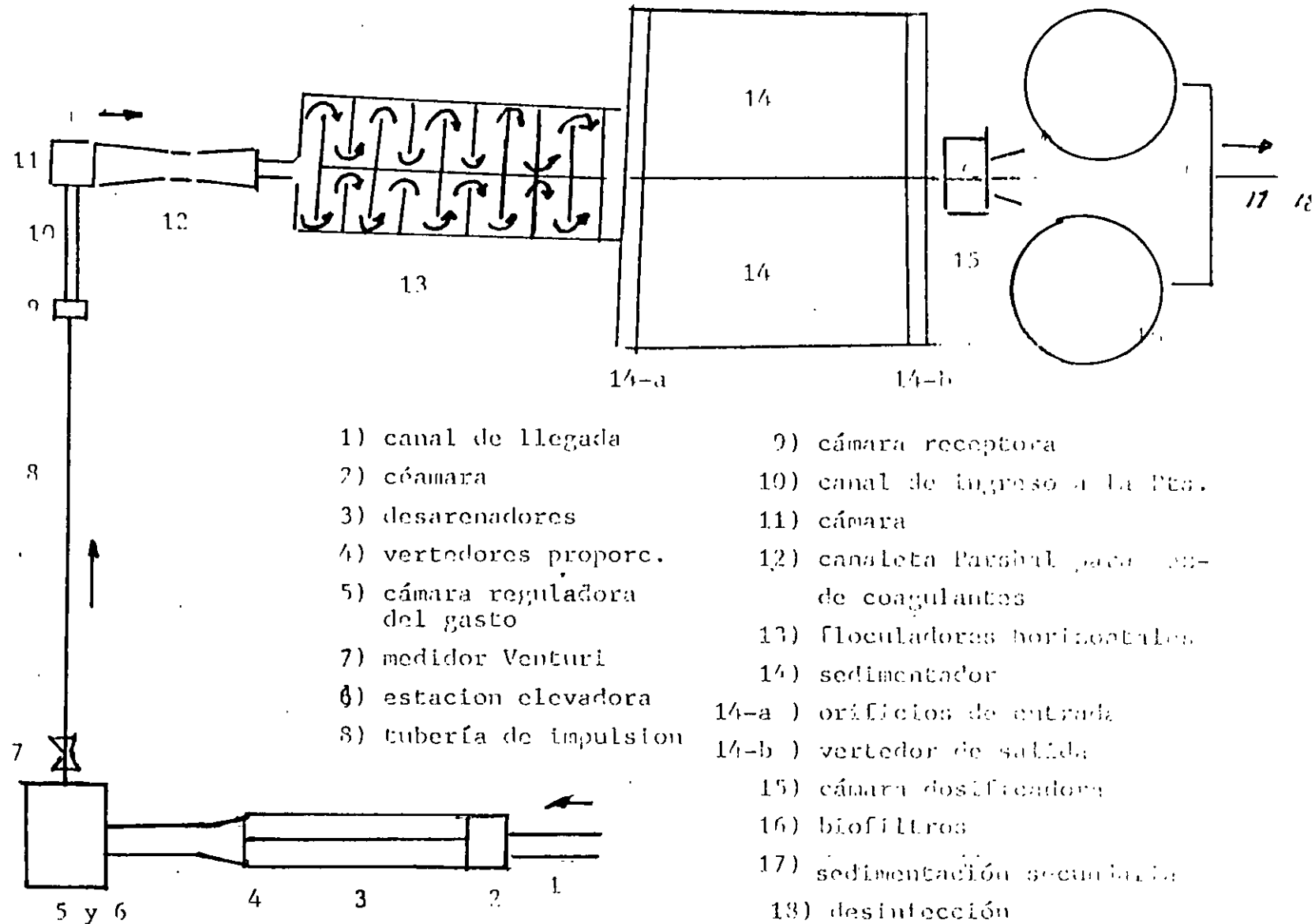
Para efectuar la selección del sitio más conveniente para la ubicación de la planta de tratamiento hay que tomar en cuenta varios factores, entre los principales:

- a) tipos de procesos que se adoptan en el tratamiento preparatorio, primario, secundario o terciario.
- b) aspectos hidráulicos
- c) topografía del terreno
- d) ubicación del colector de agua residuales que sería la entrada a la planta.
- e) características y topografía del lugar donde se ubicaría la descarga del efluente.

- f) áreas posiblemente inundables en el lugar de la descarga.
- g) aspectos de operación y mantenimiento
- h) aspectos financieros y económicos (disponibilidad del capital, obras de bombeo, consumo de energía).

Los procesos de tratamiento de la planta estarán íntimamente relacionados con la calidad deseada del efluente y de la calidad del agua que se dese en el cuerpo receptor, dependiendo de los usos. Un agua superficial limpia es normalmente bien oxigenada (el oxígeno disuelto a nivel del mar a 15°C es de 10.1 mg/l) y contiene muchas especies vivientes que incluyen protozoarios, bacterias, plantas y animales acuáticos, todos ellos interdependientes para constituir los ecosistemas acuáticos.

ESQUEMA DE LAS PARTES CONSTITUTIVAS DE UNA PLANTA TEORICA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS CON EL OBJETO DE ANALIZAR PERDIDAS DE CARGA EN LOS DIFERENTES PROCESOS



9. Bibliography

- a) Hydraulics
Horace W. Hax
University of Michigan

Chester G. Wisler
University of Michigan

James G. Woodburn
University of Wisconsin
- b) Handbook of Applied Hydraulics
Calvin Victor Davis
- c) Hydraulic Tables

G. Williams
Allen Hazen
- d) Civil Engineers' Handbook
Merriman and Higgins



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

SELECCIÓN DE PROCESOS DE TRATAMIENTO

DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA

4.- CRITERIO Y RECOMENDACIONES PARA DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS

4.1. INFORMACION BASICA DE PROYECTO

4.1.1. Datos de proyecto

En los proyectos de aguas negras los datos básicos de diseño son:

- a) población actual y de diseño
- b) Dotación o preferentemente aportación
- c) Calidad del agua cruda
- d) Calidad del agua tratada
- e) Climatología
- f) Temperatura del agua y del aire
- g) Altura sobre el nivel del mar
- h) Destino o reuso del agua tratada
- i) Terreno disponible superficie, topografía, altura del nivel freático, tipo y capacidad de carga del terreno e idoneidad del mismo para construcción de bordos.

4.1.2. CAPACIDAD DE LA PLANTA

La planta debe diseñarse para tratar el gasto medio diario aunque algunas unidades se diseñarán para tratar el gasto máximo diario, como es el caso de rejillas, desarenadores y tanques de contacto de cloro.

4.1.3. MODULACION

Dependerá del tamaño de la instalación, de la curva de crecimiento de gastos y de las dimensiones máximas recomendadas para algunos equipos. En general las plantas mayores de -- 100 lt/seg tendrán por lo menos dos unidades de igual capacidad.

4.1.4 CARACTERIZACION DE LAS AGUAS NEGRAS

Es importante señalar que los criterios y recomendaciones que adelante se transcriben, son aplicables al tratamiento de aguas negras municipales con baja o ninguna aportación industrial. Si se presentare algún caso de inclusión de aguas residuales industriales, sus características deberán ser compatibles con las ~~de~~ de las aguas municipales de carácter eminentemente doméstico, para efectuar un tratamiento conjunto.

4.1.4.1 MUESTREOS Y ANALISIS

En las descargas o sitios de vertido de las aguas negras se implementará un programa de muestreos y análisis para caracterizar las aguas por tratar.

El programa mínimo de análisis consistirá en tomar muestras cada hora, durante una semana, para integrar siete muestras combinadas que se llevarán al laboratorio.

El volumen de cada muestra horaria que integrará el volumen de la muestra combinada, deberá ser preferentemente proporcional al gasto de escurrimiento al momento de tomar la muestra.

Las muestras se preservarán adecuadamente siguiendo las recomendaciones que se señalan en el ANEXO

4.1

Si se tiene un número mayor de análisis que permit una evaluación estadística de las características de las aguas negras, se hará un estudio para conocer la posibilidad de presentación de los valores determinados. Generalmente el diseño de las unidades de proceso se realiza en función de los valores del 50 - percentil, aunque pueden seleccionarse valores mayores con el fin de obtener un efluente de alta calidad consistentemente.

Las determinaciones que se realizaron en el laboratorio son las siguientes:

Sólidos Totales

Disueltos totales, fijos y volátiles

Suspendidos totales, fijos y volátiles

Sedimentables

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO a 5 días y 20°C)

Demanda química de oxígeno (DQO)

Nitrógeno Total

Orgánico

Amoniacal

Fósforo Total

Orgánico

Inorgánico

Cloruros

Alcalinidad

Grasas

Substancias Activas al azul de metileno (S.A.M) para medir detergentes (ABS)

En campo, durante la toma de muestras se determinarán pH y temperatura.

En caso de amplia variación de los datos obtenidos o pocos análisis, pueden emplearse para efluentes de aguas negras de carácter eminentemente doméstico, - los valores per cápita que se transcriben a continuación.

CARACTERÍSTICAS DE AGUAS NEGRAS DOMESTICAS

DETERMINACION	RANGO DE VALORES gr/capita x día
DBO ₅	45 - 54
DQO	1.6 a 1.9 x DBO ₅
Sólidos Totales	170 - 220
Sólidos Suspendidos	70 - 145
Sólidos Disueltos	50 - 150
Grasas	10 - 30
Alcalinidad	20 - 30
Cloruros	4 - 8
Nitrógeno total (N)	5 - 12
Orgánico	- 0.4 x N total
Ammoniacal	- 0.6 x N total
Fósforo total (P)	0.8 - 4.0
Orgánico	- 0.3 x P total
Inorgánico	- 0.7 x P total

4.1.5 CALIDAD DEL EFLUENTE

La calidad del efluente en cada caso particular es fijada por la DIRECCION GENERAL DE PREVENCION Y CONTROL DE LA CONTAMINACION AMBIENTAL de la SECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA.

En general, los requisitos de control de calidad para una planta de tratamiento son pre-establecidos para el proyecto y son de dos tipos.

- a) Calidad del efluente, donde se fijan los valores límites de los parámetros que lo normen.
- b) Criterios de calidad de las aguas receptoras.

Frecuentemente se utiliza una combinación de los dos criterios.

4.2 OBJETIVOS DEL TRATAMIENTO

Los principales objetivos del tratamiento de aguas residuales son:

- a) Remoción de sólidos-suspendidos y flotantes.
- b) Tratamiento de material orgánico biodegradable.
- c) Eliminación de organismos patógenos.

4.3 SELECCION DE OPERACIONES Y PROCESOS DE TRATAMIENTO

Una vez establecidos los objetivos del tratamiento para un proyecto específico, el grado de tratamiento puede determinarse comparando las características de las aguas negras crudas con los requisitos de la -

calidad del efluente.

Para lograr el tratamiento deseado, pueden obtenerse alternativas con combinaciones de procesos, que deberán evaluarse en sus aspectos constructivos, de adquisición de equipos, costos de inversión, operación y mantenimiento, simpleza operativa, disponibilidad de personal capacitado y área, topografía y características geológicas del terreno destinado a la construcción de la Planta, para seleccionar la mejor alternativa que sirva para desarrollar el proyecto ejecutivo.

Los contaminantes de las aguas negras se remueven por medios físicos, químicos y biológicos. Los métodos individuales comunmente se clasifican como operaciones unitarias físicas y procesos unitarios químicos y biológicos.

Las operaciones unitarias físicas comprenden:

Desbastado (cribado)

Mezcla

Floculación

Sedimentación

Flotación y

Filtración

Los procesos químicos son

Precipitación

Transferencia de gases

Adsorción y

Desinfección

Los procesos biológicos emplean actividades biológicas para la remoción de contaminantes orgánicos biodegradables.

En tratamiento de aguas negras, al empleo de operaciones unitarias físicas se le denomina TRATAMIENTO PRIMARIO; si se incluye la mezcla y floculación se le llama PRIMARIO AVANZADO y a la utilización de procesos químicos o biológicos se les refiere como TRATAMIENTO SECUNDARIO.

OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS UTILIZADOS PARA REMOVER CONTAMINANTES.

C O N T A M I N A N T E S

OPERACIONES Y PROCESOS
UNITARIOS

Sólidos suspendidos y
flotantes

Sedimentación

Cribado y desmenuzado

Flotación

Filtración

Mezcla

Floculación

C O N T A M I N A N T E S**OP.ACIONES Y PROCESOS
UNITARIOS**

Orgánicos biodegradables

Lodos activados

Filtros rociadores

Discos biológicos

Lagunas de estabilización

Lagunas aeradas

Tanques sépticos

Filtros anaerobios

Tratamientos en el terreno

Organismos patógenos

Cloración

Hipocloración

4.3.1 Las operaciones y procesos mencionados arriba se utilizan para el tratamiento del llamado TREN DEL AGUA, que a su vez genera lodos con alto contenido orgánico, los cuales deben tratarse en el denominado TREN DE LODOS, para convertirlos en productos inocuos. Los métodos recomendados para el tratamiento de lodos y su disposición son:

F U N C I O N

OPERACIONES DE PROCESOS
UNITARIOS Y METODOS DE
TRATAMIENTO

ESPEZAMIENTO	ESPEZADO POR GRAVEDAD
ESTABILIZACION	CON CAL
	DIGESTION ANAEROBIA
	DIGESTION AEROBICA
ACONDICIONAMIENTO	COAGULACION QUIMICA
SECADO	FILTROS DE VACIO
	FILTROS DE BANDA HORIZONTAL
	Y RODILLOS A PRESION
	LECHOS DE SECADO
DISPOSICION	RELLENOS
	ACONDICIONAMIENTO DE
	TERRENOS

4.4 TRABAJOS PRELIMINARES

Antes de proceder a la evaluación de las alternativas deben elaborarse:

- a) DIAGRAMAS DE FLUJO para los trenes del agua y de lodos usando las combinaciones apropiadas seleccionadas de las TABLAS 4.1 y 4.2, dependiendo del contaminante a ser removido.
- b) Determinación del tamaño de las facilidades físicas necesarias, usando los criterios que adelante se de-

tallan para los datos del PROYECTO, gastos, cargas - orgánicas, etc.

c) Balance hidráulico y de sólidos.

Donde se indiquen los volúmenes de agua y sólidos que entran y salen de cada operación o proceso unitario.

d) Perfil hidráulico.

De particular importancia es la determinación del perfil hidráulico, en atención a las pérdidas y selección de los puntos de control.

Los perfiles permitirán

d1) Asegurar que el gradiente hidráulico es adecuado para que el gasto máximo de aguas negras fluya por gravedad, sin originar desbordamiento o generación de tirantes inconvenientes.

d2) Establecer requisitos de carga para las bombas, donde sea necesario su empleo.

e) Planta General

Se elaborará el arreglo de las unidades de tratamiento en Planta, tanto de construcción inmediata como futuras, incluyendo los edificios de control y administrativos, subestación eléctrica, almacenes, etc. Para ello se deberán considerar los siguientes factores:

- e1) Geometría y topografía del terreno.
- e2) Mecánica del suelo.
Nivel freático y recomendaciones para las cimentaciones.
- e3) Localización del influente y sitio de vertido.
- e4) Accesos al terreno.
- e5) Tipos de procesos seleccionados.
- e6) Efecto de la longitud de tuberías en el tratamiento.
- e7) Eficiencias y funcionamiento de la planta.
- e8) Confiabilidad y economía en la operación.
- e9) Estética y funcionalismo.
- e10) Control ambiental.
- e11) Areas adicionales para expansiones futuras.

4.5 EVALUACION DE ALTERNATIVAS

4.5.1 Costo de la Planta

Para la evaluación de alternativas se requerirá además de la estimación de la obra civil, la elaboración de especificaciones preliminares de los equipos de proceso, bombeo y medición, para obtener un estimado de costo, la cuantificación y costo e instalación de la fontanería, los requisitos de energía para determinar el tamaño y costo de la subestación y centro de control de motores, así como el costo de sistemas de fuerza, tierras y alumbrado tanto interior como exterior.

Se hará también la estimación de las obras accesorias como son guarniciones, banquetas, calzadas, ornamentación y delimitación perimetral.

4.5.2 Costo O.M.R.

Para completar la evaluación de alternativas se hará el análisis de los costos de operación, mantenimiento y reemplazos menores, con precios actualizados de consumo de energía, productos químicos y sueldos del personal de operación.

4.5.3 COSTO DEL TRATAMIENTO

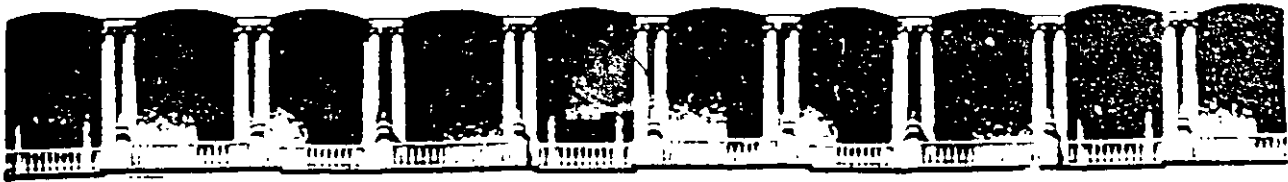
Con base en el costo de la Planta, los costos O.M.R. y la amortización de la inversión, se hará el análisis del costo del tratamiento, que deberá presentarse en S/m^3 para la capacidad de diseño de la planta, - costo en $S/hab \times año$ y en S/kg de DBO_5 removida.

ANEXO 4.1

PRESERVACION DE MUESTRAS

P R E S E R V A T I V O	A C C I O N .	A P L I C A B L E A
Hg Cl ₂	INHIBIDOR BACTERIAL	NITROGENO Y FOSFORO EN TODAS SUS FORMAS
ACIDO NITRICO (HNO ₃)	SOLVENTE DE METALES PREVIENE LA PRECIPITACION	METALES
ACIDO SULFURICO (H ₂ SO ₄)	INHIBIDOR BACTERIAL	MUESTRAS ORGANICAS : (DIOXIDO, GRASAS Y ACEITES, CARBON ORGANICO), NITROGENO Y FOSFORO EN TODAS SUS FORMAS
	FORMACION DE SALES CON BASES ORGANICAS	AMONIACO Y AMINAS
ALCALI (Na OH)	FORMACION DE SALES CON COMPUESTOS VOLATILES	CIANURO, ACIDOS ORGANICOS
REFRIGERACION	INHIBIDOR BACTERIAL, RETARDADOR DE LAS REACCIONES QUIMICAS	ACIDOS, ALCALINIDAD MATERIALES ORGANICOS DRO, COLOR, CLOR FOSFORO ORGANICO, NITROGENO ORGANICO, CARBON ETC., ORGANISMOS BIOLÓGICOS (COLIFORMES ETC).

EN GENERAL, LA REFRIGERACION A TEMPERATURAS CERCANAS AL CONGELAMIENTO (0°C), ES LA TECNICA MAS USUAL PARA PRESERVACION, PERO NO ES APLICABLE A TODOS LOS TIPOS DE MUESTRAS.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

NEUTRALIZACIÓN

DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA

NEUTRALIZACION

Dr. Ing. Pedro Martínez Pereda

1.- Introducción

Se denomina "acidez" de una solución acuosa a su capacidad para ceder iones de hidrógeno; al concepto inverso, es decir, a la capacidad de una solución para aceptar iones de hidrógeno se le denomina "alcalinidad o basicidad".

Por otro lado, la intensidad de la acidez o basicidad de una solución se mide convenientemente en función de la concentración de los iones de hidrógeno en el seno del líquido. Así, el "potencial hidrógeno" se define como el logaritmo de base 10 de la inversa de la concentración de iones de hidrógeno:

$$\text{pH} = - \log [\text{H}^+] \quad (1)$$

Se consideran neutras las soluciones con pH 7, alcalinas las que muestran pH > 7, y ácidas las ^{que} tienen pH < 7.

El término "alcalinidad total" se refiere a la cantidad total de ácido que debe agregarse a una muestra de solución para bajar su pH hasta 4.5, y el término "acidez total", a la cantidad de base requerida para elevar el pH de la muestra hasta 8.3. Ambos son términos de capacidad, y pueden expresarse convenientemente en mg/l como CaCO₃.

Las aguas residuales procedentes de un gran número de industrias son alcalinas o ácidas. Entre estas industrias destacan las de productos químicos, las de pulpa y papel, las metalúrgicas, las de galvanoplastia, las textiles, la huleira, las de carbón mineral, las de películas fotográficas, las embotelladoras de refrescos, artículos de cuero_x y ^{las} enlatadoras.

Los desechos ácidos o alcalinos ocasionan daños a los cuerpos de agua receptores, produciendo, según su concentración, reducción o muerte de la vida acuática. Se considera que el rango de pH para que exista actividad vital efectiva en las aguas es 6.5 a 8.5, por tanto, se recomienda que los desechos fuera de estos límites se sujeten a neutralización antes de ser descargados⁽¹⁾, lo cual debe estar de acuerdo obviamente con las características de la corriente receptora y los reglamentos en vigor.

2.- Métodos de neutralización

Al presente existen diversos métodos aceptables desde el punto de vista económico para efectuar la neutralización de las aguas residuales que lo requieran. Los más usuales son:

a) - mezclado de aguas residuales ácidas y alcalinas.- Los desechos pueden proceder de la misma o diversas industrias, mezclán dose para obtener un pH lo más cercano posible a 7.

Este método requiere de capacidad suficiente de almacenamiento y homogeⁿización para absorber las variaciones en las concentraciones de los desechos.

Si este método es aplicado debe tenerse cuidado en el control de la producción de compuestos tóxicos.

Aguas ácidas:

b) - Paso de las aguas residuales por mantos de piedra caliza.-

En este procedimiento, se usa generalmente flujo ascendente, lo grándose con ello arrastrar a la mayor parte de los productos de la reacción antes de que se precipiten sobre la caliza. La carga recomendada máxima es de 35 l/min-m^2 , para obtener tiempos de contacto suficientes para que se efectúe la reacción. Se recomienda limitar la concentración de ácido en el agua residual al 5% para evitar la obstrucción de la superficie caliza debido a precipitados. Para evitar la formación de capas no reactivas de sulfato de calcio sobre la caliza, la concentración de ácido sulfúrico debe ser menor a 0.6%. Debe considerarse que los metales disueltos tienden a precipitarse como hidróxidos obstruyendo la superficie de la piedra caliza.

c) - Adición de lechada de cal a desechos ácidos.- Este método resulta más efectivo que el anterior en el tratamiento de desechos ácidos. Se usa normalmente en tratamiento continuo, de mo-

do que los productos de la reacción, que quedan en solución son arrastrados con el efluente.

No obstante las dificultades de dosificación de la cal hidratada, su empleo es muy conveniente cuando se trata de volúmenes relativamente pequeños de desechos. Como el contenido magnésico de la cal es más reactivo en aguas fuertemente ácidas, el tipo de cal que se use influirá en el grado de neutralización obtenido. Los resultados son generalmente eficientes cuando el pH del agua por tratar es menor de 4.2.

d) - Adición de NaOH ó Na_2CO_3 .

Estos compuestos son agentes neutralizadores más potentes que la cal o la piedra caliza; sin embargo, su alto costo influye generalmente en forma negativa en la selección de este proceso. Su aplicación tiene como ventaja el que los productos de la reacción son solubles y no incrementan la dureza de las aguas receptoras. Por tanto, este método se usa para tratar pequeños volúmenes de desechos.

Aguas alcalinas:

e) - Adición de CO_2 .

La adición de CO_2 a aguas residuales alcalinas puede ser de diversas formas, a saber:

- difusión de gases provenientes de chimeneas de calderas
- inyección de CO_2 comprimido
- combustión sumergida

En el primer caso se aprovecha el contenido de CO_2 de los exhaustos de las calderas (aproximadamente 14%). Para ello, los gases se filtran para remover azufre y partículas, aplicándose posteriormente al agua mediante difusores. Si las aguas residuales tienen altos contenidos de azufre, puede formarse ácido sulfídrico, que debe controlarse para evitar condiciones desagradables.

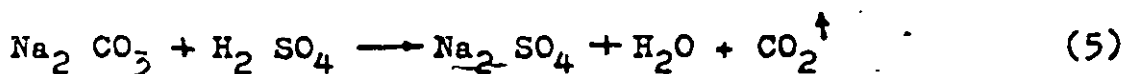
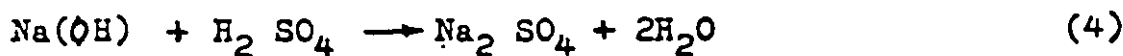
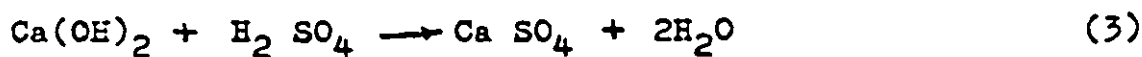
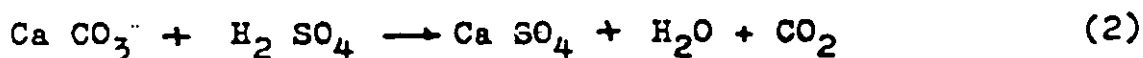
El CO_2 comprimido comercial tiene ventajas sobre el CO_2 procedente de procesos de combustión en calderas, sobre todo en lo que se refiere a su pureza y sencillez para su aplicación. Por otro lado, su costo resulta alto, sobre todo cuando se trata de grandes volúmenes por tratar.

El método de combustión sumergida ha sido usado en forma experimental, siendo necesario realizar investigaciones amplias para determinar si puede o no ser usado como proceso normal de neutralización. 4

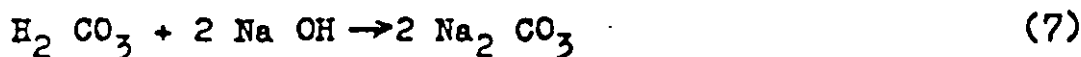
f) - Adición de ácido sulfúrico.-

Este método se usa para neutralizar pequeños volúmenes de aguas

residuales, debido al alto costo de este reactivo. Como desventaja se señala además, la dificultad y peligro en su manejo. Las reacciones típicas de neutralización de la acidez, que se efectúan en los procesos descritos en el capítulo anterior, son las siguientes:



Las reacciones típicas de neutralización de la alcalinidad son:



3.- Diseño de lechos de caliza

Al proceder al diseño de una instalación de neutralización mediante el uso de piedra caliza, se debe determinar experimentalmente la profundidad del lecho, en función de las características del influente y del reactante. Los experimentos

efectúan en columnas de filtración de 4 a 6 in. de diámetro, dispuestas como se muestra en la figura 1.

- a - La caliza triturada (1 a 2 in de diámetro), previamente lavada, se coloca en sendas columnas para tener profundidades de lecho de 1, 2 y 3 ft.
- b - Se alimenta agua residual a las columnas en la forma ascendente o descendente, según se piense hacer en la realidad. El gasto por unidad de sección recta (carga superficial), se varía entre 50 y 1000 gal/hora/ft² (0.030 a 0.60 l/min/m².)
- c - Se mide el pH del efluente de cada columna hasta que este se estabilice.
- d - Después de cada prueba se remueve la caliza de cada columna, y se registra el peso utilizado.

Los resultados del experimento permiten dibujar una gráfica que representa el valor del pH efluente en función de la carga superficial y la profundidad del lecho. Esta gráfica (figura 2), constituye el principal elemento de diseño, el cual puede realizarse como sigue:

- a - Para el pH deseado en el efluente, se determina, usando la gráfica de diseño, las cargas superficiales que corresponden a cada profundidad de lecho.
- b - Se calcula el área necesaria de lecho de neutralización, en función del gasto real, para cada carga superficial determinada en el paso anterior (área igual a gasto entre carga superficial)

- c - Se calcula el volumen requerido de caliza para cada profundidad de lecho.
- d - Se determina el gasto por unidad de volumen de caliza, para cada una de las profundidades consideradas.
- e - La profundidad óptima se determina graficando los gastos por unidad de volumen de caliza, contra las profundidades correspondientes; el máximo gasto unitario corresponde a la profundidad óptima (figura 3)
- f - Se grafica el volumen o peso de caliza requerido por cada 1000 gal. de agua residual contra el pH del efluente, para la profundidad óptima. Esta gráfica (figura 4) puede usarse para determinar las cantidades de calcita requeridas para obtener diversos valores de pH en el efluente, diferentes al originalmente deseado.

Ejemplo:

Los desechos líquidos de cierta industria tienen una concentración 0.10 N de H_2SO_4 . Si el gasto por tratar es de 50 gal/min, y el pH final debe ser de 6.0, determinar a) la profundidad más económica del filtro, b) los volúmenes de caliza que debe de tener el lecho, si el pH final es 6.0.

a - La figura 2 corresponde a las condiciones del problema y a lechos de calcita magnésica calcinada. Entrando en las ordenadas con pH 6, en las abscisas se leen las cargas superficiales correspondientes a 0.5 ft, 1 ft, 3 ft, etc. de

profundidad de lecho. Estos resultados aparecen en la columna 2 de la tabla 1. El área de lecho respectiva, columna 3, se obtiene dividiendo el gasto (~~150~~ 50 gal/min = 3000 gal/hr), entre la carga superficial ($3000/65 = 46$; $3000/\del{65}/250 = 12$, etc).

El volumen de caliza, columna 4, se obtiene multiplicando el área de lecho por la profundidad ($46 \times 0.5 = 23$, $12 \times 1 = 12$, etc).

El gasto por volumen unitario, columna 5, es el gasto (3000 gal/hr) entre el volumen de caliza ($3000/23 = 130$, etc).

Graficando las profundidades contra los gastos por volumen unitario, se obtiene la curva de la figura 3, donde se observa que la profundidad óptima es 3 ft.

b - Considerando un lecho de 3 ft de profundidad, en la figura 2 se leen los valores carga superficial correspondientes a pH 5, 6, 7, etc. Tales valores aparecen en la columna 2 de la tabla 2.

Las cargas superficiales divididas por la profundidad del lecho (3 ft), resultan en los gastos por volumen unitario de ca-

liza, columna 3, (3000/3 = 1000, etc).

Los volúmenes de lecho de caliza, por cada 1000 galones por hora de desechos tratados, columna 4, se obtiene multiplicando los inversos de la columna 3, por 1000.

c) Como la concentración ácida de los desechos es 0.1 N y el gasto es 3000 gal/hr., el peso de ácido neutralizado será:

$$3000 \frac{\text{gal}}{\text{hr}} \times 0.1 \text{ N} \times \frac{49 \text{ g}}{\text{N l}} \times \frac{1 \text{ lb}}{453 \text{ g}} \times 3.785 \frac{\text{l}}{\text{gal}} \times \frac{24 \text{ hr}}{\text{día}}$$
$$= 2950 \frac{\text{lb}}{\text{día}}$$

Si se supone que la caliza usada tiene una reactividad del 60% el consumo de caliza será

$$2950 \times \frac{49}{50} \times \frac{1}{0.60} = 5000 \frac{\text{lb}}{\text{día}}$$

4 - Diseño de sistemas de neutralización a base de lechada de cal.

Para determinar las propiedades neutralizantes de la cal que se vaya a usar en un proceso, se realizan pruebas de laboratorio que consisten en:

TABLA 1

Cálculo del gasto por volumen unitario de reactante en lechos de caliza

Profundidad ft	carga superficial gal/hr-ft ²	área, ft ²	Volumen de caliza ft ³	Gasto por volumen unitario gal/hr-ft ³
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
0.5	65	46	23	130
1	250	12	12	250
2	1040	2.9	5.8	520
3	1800	1.67	5.0	600
4	2100	1.42	5.7	525

TABLA 2

Cálculo del volumen necesario de caliza por 1000 galones de agua residual tratada

pH	carga superficial gal/hr-ft ²	gasto por volumen unitario gal/hr-ft ³	Volumen de caliza por 1000 gal de desechos ft ³
(1)	(2)	(3)	(4)
5	3000	1000	1.00
6	1850	617	1.63
7	1500	500	2.00
8	1220	407	2.46
9	860	287	3.50

- a - Tomar una muestra de la cal que se vaya a usar en el proceso, y preparar una suspensión con concentración tal que permita ser manejada convenientemente por el equipo de - que pueda disponerse en la instalación real.
- b - Agregar pequeños incrementos medidos de suspensión a 500 ml de muestra de agua residual, agitar, y medir el pH - después de cada dosificación, hasta que el pH se establezca. Registrar el pH de estabilización, y proseguir agregando suspensión de cal hasta que se alcance pH 10

Con los resultados del experimento se puede dibujar una curva similar a la que aparece en la figura 5, graficando los miligramos de cal por litro de muestra, gastados para obtener un cierto pH, contra los valores de pH respectivos.

Para determinar el tiempo en que se completa la reacción:

- a - Se usa la gráfica obtenida anteriormente, para determinar la cantidad de cal que debe agregarse a una muestra de 500 ml para obtener el pH deseado.
- b - La cantidad de cal así determinada se agrega a la muestra, se agita continuamente, y se mide el tiempo en que se estabiliza el pH. Este dato representa el tiempo de mezclado necesario.

La potencia requerida en el mezclador se calcula con la siguiente fórmula:

$$P = \frac{k}{g} p n^3 D^5 \quad (9)$$

donde:

- P - potencia, ft-lb/sec.
- k - coeficiente de mezclado
- p - peso unitario de la mezcla
- n - velocidad angular, r.p.s.
- D - diámetro del impelente, ft.

Ejemplo:

El gasto de desechos líquidos de una cierta instalación industrial es de 6 l/sec. Mediante pruebas de laboratorio se encontraron los resultados mostrados en la figura 6. Se desea neutralizar los desechos hasta alcanzar pH 7; determinar: a) la cantidad de cal consumida, b) el volumen del tanque de reacción, si el tiempo de contacto es de 5 min, y c) la potencia necesaria en el impelente del mezclador.

(K = 0.4; D = 2.5 ft; $\rho = 69.5 \frac{\text{lb}}{\text{ft}^3}$; n = 4 rps.

a) En la figura 6 se lee que para pH 7 se requieren 2250 mg de cal para tratar un ^{litro} l de agua residual; por tanto, para tratar 6 l/seg. se requerirán:

$$6 \frac{\text{l}}{\text{sec}} \times 2250 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times \frac{\text{Kg}}{10^6 \text{ mg}} \times \frac{86\,400 \text{ sec}}{\text{día}} = 1166 \frac{\text{Kg}}{\text{día}}$$

b) El volumen del tanque de mezclado se obtiene multiplicando el gasto por el tiempo de mezclado:

$$6 \frac{\text{lt}}{\text{sec}} \times 5 \text{ min} \times \frac{60 \text{ sec}}{\text{min}} = 1800 \text{ lt.}$$

c) La potencia en el impelente del mezclador se obtiene aplicando la fórmula 9.

$$P = \frac{0.4}{32.2} (69.5)(4)^3 (2.5)^{\frac{5}{2}} \frac{\text{sec}^2}{\text{ft}} \frac{\text{lb}}{\text{ft}^3} \frac{1}{\text{sec}^3} \frac{\text{ft}^5}{550 \text{ ft-lb}} \frac{\text{sec}}{\text{HP}}$$

$$P = 9.75 \text{ H. P.}$$

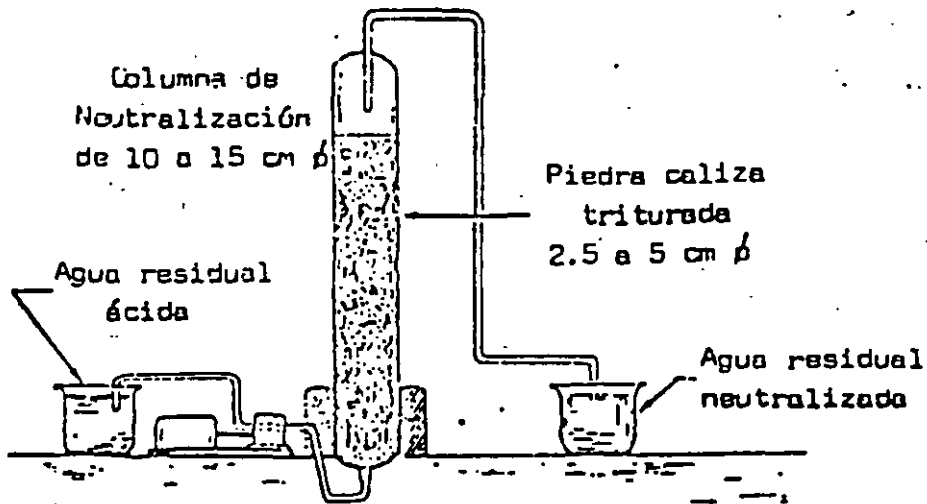


FIG. 1. Columnas de neutralización con piedra caliza.

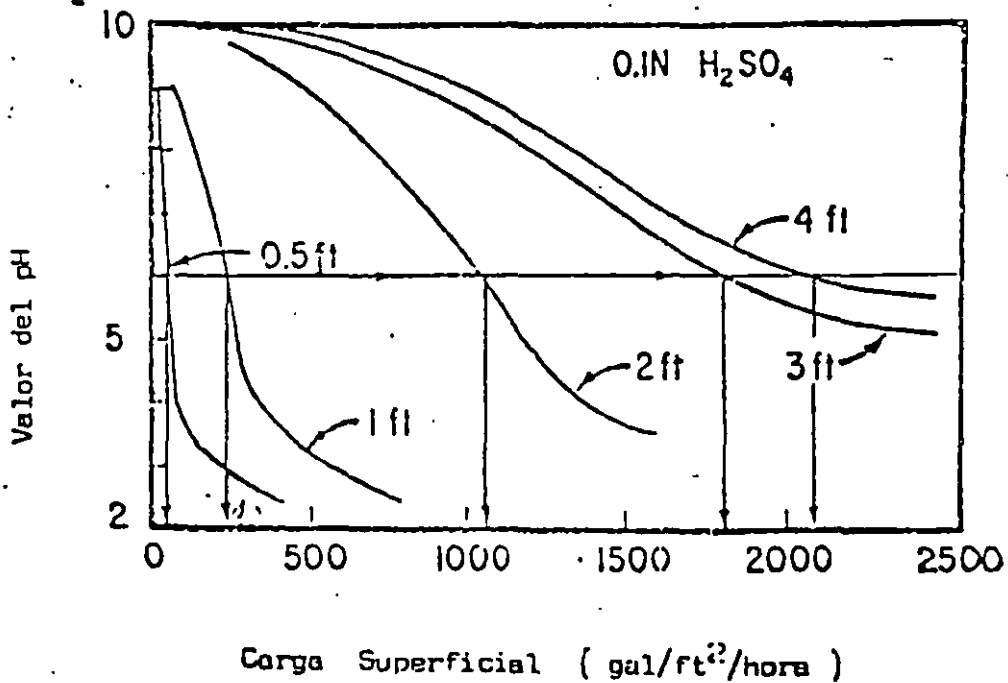


FIG. 2. Relación entre el pH y la carga superficial aplicada.

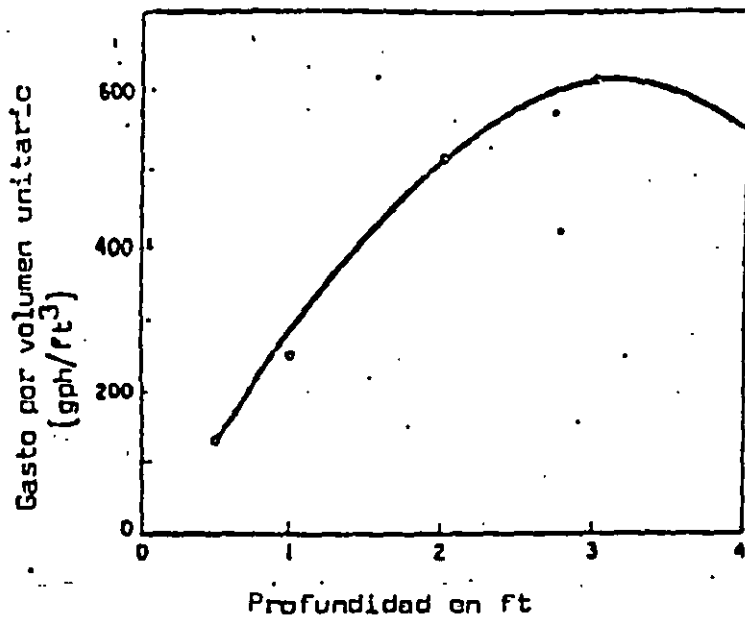


FIG. 3. Determinación de la profundidad óptima del lecho de caliza.

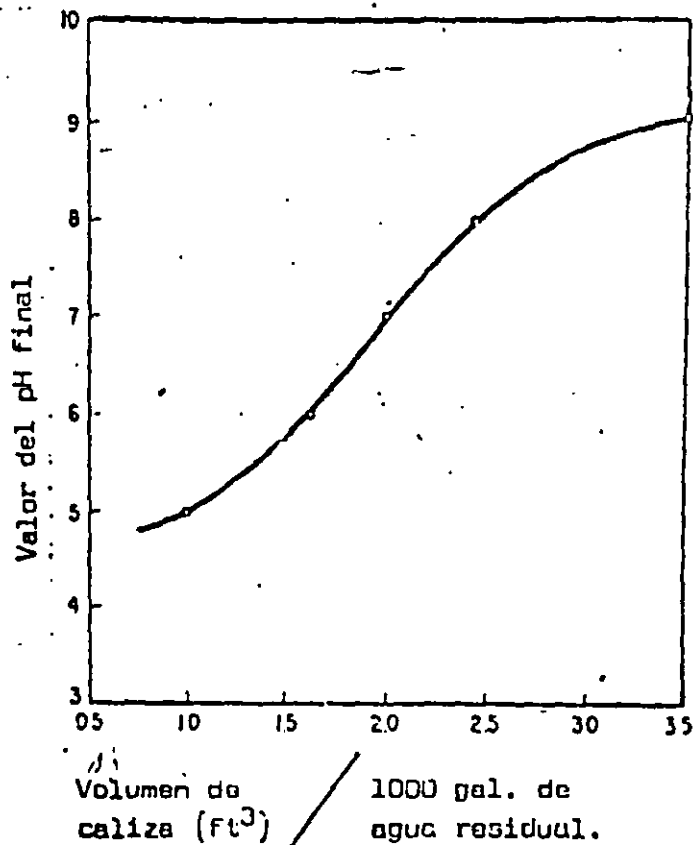
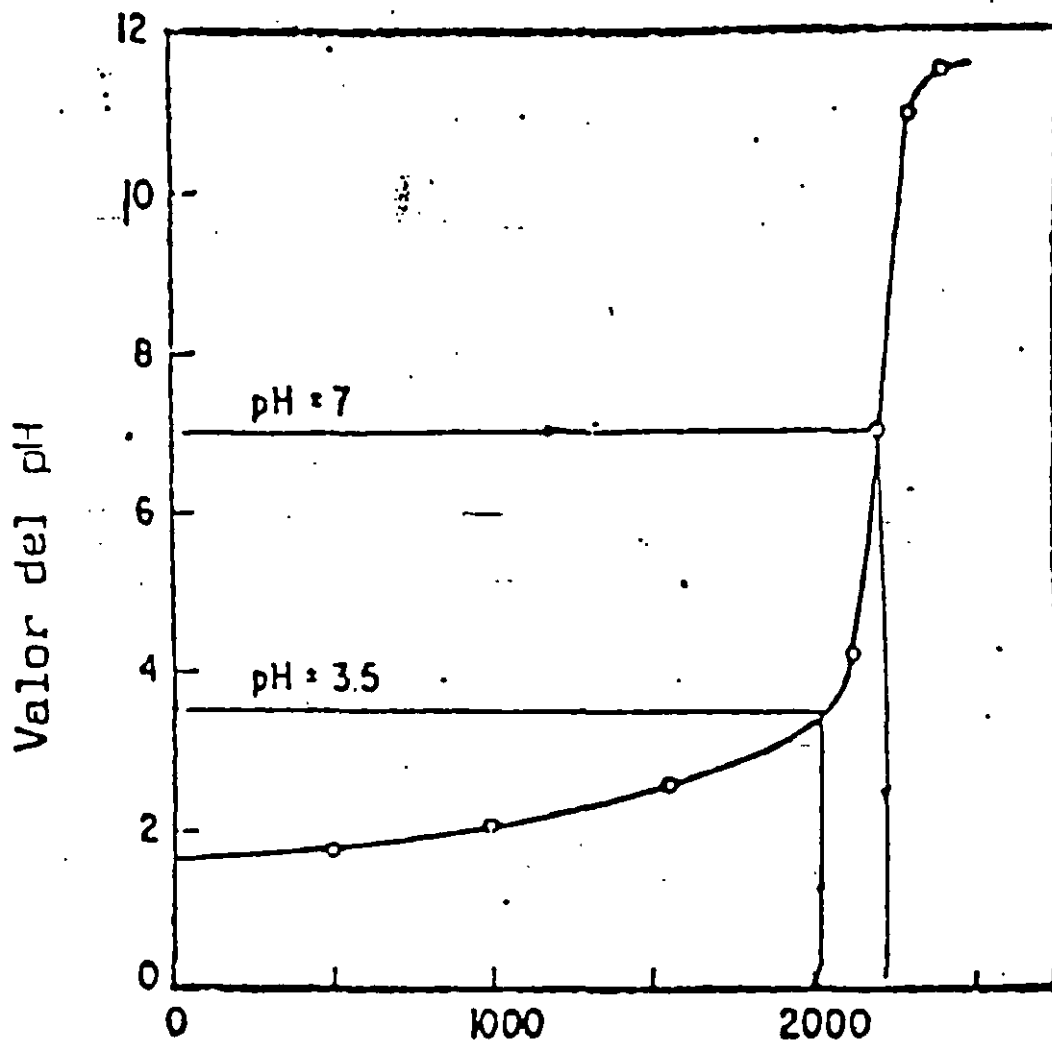


FIG. 4. Cantidad necesaria de caliza por volumen unitario de agua residual en función del pH final, para una profundidad de lecho de 3 ft



mg de cal/litro de agua residual

FIG. 5. Curva de neutralización.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

LAGUNAS MECÁNICAMENTE AIREADAS

M. en C. EDMUNDO IZURIETA RUIZ

LAGUNAS MECANICAMENTE AIREADAS (+)

1. Son procesos aerobios, mecánicamente aireados, para el tratamiento de las aguas residuales.
2. La transferencia de oxígeno se efectúa mediante el empleo de aeradores superficiales, por eso se las denomina lagunas mecánicamente aireadas.
3. Debido a factores de turbiedad, turbulencia y otros el crecimiento de algas es prácticamente nulo.
4. Son estanques relativamente profundos, de 2.4 a 5.4 m. (.8 a 18 pies).
5. Hay dos tipos de lagunas: las "aerobias" (todos los sólidos se mantienen en suspensión) y las "facultativas" (parte de los sólidos se sedimentan o depositan en el fondo).
6. Los sólidos en suspensión en este tipo de lagunas es variable pudiendo fluctuar de 1,000 a 5,000 mg/l.
7. La remoción de la DBO, al igual que en los lodos activados, es función del tiempo de retención, la concentración de sólidos biológicos, la temperatura y la naturaleza de las agua residuales
8. La transferencia de oxígeno se efectúa mediante aeradores superficiales de baja y alta velocidad y sistemas de difusión del aire. La mezcla del líquido con el gas es un asunto muy importante.
9. El equipo de aeración superficial difieren en su potencia, en las lagunas aireadas aerobias es mayor que en las facultativas.
10. Para mantener los sólidos en suspensión se requiere una potencia de 14 a 20 hp por un millón de galones (2.8 a 3.9 watts / m³)
11. Las lagunas aireadas tienen múltiples aplicaciones en el tratamiento de las aguas residuales municipales (domésticas) e industriales (pulpa, papel, enlatados de productos alimenticios y otros).
12. Es muy importante tener en cuenta los nutrientes para el tratamiento de las aguas residuales, mejores porcentajes de remoción y períodos de retención menores se requieren para aguas que contienen adecuadas cantidades de nutrientes.
13. El fundamento biológico de las lagunas mecánicamente aireadas es similar al de los lodos activados

(*) Por el ingeniero Edmundo Izurieta R.

14. Este tipo de laguna tiene la ventaja que no requiere grandes áreas. Los tiempos de retención son menores porque el suministro de oxígeno se hace mecánicamente.

15. Para el tratamiento de aguas residuales municipales es adecuada la existencia de nutrientes (nitrógeno y fósforo), lo que es necesario cuidar en el tratamiento de aguas industriales.

Bases para el diseño de lagunas aireadas

1. Como se mencionó en el numeral 13 las bases biológicas de estas lagunas son similares a la de los lodos activados.

Se utiliza la nomenclatura o simbología establecida:

θ_c = período de retención

$$\theta_c = \frac{(X)_T}{(AX/At)_T} \quad A = \text{delta } (\Delta)$$

$(X)_T$ = biomasa activa total

$(AX/At)_T$ = biomasa removida en el día

$$\theta_c = X V / X Q = V/Q$$

$$\theta_c = t$$

2. Hay que efectuar un balance de la biomasa:

Cambio de la biomasa = biomasa que se genera - biomasa que sale

$$\left(\frac{dx}{dt} \right) v = \left(\frac{dx}{dt} \right)_g v - Q x$$

de esta igualdad se llega a la ecuación:

$$1/\theta_c = Y_T \frac{(ds/dt)_u}{x} - K_d$$

El significado de los terminos de esta expresión:

Y_T = máximo valor de crecimiento de la biomasa (producción).

$(dS/dt)_u$ = tasa total de utilización del subtrato

K_d = coeficiente de decrecimiento bacteriano

3. Hay que efectuar un balance del substrato

cambio del substrato = substrato que entra - substrato que desaparece

$$(dS/dt) V = Q S_o - (dS/dt)_u + Q S_e$$

Estado el substrato en equilibrio $(dS/dt)=0$

$$(dS/dt) = \frac{Q (S_o - S_e)}{V}$$

4. Hay una relación entre la tasa de utilización del subtrato a la concentración de microorganismos en el reactor y a la concentración del substrato que rodea a los microorganismos (Lawrence and McCarty), la que se expresa así:

$$(dS/dt)_u = \frac{k \cdot x \cdot S}{K_s + S}$$

$(dS/dt)_u$ = tasa de utilización total del substrato

k = tasa específica máxima de utilización del substrato

S = concentración del substrato alrededor de la biomasa

K_s = constante de saturación (tiene un valor igual al del substrato cuando $\frac{(dS/dt)_u}{x} = 1/2k$)

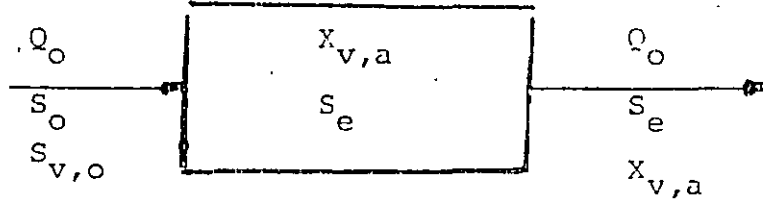
x = concentración de la biomasa activa

Metodología para el diseño de las lagunas aireadas

A continuación tenemos un resumen de las principales ecuaciones ma-

temáticas que se utilizan para el dimensionamiento de las lagunas aireadas.

En el esquema se indica con la letra S el substrato y con X la bio-masa.



1. Período de retención (θ_c)

$$\theta_c = \frac{X_{v,a} V}{AX_v} = \frac{\text{MLVSS (lb.) en la laguna}}{\text{producción neta de VSS (lb/día)}}$$

$$= \frac{X_{v,a} V}{Q_o (X_{v,a} - X_{v,o})} = \frac{X_{v,a}}{X_{v,a} - X_{v,o}} \cdot t$$

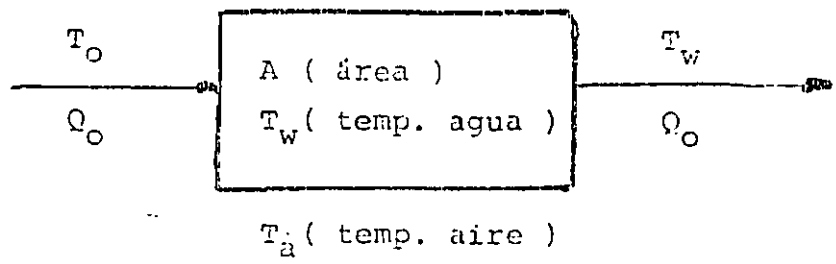
2. Remoción de la DBO₅

$$\frac{S_o - S_e}{t} = K \cdot S_e$$

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{(1 + K \cdot t)} \quad t = V/Q_o$$

3. Temperatura en la laguna

En el esquema se indican las equivalencias de T_o, T_a, T_w, Q_o, A .



$$T_w = \frac{(A.F.T_a + Q_o.T_o)}{(A.F + Q_o)} \quad ; \quad F = 12.10^{-6}$$

4. Efecto de la temperatura en el valor de K

Para calcular el valor de K de acuerdo a la temperatura será necesario aplicar la fórmula:

$$K_{T_w} = K_{20} \cdot \theta^{T_w - 20}$$

Los valores de θ son 1.135 (4 a 20°C) o 1.056 (20 a 30°C).

5. Los requerimientos de oxígeno

Para determinar las características del equipo hay que calcular las libras de oxígeno requeridas por día:

$$\begin{aligned} \text{lb.O}_2/\text{día} &= a (S_o - S_e) \cdot Q_o + b \cdot X_{v,a} \cdot V \\ &= a (S_r \cdot Q_o) + b X_{v,a} \cdot V \end{aligned}$$

6. Balance de la biomasa

Para efectuar el balance de la biomasa hay que calcular:

biomasa producida (MLVSS) menos biomasa oxidada (MLVSS empleada en la respiración endógena).

$$\begin{aligned} \text{lb/día de MLVSS producido} &= Y \cdot (S_o - S_e) \cdot Q_o \\ &= Y \cdot S_r \cdot Q_o \quad (8.34) \end{aligned}$$

$$\text{lb/día de MLVSS oxidado} = K_d \cdot X_{v,a} \cdot V \quad (8.34)$$

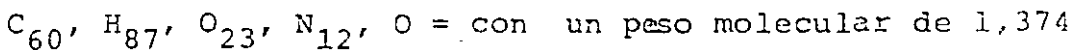
$$\text{lb/día MLVSS} = \text{lb/d biomasa producida} - \text{lb/d biomada oxidada.}$$

Los nutrientes en el tratamiento de las aguas residuales

El tratamiento biológico de las aguas residuales requiere la presencia de sustancias o elementos para la renovación de la materia orgánica, mediante la acción de las bacterias heterotróficas que intervienen.

nen en la constitución de la biomasa (fenómeno de síntesis) y la oxidación de la materia orgánica para obtener energía (fenómeno de respiración endógena). Las aguas residuales municipales contienen tales elementos, nitrógeno y fósforo, en cambio, un buen número de aguas residuales industriales carecen de ellos.

McCarty determinó que la molécula de la materia orgánica está constituida por carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y fósforo y puede expresarse así:

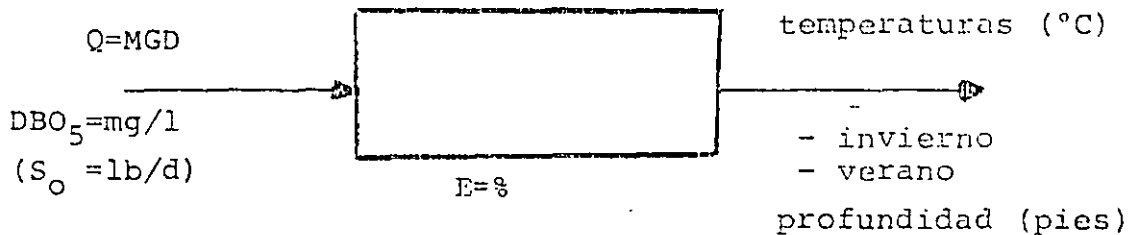


Considerando los valores de las masas moleculares, el nitrógeno (N) tiene un porcentaje de 0.122 (168/1374) y el fósforo (P) uno de 0.023 (31/1374).

Aplicación de la metodología para dimensionar una laguna aireada

Hay dos caminos a seguir, una, el empleo de una metodología simplificada y, otra, el empleo de una metodología completa.

1. Método simplificado



Los datos relacionados con gasto, demanda bioquímica de oxígeno (libras por día), temperaturas en grados centígrados (invierno y verano), profundidades, eficiencia deseada en el tratamiento, están indicados en el esquema.

En relación con el equipo será de aeración superficial garantizado que transferirá 2.5 libras de oxígeno por cada hp-hora.

Las pruebas de tratabilidad dieron como resultado valores de K a $20^{\circ}C = 0.68$, $\theta = 1.047$, alfa () = 0.9 y beta () = 0.8.

a. Efectuar la corrección del coeficiente K para invierno y verano, empleando la expresión:

$$K_T = K_{20^{\circ}C} \theta^{T-20}$$

b. Determinar el período de retención y el volumen.

Emplear la ecuación:

$$S_e/S_o = 1/k + t$$

$$\text{El volumen (V)} = (Q)(t)$$

c. Remoción de la DBO5 (invierno y verano)

Para el cálculo se toma en cuenta la igualdad indicada en el punto (5)-requerimientos de oxígeno; o sea, multiplicando el coeficiente "a" (que se determina en el laboratorio y aproximadamente fluctúa entre 0.5 y 2.0) por la DBO5 (lb/día) por la eficiencia requerida.

Este calculo se realiza tanto para las condiciones de invierno como de verano.

d. Requerimiento de oxígeno

Las especificaciones del equipo de aeración se obtendrán de los requerimientos de oxígeno que son los que se necesitan para estabilizar la DBO5 determinada en el párrafo anterior (-verano)

e. Potencia del aireador

La potencia está relacionada con el requerimiento de oxígeno y usualmente se conoce por R = libras de oxígeno por hp - hora, se utiliza la expresión:

$$R = R_o \frac{(\beta)(C_s - C_t)}{1.02^{T-20}} (\alpha)$$

Los valores de α (alfa) y β (beta) fueron indicados al iniciar el planteamiento del problema.

Conocidas las lb. O₂/hp-hora y los requerimientos de oxígeno fácilmente se determina la potencia total del equipo (pueden emplearse varias unidades).

2. Método completo

Esta metodología es similar, con algunas modificaciones para poder calcular el efluente soluble (DBO5), en base a consideraciones previas como temperatura del agua en invierno y verano, valores reajustados de "K" y "Kd" para invierno y verano y período de retención.

El segundo paso consiste en la determinación de los sólidos suspendidos del licor mezclado (MLVSS) en condiciones de equilibrio, tanto para las condiciones de invierno como del verano.

El tercer paso incluye el cálculo de la DBO5 total del efluente. Pa-

ra eso se requiere haber determinado previamente la edad de los lodos (θ_c) y el porcentaje de VSS en el efluente. En las páginas anteriores se indicaron los procedimientos matemáticos para la obtención de las fórmulas.

De todas maneras, a continuación, presentamos un resumen de la metodología a seguir.

- a. Temperatura del agua de la laguna, en invierno y en verano.
- b. Corrección de los coeficientes "K" y "Kd" por efecto de la temperatura, para invierno y verano.
- c. Determinación del período de retención.
- d. Cálculo de la DBO soluble en el efluente.
- e. Concentración de la biomasa (MLVSS) en la laguna, en condiciones de equilibrio.
- f. Edad de los lodos.
- g. Porcentaje de VSS en el efluente.
- h. Concentración de la DBO total en el efluente (suma de los valores obtenidos en "d" y "g").
- i. Valor de la DBO removida (invierno y verano).
- j. Requerimientos de oxígeno (para la determinación de las características del equipo).
- k. Tasa verdadera de transferencia del oxígeno (para la selección del equipo, basado en lb.d_a O₂/hp-hora).

Ejercicio

Con el objeto de obtener una visión práctica de la metodología para el caso del " método completo " se plantea desarrollar un ejemplo de evaluar el funcionamiento de una laguna mecánicamente aerada que recibe aguas residuales con un gasto de 0.6 MGD (26 l/s) y una DBO de 220 mg/l. Las aguas residuales tiene una temperatura de 100 °F (38 °C), la temperatura del aire es de 41 °F en invierno y de 90 °F en verano (5°C y 27°C).

En lo que se refiere a las características físicas de la laguna, la superficie es de 2 acres (8,094 m²) y una profundidad de 8 pies (2.44 m.)

En lo que respecta a las constantes de laboratorio, K=0.06 hora

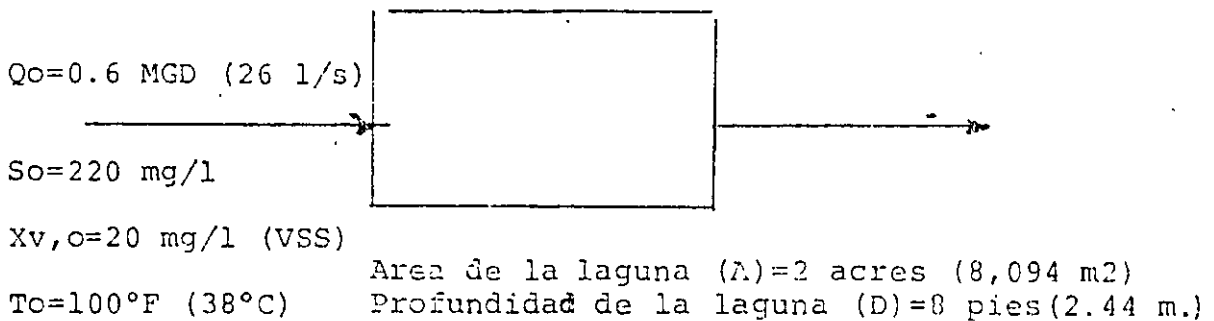
($k=1.44/\text{día}$) y $K_d=0.06/\text{día}$ - 20°C . El valor de "Y"= $0.5 \text{ lb VSS}/\text{lb DBOr}$ (removido).

Para el cálculo de la transferencia del calor, del agua de la laguna al aire, utilizar $F= 12.10$ elevado a menos seis.

Para el cálculo de la capacidad del equipo de aeración el valor de $B = 1.1 \text{ lb.02}/\text{lb. DBOr}$.

Calcular los valores indicados en la pag.8 de "a" a la "k".

Temp. aire (T_a)= 41°F (5°C) invierno
= 80°F (27°C) verano



Los valores de las constantes "K", "Kd", "F", "B" fueron dados al comenzar la presentación del ejercicio.

Lagunas en serie

Al efectuar el estudio sobre calidad de efluente descado (S_c) se puede adoptar la solución de "lagunas en serie", lo que significa que el efluente de la laguna 1 (S_{e1}) se constituya en influente de la laguna 2 (S_{i1}); por esa razón la metodología es sencilla y fácilmente se puede obtenerse el planteamiento aritmético al problema.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

TRATAMIENTOS AVANZADOS EN AGUAS RESIDUALES

DR. GERMAN BUITRÓN MÉNDEZ

TRATAMIENTOS AVANZADOS EN AGUAS RESIDUALES

Dr. Germán Buitrón Méndez
Instituto de Ingeniería, UNAM
Coordinación de Bioprocesos Ambientales
C.U. Apartado Postal 70-472
04510 México, D.F.
FAX 616-2164

Los tratamientos avanzados se definen como el tratamiento adicional necesario para eliminar las sustancias suspendidas y disueltas que permanecen después de un tratamiento secundario clásico. Estas sustancias pueden ser materia orgánica o sólidos suspendidos, o pueden variar de iones relativamente simples, tales que el potasio, el calcio, el sulfato, el nitrato y el fosfato hasta los cada vez más complejos compuestos orgánicos sintéticos.

En años recientes se ha entendido mejor el efecto de estas sustancias sobre el medio ambiente por lo que las exigencias en materia de tratamiento de agua se han hecho más severas en términos de concentraciones límites de estas sustancias en los efluentes.

La tabla 1 presenta la composición típica del agua residual doméstica en donde se pueden apreciar las concentraciones de las sustancias arriba mencionadas. El efecto potencial que estas sustancias residuales podrían tener varía considerablemente.

Así, aunque los sólidos suspendidos y algunos compuestos orgánicos son eliminados en el tratamiento secundario, una eliminación adicional puede requerirse en casos especiales de descargas a corrientes de agua y lagos.

Los compuestos que tienen nitrógeno y fósforo disponible han llamado la atención ya que aceleran la eutroficación de los lagos y promueven el crecimiento de plantas acuáticas. Recientemente, se ha hecho necesaria la eliminación de estos compuestos debido a que el agua residual tratada es utilizada para la recarga de acuíferos. Además, la eliminación del nitrógeno es necesaria para eliminar el amoníaco que puede tener un impacto por su toxicidad sobre algunos cuerpos receptores.

Desde 1980 se ha puesto atención sobre los compuestos tóxicos y los compuestos orgánicos volátiles presentes en las aguas residuales. En particular estos compuestos son de interés cuando se descarga el agua tratada en cuerpos de agua superficiales o es utilizada para

Tabla 1. Composición típica de un agua residual doméstica sin tratar

Contaminantes	Concentración			
	Unidad	Valor pico	Valor medio	Valor extremo
Sólidos totales (ST)	mg/l	350	720	1200
Disueltos totales (SDT)	mg/l	250	500	850
Fijos	mg/l	145	300	525
Volátiles	mg/l	105	200	325
Sólidos suspendidos (SS)	mg/l	100	220	350
Fijos	mg/l	20	55	75
Volátiles	mg/l	80	165	275
Sólidos sedimentables	ml/l	5	10	20
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅ 20 °C)	mg/l	110	220	400
Carbono orgánico total, COT	mg/l	80	160	290
Demanda química de oxígeno, DQO	mg/l	250	500	1000
Nitrógeno (total como N)	mg/l	20	40	85
Orgánico	mg/l	8	15	35
Amoniaco libre	mg/l	12	25	50
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fósforo (total como P)	mg/l	4	8	15
Orgánico	mg/l	1	3	5
Inorgánico	mg/l	3	5	10
Cloruros	mg/l	30	50	100
Sulfatos	mg/l	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/l	50	100	200
Grasa	No./100 ml	50	100	150
Coliformes totales	μg/l	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹
Compuestos orgánicos volátiles		<100	100 - 400	>400

la recarga de acuíferos, sobre todo si ésta va a ser utilizada posteriormente como fuente de agua potable.

Los sistemas de tratamiento avanzado pueden ser clasificados por el tipo de operación o proceso unitario o por la función principal de eliminación. En este capítulo se discutirán los principios y aplicaciones de los siguientes procesos y operaciones unitarias involucradas en el tratamiento avanzado o terciario de las aguas residuales:

- 1.- Filtración
- 2.- Eliminación de compuestos tóxicos - Adsorción
- 3.- Eliminación de sustancias inorgánicas disueltas
- 4.- Nitrificación
- 5.- Desnitrificación
- 6.- Eliminación del fósforo

FILTRACIÓN

Principio

La filtración es una operación unitaria de separación sólido-líquido en la cual el líquido pasa a través de un medio poroso para eliminar la mayor cantidad posible de sólidos suspendidos. En el campo de tratamiento de aguas residuales es utilizada para filtrar:

- 1) Efluentes secundarios no tratados
- 2) Efluentes secundarios tratados químicamente
- 3) Aguas residuales brutas tratadas químicamente

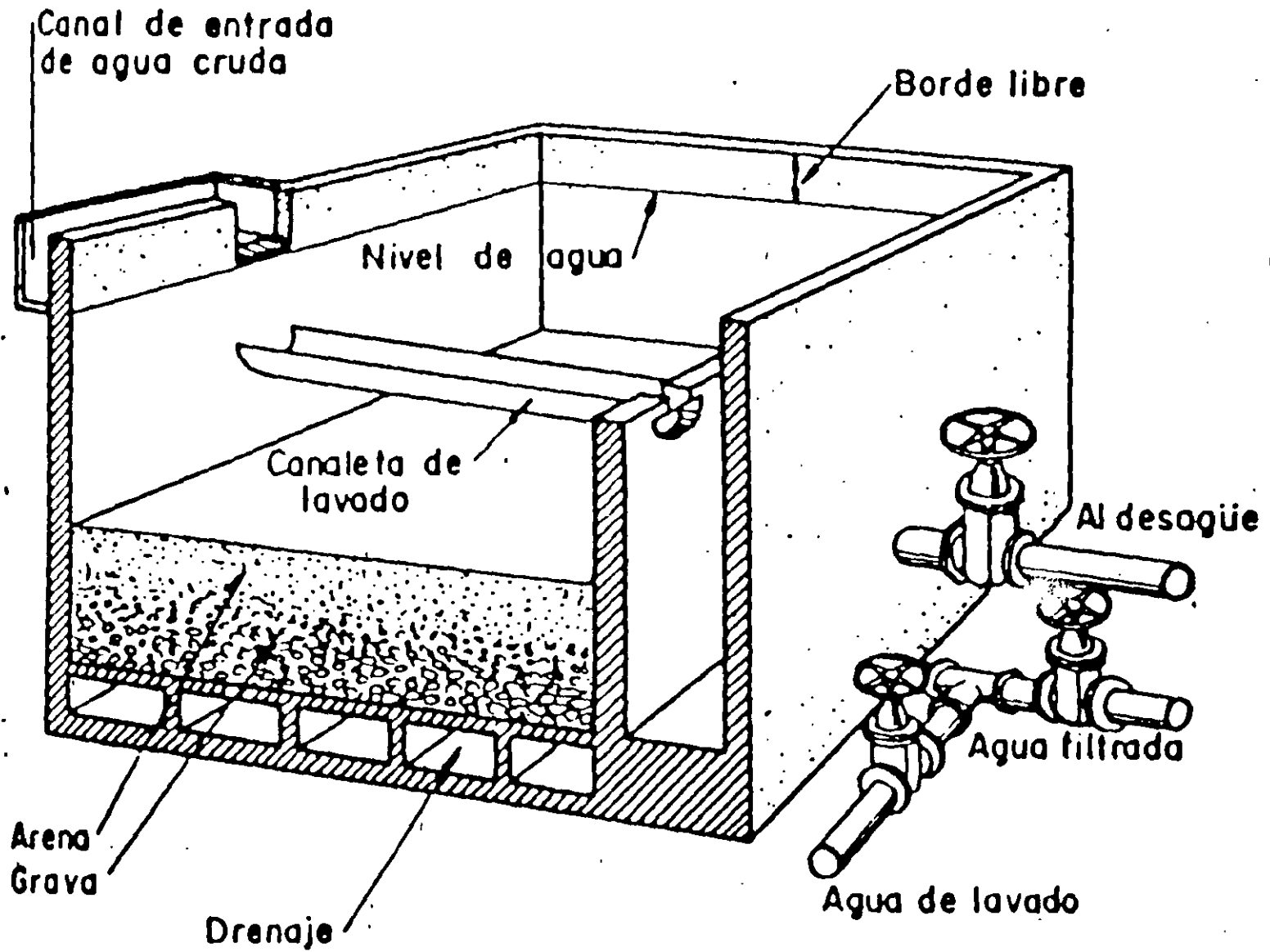


Figura 1. Partes de un filtro

El objetivo de la filtración es producir un efluente de alta calidad con la menor cantidad posible de partículas en suspensión (concentraciones menores a 10 mgSS/l). La operación completa de filtración consta de dos fases: filtración y retrolavado de los filtros.

Los filtros se clasifican de acuerdo con:

1.- El medio filtrante:

- a) Filtros con medio simple. Estos contiene un sólo tipo de medio que generalmente es arena
- b) Filtros con medio dual. Generalmente antracita y arena
- c) Filtros multimedia. Por lo común utilizan tres tipos de medio: antracita, arena y granate.

2.- La velocidad de filtración

- a) Filtros lentos. Tasas de filtración entre 0.15 y 0.30 m³/m²-h
- b) Filtros rápidos. Tasas de filtración entre 2 y 15 m³/m²-h

3.- La fuerza de filtración

- a) Por gravedad
- b) A presión

4.- La dirección de flujo

- a) Filtración ascendente
- b) Filtración descendente

5.- El control del flujo

- a) Filtración a tasa constante
- b) Filtración a tasa variable (tasa declinante)

Los mecanismos de eliminación de las partículas en la filtración son los siguientes:

- 1.- Tamizado. Las partículas más grandes que el tamaño del poro son retenidas mecánicamente.
- 2.- Sedimentación. Las partículas decantan en el medio filtrante.
- 3.- Impacto. las partículas más pesadas no siguen la línea de flujo.
- 4.- Intercepción. Muchas partículas contenidas en la corriente son retenidas cuando éstas se ponen en contacto con la superficie del medio de filtración.
- 5.- Adhesión. Las partículas floculantes se pegan a la superficie del filtro.
- 6.- Adsorción química y física

7.- Floculación y crecimiento biológico.

Aplicaciones

Los filtros de medio simple son poco usados en tratamientos avanzados. Generalmente se prefieren los filtros duales o multimedias debido a que se obtienen tasas de filtración más elevadas ya que estos filtros tienen un mayor porcentaje de volumen de poros (porosidad) lo que implica una mayor retención de sólidos.

En general los filtros para el tratamiento de aguas residuales reciben partículas más grandes, pesadas y de tallas más variables que los filtros utilizados en potabilización. Por ello es recomendado llevar a cabo estudios piloto para determinar las mejores condiciones de operación de los mismos.

La filtración de aguas residuales es utilizada para eliminar los flóculos de los efluentes secundarios antes de descargar las aguas. También se utiliza para eliminar los precipitados residuales de la precipitación con cal o sales de fosfatos. Es una operación de pretratamiento antes de que el agua residual tratada sea introducida a los filtros de carbón activado.

En el caso de la reutilización del agua se requiere filtrar los efluentes antes de ser utilizados para los cultivos, el riego de áreas verdes y recreativas.

Las variables que controlan el proceso tienen que ver con las características del influente como son la concentración en sólidos suspendidos y la turbiedad, el tamaño de partícula y la fuerza del flóculo.

ELIMINACIÓN DE COMPUESTOS TÓXICOS - ADSORCIÓN

Los compuestos refractarios son compuestos resistentes a la degradación biológica en los procesos convencionales de tratamiento de aguas y en el medio ambiente. Los procesos utilizados para eliminar este tipo de compuestos son

Proceso	Aplicación
Adsorción con carbón activado	Eliminación de compuestos orgánicos sintéticos y naturales incluyendo los compuestos orgánicos volátiles, pesticidas PCB's y metales pesados
Lodos activados adicionados con carbón activado	Metales pesados, amoníaco, compuestos refractarios
Coagulación química	Metales pesados y PCB's
Oxidación química	Amoníaco,, compuestos tóxicos, halogenados alifáticos y aromáticos.
Procesos biológicos convencionales	Fenoles, PCB'S, hidrocarburos halogenados

El cloro es generalmente utilizado en el proceso de oxidación química. La principal desventaja es que el cloro forma trihalometanos. Otros oxidantes son el ozono y el dióxido de cloro. La ventaja del ozono es que con este compuesto se elimina además el color.

ADSORCIÓN

La adsorción es la colección y concentración selectiva sobre la superficie sólida de moléculas de tipos particulares contenidas en un líquido o en un gas. A través de esta operación unitaria los gases o líquidos de sistemas mezclados, aún a muy bajas concentraciones, pueden ser selectivamente capturados y eliminados de las corrientes gaseosas o líquidas usando una gran variedad de materiales específicos conocidos como adsorbentes. El material que es adsorbido sobre el adsorbente es llamado adsorbato. Existen dos mecanismos involucrados en la adsorción: la adsorción física y la adsorción química.

Tipos de adsorción.

Cuando las moléculas gaseosas o líquidas alcanzan la superficie de un adsorbente y permanecen sin ninguna reacción química, el fenómeno es llamado adsorción física. El mecanismo por el cual se explica la adsorción física puede ser las fuerzas electrostáticas intermoleculares o de van der Waals, o puede depender en la configuración física del adsorbente como en el caso de la estructura de los poros del carbón activado. Los adsorbentes físicos típicamente cuentan con grandes áreas superficiales.

Actualmente el carbón activado es el adsorbente más ampliamente utilizado. Otros adsorbentes menos importantes son la alúmina activada, la sílica gel y las mallas moleculares. El carbón activado es catalogado como un adsorbente físico no polar. Se produce a partir de una gran cantidad de materiales carbónicos como son la madera, el aserrín, los huesos de frutas, las cáscaras de coco, el carbón mineral o hulla, el lignito y los residuos del petróleo. El carbón activado posee una área superficial interna muy grande con una intrincada red de poros. Se han estimado áreas superficiales totales entre 450 y 1800 m²/gramo, pero solamente una parte de esta superficie esta disponible para la adsorción. El carbón activado se presenta generalmente en tres tipos: granular o en gránulos naturales, en pellets y en polvo. Los carbones para la fase líquida pueden presentarse en polvo o bajo la forma granular, el primer tipo es mezclado y luego filtrado del líquido mientras que, el carbón granular es empacado en forma de lecho.

Técnicas por contacto en columna y equipo utilizado

Cuando se utiliza en el proceso de adsorción un adsorbente granular, el proceso se puede llevar a cabo en batch, en columna o por lechos fluidificados. Los sistemas de contacto más utilizados son los lechos fijos o los lechos móviles a contracorriente debido a los bajos costos de operación y a la alta utilización de la capacidad de adsorción del adsorbente. Los lechos fijos pueden emplear flujos ascendentes o descendentes del fluido; sin embargo los flujos descendentes son mas populares ya que el lecho del adsorbente también puede servir como filtro para los sólidos suspendidos. Los lechos móviles a contracorriente emplean un flujo ascendente del líquido y flujo descendente del adsorbente ya que este se puede mover por la fuerza de la gravedad. Ambas configuraciones pueden operarse por gravedad o bajo presión del líquido.

ADSORBER CONFIGURATIONS

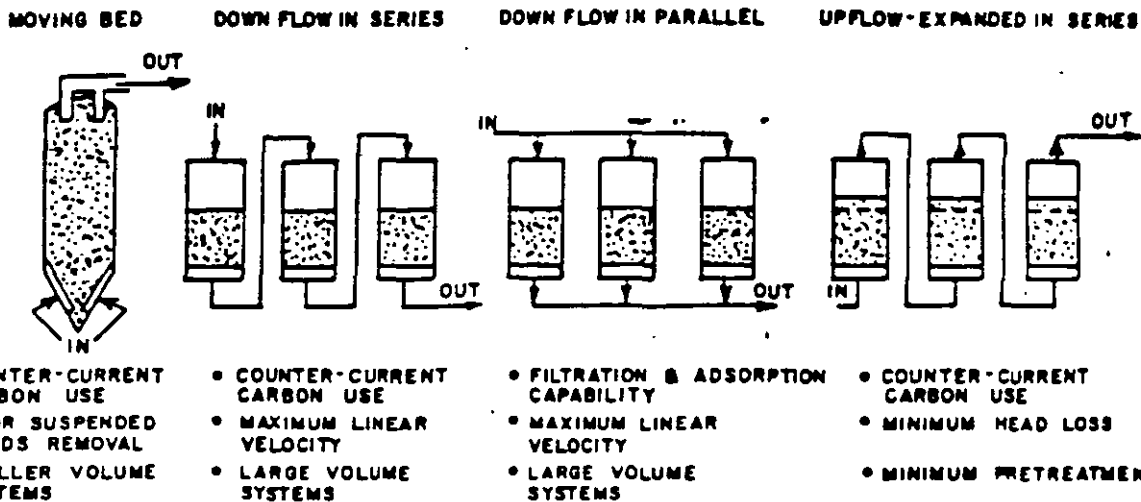


Figura 2. Sistemas típicos de adsorción

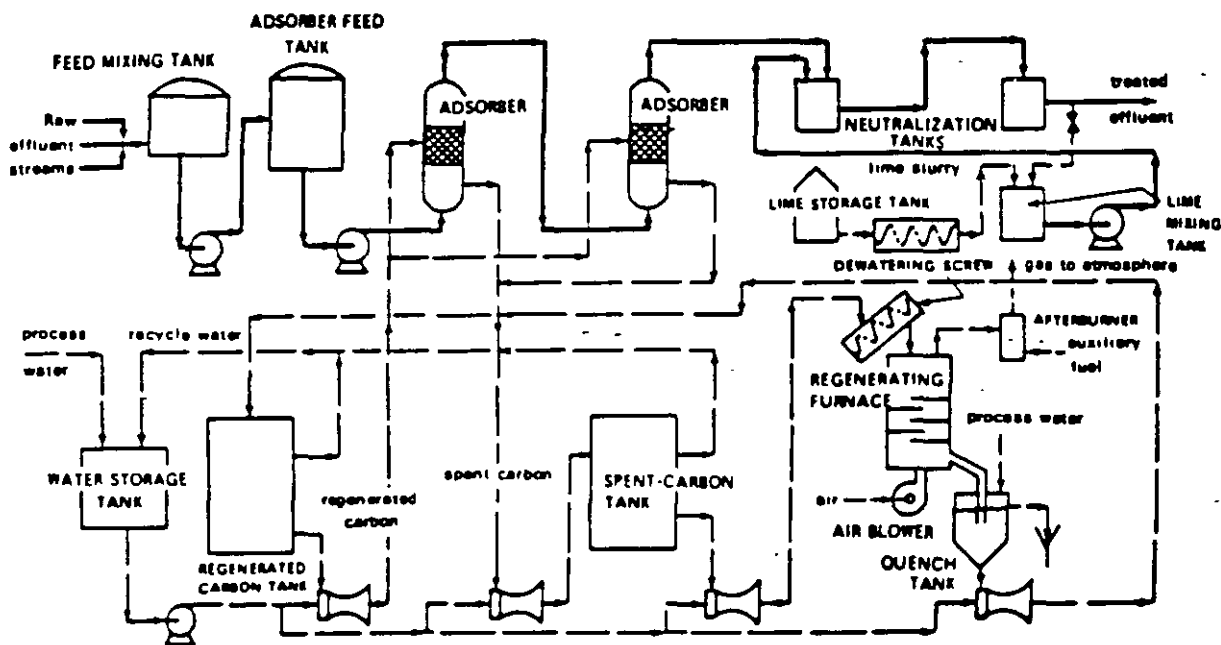


Figura 3. Esquema de una planta de adsorción/filtración sobre carbón activado para la eliminación de pesticidas

Técnicas de tratamiento con carbón activado

El carbón activado se usa comúnmente para eliminar compuestos orgánicos que causan olores, sabores y otros efectos nocivos. El carbón puede utilizarse ya sea en polvo o en gránulos. El carbón granular se coloca en forma de lecho en columnas y el agua a tratar pasa sobre éste. Los sabores, colores y olores debidos a compuestos tales que los fenoles, pesticidas, colorantes orgánicos, surfactantes, etc., son eliminados de las aguas residuales industriales o municipales. El proceso de eliminación continua hasta que el carbón alcanza su saturación, después de lo cual éste es regenerado.

Tratamientos biológicos adicionados con carbón activado

La utilización de carbón activado en polvo adicionado a los procesos biológicos se desarrolló con éxito en los años 70s. Este sistema es utilizado para tratar efluentes industriales contaminados con compuestos tóxicos. En este proceso se tienen las ventajas de la adsorción y de la biodegradación, por medio de organismos aclimatados, para la eliminación de los compuestos orgánicos. A esta combinación frecuentemente se le denomina como proceso PACT (desarrollado por Du Pont). Se observó que existe una neta mejoría de las capacidades de depuración del proceso por la adición de este compuesto al tanque de aeración del proceso por lodos activados. Se explicó la mejoría en los rendimientos del proceso no solamente por el efecto de la adsorción de los compuestos orgánicos sobre el carbón activado, sino también por el fenómeno llamado biorregeneración.

La biorregeneración es el proceso a partir del cual los compuestos orgánicos adsorbidos desorben, volviéndose disponibles para la biodegradación y dejando la superficie del carbón activado nuevamente disponible para una nueva adsorción. Algunos autores han sugerido que las tasas de desnitrificación también se mejoran con la adición del carbón activado. Esto es explicado por la adsorción de las sustancias inhibitoras sobre el carbón activado.

Este tipo de sistemas pueden eliminar las sustancias tóxicas o inhibitorias presentes en las aguas residuales como resultado del potencial de biooxidación del sistema. Así, los compuestos orgánicos son retenidos en el sistema por un periodo que se aproxima al tiempo de retención celular, en lugar del periodo dado por el tiempo de retención hidráulico, como ocurre en un proceso biológico tradicional.

Los residuos sólidos producidos en el sistema pueden ser depositados en un relleno sanitario adecuado para el caso o bien, ser llevados al procesos de oxidación/incineración tales que la oxidación por vía húmeda o la combustión térmica para su destrucción.

No obstante, este proceso tiene desventajas que son inherentes al manejo del carbón en polvo, al el sistema de filtración requerido y a la eficiencias bajas de adsorción. Por ello actualmente el interés está enfocado a los procesos adicionados con carbón activado granular.

La ventaja con la adición del carbón activado granular es que se pueden manejar los nuevos procesos biológicos como son los lechos empacados con o sin biomasa fija o los sistemas mixtos como los lechos turbulentos. Recientemente, la aplicación del carbón activado granular ha sido estudiada en el caso de las aguas industriales problemáticas conteniendo compuestos tóxicos (Jaar y Wilderer, 1992; Fox y Suidan, 1993). Buitrón (1993) adicionó a un proceso biológico tipo SBR (reactores discontinuos secuenciales) carbón activado granular para disminuir la toxicidad de un efluente industrial contaminado con nitrofenoles. El piloto produjo altas eficiencias de eliminación (95% como carbono orgánico) y las cargas orgánicas eliminadas por los microorganismos aclimatados fueron de 2.3 kg de DQO/m³-d. valor entre ocho y diez veces superior al comúnmente reportado en la literatura para este tipo de efluentes.

ELIMINACIÓN DE SUSTANCIAS INORGÁNICAS DISUELTAS

Precipitación química

La eliminación del fósforo del agua residual se puede llevar acabo por la adición de coagulantes para su precipitación (alúmina, cal, sales de hierro, polímeros orgánicos). Adicionalmente a la eliminación del fósforo estos compuestos químicos puede eliminar otros iones, principalmente, los metales pesados.

Cuando se utiliza la precipitación química, la digestión anaerobia de los lodos no es posible debido a la toxicidad del precipitado el cual puede contener metales pesados. La desventaja de la precipitación química es la producción de una cantidad considerable de lodos difícilmente tratables debido a su toxicidad.

Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso unitario mediante el cual los iones de una especie dada son desplazados de un material de intercambio insoluble por iones de diferentes especies en solución. El uso más generalizado de este proceso es en el ablandamiento del agua potable en donde el ión sodio de una resina catiónica es reemplazado por los iones calcio y magnesio del agua a tratar. Para la eliminación de los sólidos totales se deben utilizar resinas de intercambio iónico catiónico y aniónico.

Primero se pasa el agua residual a través de un intercambiador de cationes donde los iones cargados positivamente son reemplazados por iones hidrógeno. El efluente del intercambiador catiónico es pasado a una resina aniónica donde los aniones son reemplazados por iones hidroxilo. Así, los sólidos disueltos son reemplazados por iones hidrógeno e hidroxilo, los cuales reaccionan para formar moléculas de agua.

Los intercambiadores de iones son generalmente columnas empacadas de flujo descendente. Cuando se satura la capacidad de las resinas, la columna es retrolavada para eliminar los sólidos retenidos y después es regenerada. La columna de intercambio catiónico se regenera con un ácido fuerte como el ácido sulfúrico. El hidróxido de sodio es utilizado para regenerar la columna aniónica.

La desmineralización puede llevarse a cabo en columnas separadas en serie o ambas resinas se pueden mezclar. La tasa de flujo típica utilizada es del orden de 12 a $24 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ y con profundidades de lecho entre 0.75 a 2.0 m .

No todos los iones disueltos se remueven de igual manera, cada resina está caracterizada por una actividad determinada y algunos iones son eliminados sólo parcialmente. Algunos compuestos orgánicos encontrados en las aguas residuales pueden ligarse disminuyendo la eficiencia de las resinas.

Ultrafiltración

La ultrafiltración (UF) es una operación a presión que utiliza membranas porosas para la eliminación de material coloidal y disuelto. Estos sistemas se diferencian de la ósmosis inversa ya que en este caso se aplican presiones relativamente bajas (150 lb/in^2 ó 1034 kN/m^2). La

ultrafiltración se utiliza para eliminar material coloidal y moléculas grandes con pesos moleculares superiores a 5000. Se aplica para la eliminación de aceite de corrientes acuosas, de turbiedad y color coloidales. También se ha sugerido utilizar UF para la eliminación de fósforo

Ósmosis inversa

La ósmosis inversa es un proceso en el cual el agua es separada de las sales disueltas en la solución por filtrado a través de una membrana semipermeable bajo presiones mayores que la presión osmótica causada por las sales disueltas en el agua residual. Las presiones de operación varían entre la presión atmosférica y 1000 lb/in² (6900 KN/m²).

La ósmosis inversa tiene la ventaja de eliminar los compuestos orgánicos que son difícilmente eliminados por las técnicas de desmineralización. La principal desventaja es su alto costo y la limitada experiencia de su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. El acetato de celulosa y el nylon han sido utilizados como material de construcción de las membranas de ósmosis inversa.

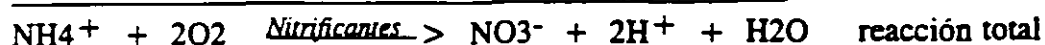
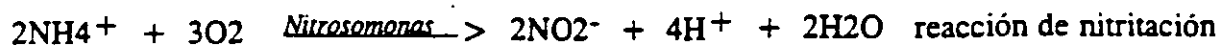
NITRIFICACIÓN

Las principales especies químicas que contienen nitrógeno y que son importantes en el tratamiento de aguas residuales son el amoníaco, los compuestos orgánicos nitrogenados, los nitratos y los nitritos. El amoníaco existe en solución acuosa como amoníaco o como ión amonio. El nitrógeno total Kjeldahl, NTK, es el análisis empleado para determinar la concentración del nitrógeno orgánico y del amoníaco presentes en el agua residual. Para aguas municipales, las concentraciones típicas de NTK varían entre 15 y 50 mg/l.

Los inconvenientes por la descarga de efluentes conteniendo nitrógeno amoniacal son:

- 1) El amoníaco consume oxígeno de los cuerpos de agua receptores
- 2) El amoníaco reacciona con el cloro para formar cloraminas, las cuales son menos efectivas que el cloro como desinfectante
- 3) El amoníaco es tóxico para la vida acuática.

La nitrificación es el proceso mediante el cual a través de bacterias autótrofas, el nitrógeno amoniacal es oxidado a iones nitrato. Estas bacterias llamadas nitrificantes consisten en dos géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. La oxidación del amoníaco se lleva a cabo en dos pasos:



En la reacción total se puede observar que existe un desprendimiento de iones H^+ , por lo que si la alcalinidad del sistema es insuficiente, el pH del medio va a decrecer. Es importante señalar que las bacterias nitrificantes son bastante sensibles a los cambios de pH. Cuando la alcalinidad es insuficiente, el sistema está limitado por carbono para las nitrificantes, por ello se debe agregar carbono en forma de carbonatos o bicarbonatos.

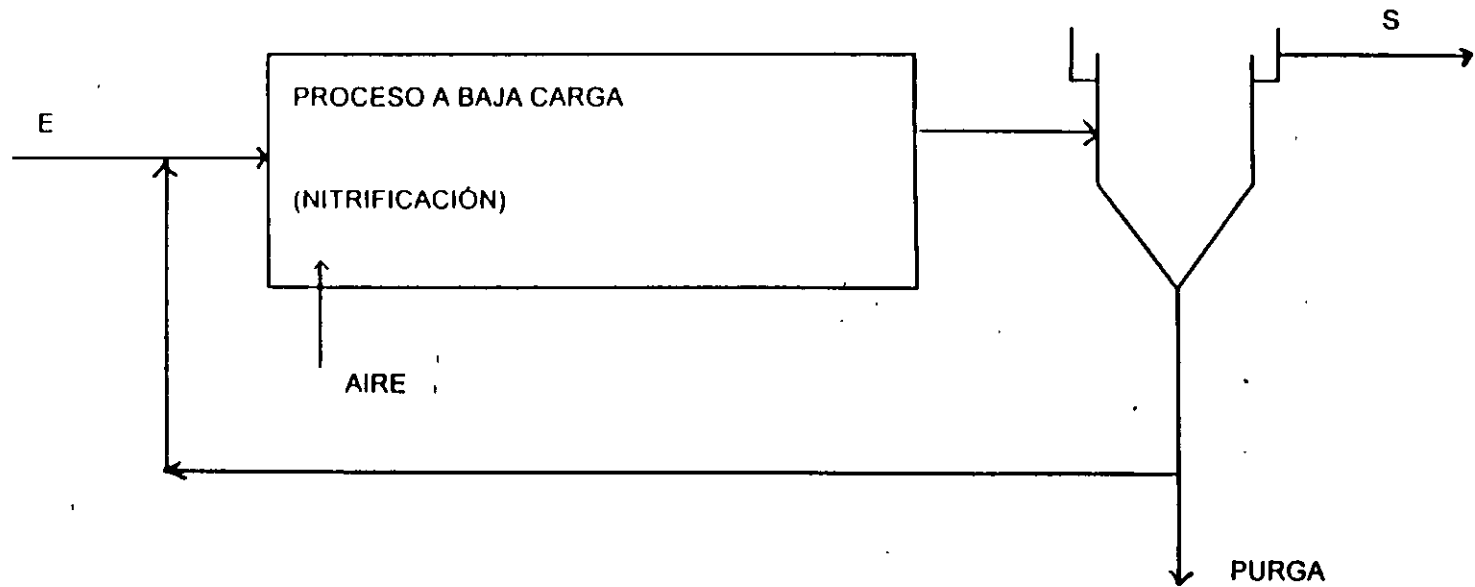
Los parámetros que afectan la nitrificación son:

- Oxígeno disuelto. Dado que la cinética depende de la concentración del O_2 , es importante que ésta se encuentre por arriba de 2 mg O_2/l .
- Temperatura. La cinética de oxidación se ve severamente afectada por las variaciones de temperatura. La velocidad de oxidación aumenta si la temperatura aumenta.
- pH. SE ha observado que el pH afecta la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, situándose el óptimo entre 7.5 y 8.5. A bajos pH se produce el ácido nitroso libre y a altos pH se libera el NH_3 . Ambos compuestos son inhibidores.
- Inhibidores. Las bacterias nitrificantes son muy sensibles a numerosos inhibidores orgánicos y minerales.
- Relación DBO/NTK. Se ha comprobado que la fracción de organismos nitrificantes presentes en el licor mezclado está relacionada con el factor DBO/NTK. Para relaciones mayores a 5 la fracción de organismos nitrificantes decrece.

Aplicaciones

Existen dos técnicas de aplicación del proceso de nitrificación: el proceso a cultura fija y el proceso a biomasa suspendida. Suponiendo que el suministro de aire sea suficiente, en general, se puede asegurar la nitrificación a temperaturas moderadas en los sistemas convencionales de lodos activados. Este sería un proceso a bajas cargas orgánicas (0.5 kg DBO/kg SS-día) y con

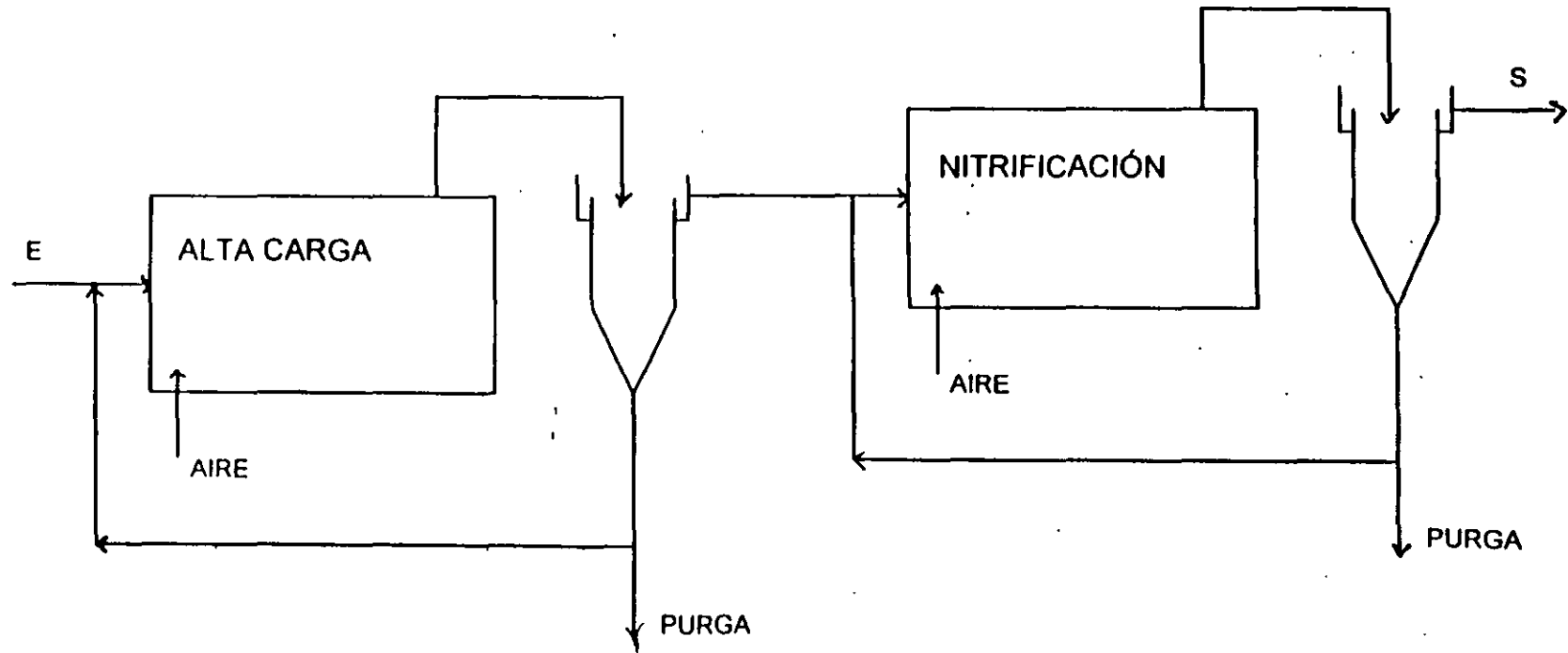
NITRIFICACION EN UN SOLO TANQUE



Baja carga <math>< 0.5 \text{ kg DBO}_5/\text{kg SSV-día}</math>
Tiempo de retención celular: 10 días
Tiempo de retención hidráulica: 6 a 8 horas (efluentes urbanos)

Figura 4a

SISTEMA DE NITRIFICACIÓN EN DOS TANQUES



Alta carga 1 a 2 kg DBO₅/kg SSV-d
Tiempo de retención celular: 10 días
Tiempo de retención hidráulico: 1 a 1.5 h

Baja carga: 0.2 kg DBO₅/kg SSV-d
Tiempo de retención celular: 5 a 10 días
Tiempo de retención hidráulico: 2.5 a 3 h
DBO₅/NTK > 4

Figura 4b.

tiempos de retención celular mayores a los aplicados convencionalmente, es decir aproximadamente de 10 días.

La selección del proceso combinado de oxidación/nitrificación o un proceso con la etapa de nitrificación separada depende de la evaluación de las ventajas y desventajas de cada uno. La ventaja del proceso combinado es que la producción de lodos es minimizada. En el proceso separada las ventajas son las siguientes:

- 1) Mejor control y optimación de cada proceso
- 2) Se maximiza la eficiencia de eliminación del N
- 3) El proceso es menos dependiente de la temperatura
- 4) Los compuestos orgánicos que pueden ser tóxicos a las bacterias nitrificantes son eliminados en el primer tanque.

Para pequeños flujos el proceso combinado es el preferido. De todas formas a la salida de proceso es deseable contar con un efluente con no más de 15 mg de DBO/l y no más de 5 mg de NTK/l.

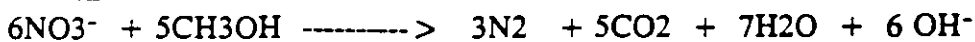
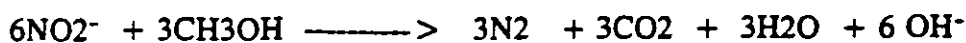
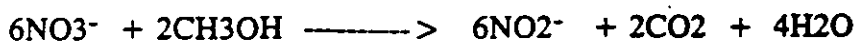
DESNITRIFICACIÓN

Aunque es preferible tener un efluente nitrificado a uno que contiene nitrógeno amoniacal, altas concentraciones de nitratos pueden estimular el crecimiento indeseable de plantas y por lo tanto contribuir al problema de la eutroficación. Un crecimiento abundante de la vegetación acuática reduce la calidad del agua ya que:

- 1) Se incrementa el costo de tratamiento del agua porque los filtros se colmatan más frecuentemente
- 2) Aparecen olores y sabores
- 3) Se forman pigmentos coloreados
- 4) Se forman precursores de trihalometanos
- 5) Con altos contenidos de nitratos en el agua (mayores a 10 mg NO_3^- -N/l) se produce la methemoglobinemia infantil.
- 6) Existen fluctuaciones importantes de oxígeno en el cuerpo receptor.

Se puede emplear un tratamiento biológico para eliminar los nitratos del agua residual. Este proceso es llamado desnitrificación. Es esencial que el nitrógeno amoniacal haya sido oxidado a nitritos (nitrificación).

Algunas bacterias facultativas son capaces de obtener energía usando a los nitratos como aceptores de electrones, en ausencia de oxígeno, o medio anóxico. Estas bacterias reducen los nitratos a gas nitrógeno el cual es eliminado del medio hacia la atmósfera. Cabe señalar que además de la nitrificación y del medio anóxico, es necesario que exista una fuente de carbono para que la desnitrificación se lleve a cabo. Se han utilizado el metanol, el etanol y el agua residual como fuentes de carbono. Si se utiliza el metanol como fuente de carbono se obtienen las siguientes reacciones:



La nitrificación biológica seguida de la desnitrificación es probablemente el método más ampliamente utilizado para la eliminación del nitrógeno del agua residual.

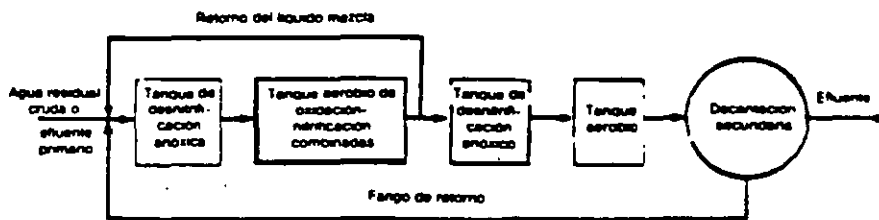
Aplicaciones

Al igual que la nitrificación, la desnitrificación se puede llevar a cabo en los procesos a biomasa suspendida o a biomasa fija en condiciones anóxicas. Una distinción adicional se basa en si la desnitrificación se realiza en reactores independientes o en sistemas combinados de oxidación del carbono y nitrificación-desnitrificación utilizando agua residual como fuente de carbono.

El sistema de desnitrificación a biomasa suspendida es similar al proceso de lodos activados. Dado que el N_2 desprendido durante el proceso de desnitrificación se fija a menudo a los sólidos biológicos, se incluye una etapa de liberación del nitrógeno entre el reactor y los sedimentadores. Esta etapa se realiza por medio de aeración de los sólidos durante un corto periodo.

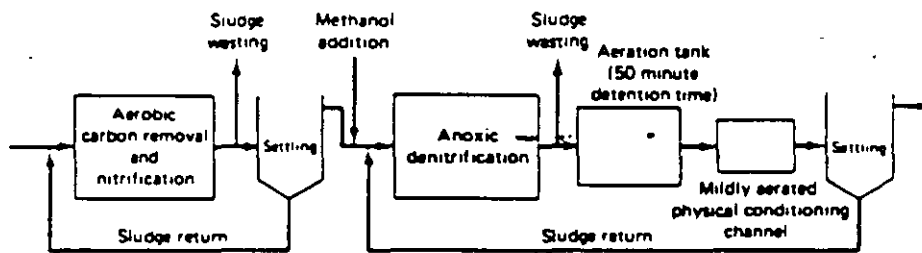
Los procesos combinados en los cuales se lleva a cabo la oxidación del carbono, la nitrificación y la desnitrificación, se han desarrollado para evitar la utilización de una fuente externa de carbono.

El proceso BARDENPHO utiliza agua residual urbana y la descomposición endógena de las

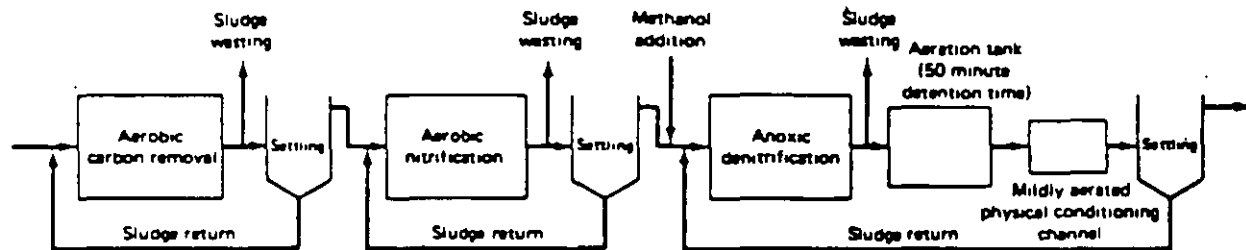


Sistema Bardenpho: utilización secuencial del carbono del agua residual y del carbono endógeno

FIGURA 5



Flowchart for a Combined-Stage Nitritation/Denitritation Process.



Flowchart for a Separate-Stage Nitritation/Denitritation Process.

FIGURA 6.

Tabla 2

Comparación de sistemas de desnitrificación alternativos*

Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes	Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes
Crecimiento suspendido utilizando metanol después de una fase de nitrificación	Rápida desnitrificación; instalaciones de pequeño tamaño, estabilidad de funcionamiento, pocas limitaciones en las operaciones de la secuencia de tratamiento; puede incorporarse fácilmente una etapa de oxidación del metanol en exceso, cada proceso puede optimizarse independientemente, es posible conseguir alto grado de eliminación de nitrógeno	Se requiere metanol, estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa, se precisa un mayor número de procesos unitarios para la nitrificación-desnitrificación que en sistemas combinados	Oxidación del carbón y nitrificación combinadas en reactor de crecimiento suspendido utilizando el agua residual como fuente de carbono	No se necesita metanol; se precisa menor número de procesos unitarios	Bajas tasas de desnitrificación; se precisan instalaciones de gran tamaño; menor eliminación de nitrógeno que en el sistema basado en el metanol; estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa; tendencia a la formación de bulking del fango; opciones de la secuencia de tratamiento limitadas cuando se requiere la eliminación tanto de N como de P; no existe protección de los nitrificantes contra los tóxicos; difícil de optimizar la nitrificación y desnitrificación independientemente
Crecimiento de cultivo fijo (columna) utilizando metanol después de una fase de nitrificación	Rápida desnitrificación, se precisan instalaciones de pequeño tamaño, estabilidad de funcionamiento demostrada, estabilidad no vinculada al clarificador al estar los organismos fijados al medio, pocas limitaciones en las opciones de la secuencia de tratamiento, posible alto grado de eliminación de nitrógeno, cada proceso del sistema puede optimizarse por separado	Se requiere metanol, no es fácil incorporar el proceso de oxidación del metanol en exceso, se precisa un mayor número de procesos unitarios para la nitrificación-desnitrificación que en sistemas combinados			
Oxidación del carbono-nitrificación combinados en un reactor de cultivo suspendido utilizando una fuente de carbón endógena	No se necesita metanol, se precisa un menor número de procesos unitarios	Tasas de desnitrificación muy bajas, se precisan instalaciones de gran tamaño, eliminación de nitrógeno menor que en el sistema basado en el metanol, estabilidad de funcionamiento vinculada al clarificador para el retorno de la biomasa, opciones de la secuencia de tratamiento limitado cuando se precisa eliminar tanto N como P, no existe protección de los nitrificantes contra los tóxicos, difícil de optimizar la nitrificación y desnitrificación independientemente			

20

bacterias como fuente externa de carbono. La tabla 2 presenta una comparación de los diferentes sistemas de desnitrificación.

Las variables que afectan a el proceso de desnitrificación son:

- 1) Concentración del ión nitrato
- 2) Concentración del carbón
- 3) Temperatura. Si la temperatura es baja la velocidad del desnitrificación también lo es por lo que el volumen del reactor aumenta.
- 4) pH. El intervalo óptimo está entre 6.5 y 7.5.

ELIMINACIÓN DEL FÓSFORO

El agua residual doméstica y el agua de drenaje de zonas agrícolas son las principales fuentes de fósforo, el que como se ha dicho es el principal responsable del crecimiento de las plantas acuáticas y de la contribución a la eutroficación en general.

El fósforo en el agua residual puede presentarse en tres formas: ortofosfato, polifosfato y fósforo inorgánico. En la mayoría de las aguas residuales el fósforo es eliminado por decantación primaria. Dado que no existe forma gaseosa del P, éste es eliminado por incorporación a una fase sólida. En los tratamientos biológicos convencionales es incorporado a la biomasa en exceso. Estos procesos presentan una eliminación muy baja de fósforo (del 2 al 3%). Así, alrededor de 10 a 15 mg P/l se encuentran en la salida del proceso (en Europa). Para prevenir la eutroficación es necesario que las concentraciones sean inferiores a 1 mg P/l.

La desfosfatación por adición de productos químicos.

Cuando se añaden sales de aluminio o hierro al agua residual bruta, éstas reaccionan con el ortofosfato soluble hasta producir un precipitado. Cuando se usa la cal, el calcio y el hidróxido reaccionan con el ortofosfato para formar hidroxapatita insoluble. El fósforo orgánico y el polifosfato se eliminan a través de reacciones más complejas y por adsorción en partículas del floculo. El precipitado se elimina como lodos primarios. Existen tres esquemas de tratamiento: precipitación primaria, tratamiento terciario y precipitación simultánea en los lodos activados. Las principales ventajas y desventajas de cada uno de ellos se encuentran en la tabla 3.

ESTABILIZACIÓN DEL FÓSFORO POR MEDIO DE AGENTE QUÍMICO.

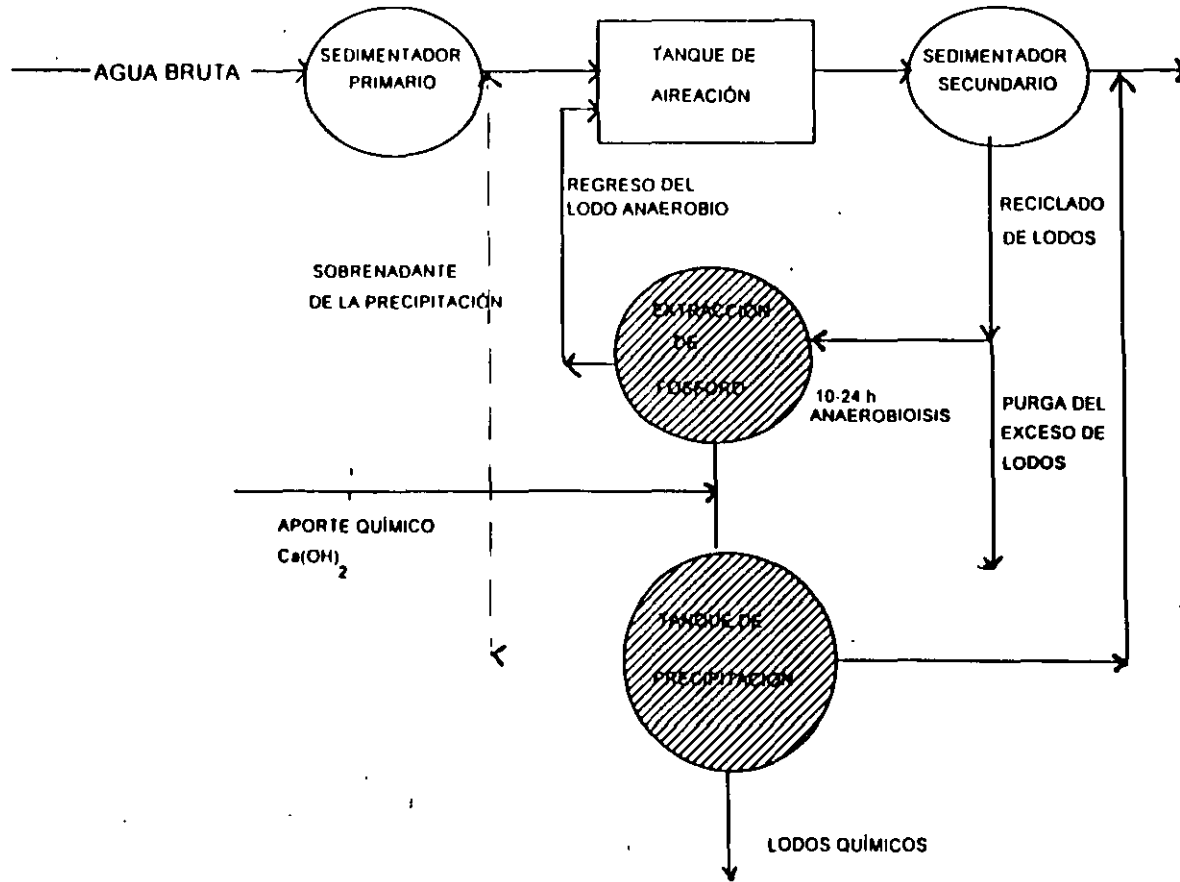


Figura 7. Proceso PHOSTRIP

Tabla 3 Ventajas y desventajas de la eliminación de fósforo en diversos puntos de una planta de tratamiento^a

Nivel de tratamiento	Ventajas	Desventajas
Primario	Aplicable a la mayoría de las plantas; eliminación superior de DBO y de sólidos suspendidos; mínimo trato de pérdidas de producto químico; posibilidad demostrada de recuperación de la cal	Minima eficiencia del uso del metal del producto químico; pueden requerirse polimeros para la floculación; fango más difícil de deshidratar que el primario
Secundario	Mínimo coste: menores dosis de productos químicos que el primario, mejora de la estabilidad del fango activado, no se precisan polimeros	La sobredosis de metal puede causar la toxicidad a bajo pH; con aguas residuales de baja alcalinidad, puede ser necesario un sistema de control del pH; no puede utilizar la cal a causa del excesivo pH, sólidos inertes añadidos al líquido mezcla del fango activado, reduciendo el porcentaje de sólidos volátiles
Avanzado (terciario)	Mínimo fósforo en el efluente, máxima eficacia del uso del producto químico; recuperación de cal demostrada	Máximo coste de inversión, máxima pérdida de metal del producto químico

REFERENCIAS

- 1.-Benefield LDy Randal CW (1980) Biological process design for wastewater treatment, Englewood Cliffs, N.J.
- 2.- Buitrón Méndez G. (1993) Biodégradation de composés xénobioiques par un procédé discontinu de type SBR" Tesis de doctorado, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Francia, 240 pp.
- 3.- Cheremisinoff N.P. y Cheremisinoff P.N. (1993). Carbon adsorption for pollution control. *Process and pollution control equipment*. Prentice Hall, New Jersey.
- 4.- Ekama GA, Marais GR y Siebritz IP (1984) Theory design and operation of nutrien removal activated sludge processes, Water Research Commission, Univ. Cape Town, Pretoria.
- 5.- Fox P. y Suidan M.T. (1993). A comparision of expanded bed GAC reactor designs for the treatmen of refractory/inhibitory wastewaters. *Water research*, **27**, 769-776.
- 6.- Meidl J.A. (1991). PACT Systems for industrial wastewater treatment. *Innovative hazardous waste treatment technology series*. Vol 2, Ed. Freeman HM y Sferra PR, Technomic Pub. Co., Lancaster, 177-191..
- 7.- Metcalf y Eddy (1991). Wastewater Engineering. Treatment, Dísposal and Reuse, Mc Graw Hill, 3a Ed., N.Y.
- 8.- Reynolds TD (1982). Unit operations and processes in environmental engineering, Brooks-Cole Eng. Div.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

REUSOS DEL AGUA EN LA AGRICULTURA

M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ

REUSO DEL AGUA EN LA AGRICULTURA

1. INTRODUCCION

El aprovechamiento de las aguas residuales en riego agrícola se practica en México desde hace más de 100 años (1886). En Hidalgo, en el DDR 063 (antes DR 03), se reusa un volumen de 980 Mm /año de aguas provenientes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México para el riego de 85,000 Ha. Estudios en 314 poblaciones con más de 10.000 habitantes mostró que en más del 30% de estas localidades las aguas residuales municipales se utilizan para el riego agrícola.

Las ventajas de esta práctica son:

- mayor oferta de agua
- apertura de tierras al cultivo
- fuente segura de abastecimiento de agua
- aporte de nutrientes
- incremento de la productividad agrícola y desarrollo

Sin embargo, debe tenerse siempre presente el riesgo que conlleva el reuso del agua en la agricultura por la contaminación de cultivos, suelo, acuíferos y ganado que afectan a la salud pública y a la propia producción agropecuaria. Además, persiste el gran riesgo de afectar la salud, tanto de las personas que consumen los productos regados con estas aguas, como de los propios trabajadores del campo y sus familias que conviven con las aguas residuales.

El control de las descargas de aguas residuales por medio del tratamiento y disposición en el suelo es una alternativa económica para la mayoría de los municipios

1/42

mexicanos, beneficios que se incrementan si se usa para la agricultura. Esto es conveniente siempre y cuando se desarrollen y apliquen las tecnologías adecuadas para tratar las aguas residuales destinadas al reuso en la agricultura, con instalaciones de bajo costo y un mínimo de atención en operación, mantenimiento y administración.

El reuso de las aguas residuales en la agricultura es recomendable siempre que se tomen en cuenta dos aspectos fundamentales: en primer lugar, debe minimizarse los riesgos a la salud y la contaminación al medio ambiente y en segundo, la calidad de las aguas no deben deteriorar la capacidad productiva de los suelos.

En esta parte del curso se mencionará primero las características de calidad del agua relacionadas con la producción agropecuaria y en seguida, aquellas asociadas con la salud y la contaminación al medio. Finalmente, se presentará la nueva norma oficial con respecto al uso de aguas residuales en la agricultura.

2. CALIDAD DEL AGUA EN LA PRODUCCION AGRICOLA.

Las características más importantes que determinan la calidad de cualquier agua para riego, desde el punto de vista agronómico, son la concentración de sales solubles, la concentración relativa de sodio y de otros elementos que puedan ser tóxicos.

2.1 Concentración de sales solubles

La salinidad en el suelo es una limitante en el crecimiento y produce una reducción

en el rendimiento de los cultivos. Esta reducción se atribuye a la disminución en la absorción del agua por las raíces.

La concentración de sales solubles en las aguas para riego, para fines de diagnóstico y de clasificación se pueden expresar en términos de su conductividad eléctrica (Dept of Agriculture, 1954). Un suelo es salino cuando la conductividad eléctrica (CE) de su extracto de saturación es mayor de 4000 $\mu\text{mhos/cm}$ o 4 milimhos/cm.

Se ha encontrado que la CE del extracto de saturación de un suelo, en ausencia de acumulación de sales provenientes del agua subterránea es generalmente de 2 a 10 veces mayor que la correspondiente al agua con que se ha regado. Este aumento en la concentración es el resultado de la extracción continua de la humedad por las raíces y por la evaporación. Por ello, el uso de aguas entre moderada y altamente salinas puede ser la causa de que se desarrollen condiciones de salinidad en el suelo, aún cuando el drenaje sea satisfactorio.

En general, las aguas cuya CE sea menor de 750 $\mu\text{mhos/cm}$ son satisfactorias para el riego por lo que respecta a sales, aún cuando los cultivos sensibles pueden ser afectados cuando se usan aguas cuya CE varía entre 250 y 750 $\mu\text{mhos/cm}$ (Mc Neal, 1981).

En la TABLA I se presenta una clasificación de los cultivos con relación a su tolerancia a la salinidad.

La necesidad de lavado para suelos en que no existe precipitación de sales está directamente relacionada con la CE del agua de riego y con la CE permisible del agua

que drena de la zona radicular del cultivo. Evidentemente, las propiedades de transmisión del agua, el drenaje del suelo y la tolerancia a las sales del cultivo son factores importantes en la evaluación de aguas para riego desde el punto de vista de su concentración total de sales (Dept. of Agriculture, 1954).

TABLA I TOLERANCIA A LA SALINIDAD DE LOS PRINCIPALES CULTIVOS

CULTIVOS TOLERANTES	Cebada Algodón Jojoba Remolacha
CULTIVOS MODERADAMENTE TOLERANTES	Avena Cártamo Sorgo Soya Trigo Cebada Pastos como ryegrass o sudán Calabacita
CULTIVOS MODERADAMENTE SENSIBLES	Maíz Arroz Guiso Alfalfa Papa Jitomate
CULTIVOS SENSIBLES	Frijol Zanahoria Cebolla Manzano Durazno

2.2 Concentración relativa de sodio respecto otros cationes

Los constituyentes inorgánicos solubles de las aguas de riego reaccionan con los suelos en forma iónica. Los principales cationes son calcio, magnesio y sodio, con pequeñas cantidades de potasio. Los aniones principales son carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros, en menor cantidad nitratos y fluoruros.

Las concentraciones altas de sodio en el suelo, en comparación a los otros cationes, reducen la permeabilidad del suelo, obstruyendo el acceso del agua a las raíces, lo que se refleja en la disminución del crecimiento de los cultivos. Los suelos sódicos se forman por acumulación de sodio intercambiable y se caracterizan por su baja permeabilidad y difícil manejo (Dept. of Agriculture, 1954).

El índice de sodio utilizado es la "relación de adsorción de sodio RAS" en una solución del suelo. Esta relación es la siguiente:

$$RAS = \frac{[Na]}{\sqrt{\frac{[Ca] [Mg]}{2}}}$$

en la cual Na, Ca y Mg representan las concentraciones en miliequivalentes/litro de los iones respectivos.

Hacen falta todavía más estudio para explicar la relación del sodio intercambiable con respecto a la calidad del agua en las prácticas de riego. De acuerdo con los estudios realizados, la RAS ha sido un índice adecuado para designar el peligro del sodio en las aguas para riego (Dept. of Agriculture, 1954).

2.3 Otros elementos tóxicos a los cultivos

En casi todas las aguas naturales existen elementos en pequeñas cantidades (hasta partes por millón) que son esenciales para el crecimiento de los cultivos hasta determinadas concentraciones.

Una vez que se rebasa esos límites, comienzan a observarse síntomas fitotóxicos que pueden llegar hasta provocar la muerte de las plantas. En la TABLA 2 se presenta un resumen de los principales efectos fitotóxicos que provocan los elementos traza.

Independientemente de su forma química, la fitotoxicidad de un elemento también se encuentra influenciada por la especie vegetal y la textura del suelo. Por tanto, es difícil desarrollar una norma universal de calidad del agua para todas las condiciones de crecimiento vegetal. A este respecto, se publicó en el Diario Oficial de la Federación (13 de diciembre de 1989), entre los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua, las concentraciones requeridas para el aprovechamiento del agua para riego agrícola (Anexo 1).

2.4 Clasificación de las aguas para usos agrícolas

La clasificación de aguas para riego, que data de 1954, considera que se tienen condiciones medias de textura del suelo, velocidad de infiltración, drenaje, cantidad de agua usada, clima y la tolerancia del cultivo a las sales. Desviaciones considerables del valor medio de cualesquiera de estas variables puede hacer inseguro el uso de una agua que, bajo condiciones medias, sería de muy buena calidad.

Con respecto a la salinidad las aguas se dividen en:

6/42

TABLA 3 CLASIFICACION DEL AGUA CON RESPECTO A LA SALINIDAD

C1	AGUA CON BAJA SALINIDAD (CE = 0-250 $\mu\text{mhos/cm}$) Puede ser usada para el riego de la mayoría de los cultivos y suelos, con baja probabilidad de ensalitramiento del suelo. Se requiere drenaje.
C2	AGUA CON MEDIANA SALINIDAD (CE = 250-750 $\mu\text{mhos/cm}$) Puede ser empleada si se tiene drenaje. Las plantas moderadamente sensibles a la salinidad pueden desarrollarse, en la mayoría de los casos, sin requerir prácticas especiales para el control de la salinidad
C3	AGUA CON ALTA SALINIDAD (CE = 750-2250 $\mu\text{mhos/cm}$) No se puede usar en suelos con drenaje restringido. Aún cuando se tenga drenaje adecuado, deberá tenerse un control especial de la salinidad y las plantas seleccionadas deberán ser moderadamente tolerantes a la salinidad.
C4	AGUA CON MUY ALTA SALINIDAD (CE > 2250 $\mu\text{mhos/cm}$). No se recomienda para el riego agrícola bajo circunstancias ordinarias. Los suelos deben ser permeables, el drenaje adecuado, la aplicación de agua en exceso para tener un lavado del suelo y se seleccionarán cultivos con alta tolerancia a la salinidad.

La clasificación de las aguas con respecto al sodio es más complicada debido a que el valor de la RAS aumenta en el suelo a consecuencia del aumento de la concentración de todas las sales y de la posible precipitación de las de calcio y magnesio a medida que disminuye el contenido de humedad por la extracción que hacen las plantas y por la evaporación superficial. La clasificación con respecto al sodio se presenta en la TABLA 4.

Esta clasificación se basa primordialmente en el efecto que tiene el sodio intercambiable sobre la condición física del suelo. No obstante, las plantas sensibles a este elemento, pueden sufrir daños a consecuencia de la acumulación del sodio en sus tejidos, aún cuando los valores de sodio intercambiable sean bajo para alterar la condición física del suelo.

TABLA 4. CLASIFICACION DEL AGUA DE RIEGO CON RESPECTO AL SODIO

S1	<p>AGUA CON BAJA CONCENTRACION DE SODIO (RAS 0-10)</p> <p>Puede ser utilizada para riego agrícola en casi todos los tipos de suelo con muy poco peligro de daño por el sodio. Sin embargo, cultivos sensibles al sodio pueden acumular concentraciones dañinas.</p>
S2	<p>AGUA CON MEDIANA CONCENTRACION DE SODIO (RAS 10-18)</p> <p>Presentará peligro en suelos de textura fina que posean alta capacidad de intercambio de cationes (CIC), especialmente si el drenaje es deficiente. Esta agua puede usarse en suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos con buena permeabilidad.</p>
S3	<p>AGUA CON ALTA CONCENTRACION DE SODIO (RAS 18-26)</p> <p>Puede originar daños por el intercambio de sodio en la mayoría de los suelos y requerirá un manejo especial del suelo, buen drenaje, altos escurrimientos y adición de materia orgánica. En suelos con yeso el problema es menor. Con tratamiento químico puede reemplazarse el sodio intercambiable si las aguas no presentan un alto contenido de salinidad.</p>
S4	<p>AGUA CON MUY ALTA CONCENTRACION DE SODIO (RAS > 26)</p> <p>Generalmente no es aceptable para irrigación, excepto cuando se tiene baja o mediana salinidad y en aquellos sitios donde se realiza un tratamiento del suelo con fines de remover calcio, agregar yeso u otros arregios que permitan el empleo de este tipo de agua.</p>

Las concentraciones tóxicas de boro que se encuentran en algunas aguas para riego, obligan a tener presente este elemento para establecer su calidad. Scofield (1936) propuso los límites señalados en la TABLA 5 para los cultivos estudiados, encontrando que niveles mayores de 1 ppm de boro en el agua de riego, perjudica los cultivos. Son cultivos sensibles: frutales como manzano, nogal, aguacate; semitolerantes: girasol, algodón, jitomate, maíz, sorgo, cebada, avena y trigo; y tolerantes: espárrago, alfalfa, cebolla, haba, lechuga, zanahoria, gladiola y remolacha.

TABLA 5. LIMITES PERMISIBLES DE BORO (ppm) EN AGUA PARA RIEGO

CLASE	CULTIVOS		
	SENSIBLES	SEMITOLERANTES	TOLERANTES
1	0.00 - 0.33	0.00 - 0.67	0.00 - 1.00
2	0.33 - 0.67	0.36 - 1.33	1.00 - 2.00
3	0.67 - 1.00	1.33 - 2.00	2.00 - 3.00
4	1.00 - 1.25	2.00 - 2.50	3.00 - 3.75
5	> 1.25	> 2.50	> 3.75

3. CARACTERISTICAS DE CALIDAD DE INTERES SANITARIO

El empleo en la agricultura de aguas residuales crudas implica el riesgo de afectar la salud y el medio ambiente, al contaminar alimentos, suelos, aguas subterráneas y aguas superficiales, principalmente por medio de patógenos y/o elementos tóxicos.

Los agentes patógenos que inciden en la salud incluyen bacterias tales como Salmonella, que es causante de la tifoidea, paratifoidea, salmonelosis y Shigella, causante de disentería; virus como enterovirus, que ocasiona neumonía y conjuntivitis o el virus de la hepatitis; protozoarios como Entamoeba que produce amibiasis; y helmintos o lombrices como la Taenia solium conocida como la solitaria que causa teniasis y Cysticercos (Kowal, Pahren y Akin, 1981). En el ANEXO 2 se describen las principales enfermedades relacionadas con microorganismos patógenos encontrados en aguas residuales. Además, existen otros microorganismos que afectan al ganado, pues en algunos estudios se ha encontrado que, debido a uso de las aguas residuales, aumenta la incidencia de tuberculosis y de quistes de Cysticercos, por lo que se recomienda que se deje secar el campo antes de iniciar el pastoreo (Greeberg y Kupka, 1957).

El tiempo de supervivencia de patógenos en la superficie del suelo y de las plantas es de interés cuando se decide el periodo que debe pasar entre la última aplicación del agua y el acceso de hombres y animales en la época de cosecha.

El tiempo de supervivencia de bacterias coliformes en el suelo va de 4 a 70 días. Sin embargo, se ha encontrado *Salmonella* después de 260 días. En cambio, el tiempo sobre los cultivos es menor, debido a la exposición a efectos adversos, tales como la radiación solar, altas temperaturas, ambiente seco y al lavado por lluvia. En el caso de bacterias coliformes, el tiempo de supervivencia va de 6 a 35 días, para otras bacterias patógenas y en virus, es menor de 20 días.

Se considera que 100 días es el tiempo máximo que pueden sobrevivir los virus en el suelo y que su migración a las aguas subterráneas se puede reducir o eliminar permitiendo que el suelo se seque antes de la siguiente aplicación de agua (Bagdasaryan, 1964). Existe la posibilidad teórica de que las plantas absorban virus a través de las raíces y se ha comprobado en sistemas hidropónicos (Murphy y Syverton, 1985). Sin embargo, las partículas del suelo absorben los virus rápidamente, impidiendo que las plantas almacenen patógenos virales.

Para evitar daños por bacterias y virus, se recomienda que la aplicación de aguas residuales a los cultivos se detenga un mes antes de la cosecha. Cuando se trata de cultivos que crecen bajo la superficie del suelo (como la papa y el espárrago), donde los virus tienen un mayor tiempo de supervivencia, no se recomienda el riego con aguas residuales. Este tiempo puede reducirse si los cultivos se destinan a la alimentación de animales o a procesamiento industrial.

Los quistes de protozoarios son muy sensibles al secado, por tanto, se puede esperar que los quistes depositados en la superficie de las plantas mueran rápidamente (3 días). De esta manera, si se siguen las recomendaciones para bacterias y virus, no habría riesgos probables de contaminación por protozoarios.

Los huevos y larvas de helmintos, a diferencia de los quistes de protozoarios, viven largos periodos de tiempo cuando se aplican al suelo, posiblemente porque el suelo es su medio de transmisión en el cual se desarrollan, mientras que los protozoarios se desarrollan en agua. De esta manera, bajo condiciones apropiadas de humedad, temperatura y luz solar, *Ascaris*, *Trichuris*, etc. pueden permanecer viables por varios años. Debido a la exposición y desecación por la radiación solar, los huevos de helmintos depositados en la superficie de las plantas mueren más rápido, de 27 a 35 días (Kowal, Pahren y Akin, 1981)..

4. NIVELES DE TRATAMIENTO PARA REDUCIR PATOGENOS

El control de las descargas de aguas residuales por medio del tratamiento y disposición en el suelo es una alternativa económica para la mayoría de los municipios mexicanos, beneficios que se incrementan si se usa para la agricultura. Esto es conveniente siempre y cuando se desarrollen y apliquen las tecnologías adecuadas para tratar las aguas residuales destinadas al reuso en la agricultura, con instalaciones de bajo costo y un mínimo de atención en operación, mantenimiento y administración.

Cabe mencionar que no se hace referencia a las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales, tales como lodos activados o biodiscos, etc., ya que el objetivo primordial de dichos sistemas es la remoción de la materia orgánica y ésta, para la agricultura, ha mostrado ser un acondicionador y formador de suelos orgánicos, además de amortiguar algunos efectos negativos de compuestos tóxicos (Tejeda, 1991).

Aunque cualquier nivel de bacterias se puede inactivar, teóricamente, desinfectando con cloro, esta práctica en aguas residuales crudas llega a ser muy costosa por el contenido

de materia oxidable, puede producir halometanos cancerígenos y dañar la biota del suelo. Además se ha encontrado que protozoarios como *Entamoeba histolítica* y *Giardia* son muy resistentes al cloro.

El tratamiento mínimo a las aguas residuales antes del riego es la sedimentación. Así, el grado de remoción de bacterias va del 10 al 35%; de virus, alrededor del 10%; en protozoarios no es eficiente y de helmintos cerca del 99% (Kowal, Pahren y Akin, 1981).

Las lagunas de estabilización son los sistemas de tratamiento más comunes con fines de riego ya que, además de poder ser diseñadas para cualquier grado de remoción de bacterias patógenas, resuelven la necesidad de almacenamiento de aguas residuales en la mayoría de los sistemas de riego agrícola.

La supervivencia de virus en lagunas de estabilización es poco conocida. Los estudios realizados sugieren que tiempos de retención largos, el orden de 30-49 días remueven un porcentaje importante de virus (90-97%), especialmente cuando las lagunas son en serie (Crites y Uiga, 1979).

Estas lagunas son una mejor opción para la remoción de quistes de protozoarios. De esta manera, se ha logrado un 100% de remoción de quistes del efluente de una serie de 3 lagunas, con un tiempo de retención de 7 días (Kowal, Pahren y Akin, 1981). En cuanto a helmintos, se logró la remoción completa con tiempos de retención mayores de 20 días (Feachmen, Bradley, Garelick y Mara, 1978).

No debe olvidarse que los lodos o sedimentos de la laguna en que se desarrolle este proceso tendrá una alta densidad de quistes de protozoarios y huevos de helmintos viables, los cuales recibirán un tratamiento apropiado antes de su disposición.

Por otra parte, en las lagunas se reduce hasta un 70% de la concentración de metales traza como cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc. No se remueven minerales disueltos como nitrógeno y fósforo, lo cual es una ventaja porque estos elementos fertilizan en suelo.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-052-ECOLOG-CCA/93

Tabla 1
Niveles de control de contaminantes

PARAMETROS	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES
Potencial Hidrógeno (pH) (unidades de pH)	6.5 a 8.5
Conductividad Eléctrica (micromhos/cm)	2000.0
Aluminio (mg/L)	0.20
Antimonio (mg/L)	0.10
Arsénico (mg/L)	0.10
Boro (mg/L)	0.75
Cadmio (mg/L)	0.01
Cianuro (mg/L)	0.02
Cobre (mg/L)	0.20
Cromo (mg/L)	0.01
Hierro (mg/L)	5.0
Fluoruros (como Flúor) (mg/L)	1.0
Manganeso (mg/L)	0.02
Niquel (mg/L)	0.05
Plomo (mg/L)	0.50
Selenio (como Selenato) (mg/L)	0.02
Zinc (mg/L)	2.0

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-033-ECOLOG-CCA/93

CONTAMINACION DEL AGUA- CONDICIONES PARA EL USO DE AGUAS RESIDUALES DE ORIGEN URBANO O MUNICIPAL O DE LA MEZCLA DE ESTAS CON LA DE LOS CUERPOS DE AGUA, EN EL RIEGO AGRICOLA

3.3 HORTALIZAS.

Acelga	ajo	apio	berro	betabel	brócoli	cebolla
cilantro	col	coliflor	epazote	espinaca	hongo	lechuga
papalo	perejil	quelite	quintonil	rábano	hierbabuena	
pepino	calabacita	jitomate	tomatillo	tomate verde	o de cáscara	

(con excepción de las 4 últimas cuando se siembran con espaldadera)

FRUTOS EQUIPARABLES:

fresa	jicama	melón	sandía	zarzamora
-------	--------	-------	--------	-----------

3.4 HORTOFRUTICOLAS.

Las señaladas en el inciso anterior y todas las demás hortalizas y frutos en general.

4. ESPECIFICACIONES

Las restricciones de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de estas con la de los cuerpos de agua, que se dispongan a través de su uso en el riego de hortalizas de consumo crudo, en lo relativo a parámetros bacteriológicos se clasifican en los siguientes tipos para efectos de determinar las clases de cultivos no permitidos:

TIPO DE AGUA	COLIFORMES TOTALES	HELMINTOS
Tipo 1	< 1000/100 ml agua	0/litro de agua
	COLIFORMES FECALES	
Tipo 2	1 a 1000/100 ml de agua	1/litro de agua
Tipo 3	1001 a 100.000/100 ml	
Tipo 4	> 100.000/100 ml	

ANEXOS

EFFECTOS EN LA SALUD ASOCIADOS CON BACTERIAS, DERIVADOS DEL USO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES CON FINES DE RIEGO

a) *Campylobacter jejuni*

Es un causante, recientemente reconocido de gastroenteritis aguda con diarrea.

b) *Escherichia coli*

Los patógenos asociados a la común bacteria intestinal *Escherichia coli* producen diarreas agudas, pero por diferentes mecanismos.

c) *Leptospira spp*

Son bacterias que se excretan en la orina de animales domésticos y salvajes y que entran a las aguas residuales municipales, principalmente, por la orina de ratas infectadas que habitan en las alcantarillas. Leptospirosis es un grupo de enfermedades causadas por bacterias y que se manifiestan por fiebre, dolores de cabeza, escalofríos, vómitos, dolores musculares y conjuntivitis. El riesgo de mortalidad es bajo, pero aumenta con la edad. La transmisión directa por humanos es rara, la mayor parte de las infecciones son resultado de contacto con la orina de animales enfermos.

d) *Shigella parat*

Causa fiebre paratifoidea, una infección entérica generalizada, con frecuencia aguda, con fiebre, inflamación del colon, diarrea. Tiene baja tasa de mortalidad, pero junto con la salmonelosis, una alta tasa de morbilidad (23.4 por 100,000 hab)

e) *Salmonella typhi*

Causa fiebre tifoidea, enfermedad sistemática con una tasa de morbilidad de 7.9 casos por 100,000 hab y una alta mortalidad (1254 casos en 1990)

f) *Salmonella spp*

Causa salmonelosis, una gastroenteritis aguda caracterizada por dolor abdominal, diarreas, náusea, vómito y fiebre.

g) *Shigella sonnei*, *S. flexneri*, *S. boydii* y *S. dysenteriae*

Causas shigelosis o disentería bacteriana, una enteritis aguda, que involucra principalmente el colon, produciendo diarrea, fiebre, vómitos, calambres.

h) *Vibrio cholerae*

Causa cólera, una enteritis aguda caracterizada por súbitos ataques, vómitos, y una rápida deshidratación, acidez y colapso circulatorio. La posibilidad de muerte es alta, pero no se han registrado casos recientes en México.

i) *Yersinia enterocolitica* y *Y. pseudotuberculosis*

Causa yersiniosis, una aguda gastroenteritis con diarrea, dolor abdominal, y otro gran número de síntomas.

(Kowal, Pahren & Akin, 1931)

DESCRIPCION DE LAS ENFERMEDADES CAUSADAS POR VIRUS

a) POLIOVIRUSES:

Causa la poliomielitis, una enfermedad aguda que puede consistir en una simple fiebre o progresar hasta una parálisis ocasionada por la destrucción de las neuronas motoras en la columna vertebral. No se ha confirmado con exactitud, su diseminación por medio de aguas residuales.

b) COXSACKIEVIRUS:

Puede causar meningitis aseptica, miocarditis, pericarditis, neumonia, hepatitis, diarrea infantil.

c) ECHOVIRUSES:

Puede causar meningitis aseptica, parálisis, encefalitis, fiebre, pericarditis, diarrea.

d) ENTEROVIRUS NUEVOS:

Puede causar neumonia, bronconeumonia, conjuntivitis hemorrágica aguda, meningitis aseptica,

e) VIRUS DE LA HEPATITIS TIPO A:

Causa hepatitis infecciosa, que puede ser desde una infección desapercibida, hasta una hepatitis fulminante.

f) ROTAVIRUS:

Causa gastroenteritis aguda con diarrea severa, algunas veces ocasiona deshidratación y muerte en niños. Se considera la causa más importante de gastroenteritis aguda en infantes y niños, aunque también afecta a jóvenes y adultos.

g) ADENOVIRUS:

Son la causa principal de infección respiratoria y de los ojos, se transmite por vía respiratoria, pero actualmente se cree que es una causa importante de gastroenteritis esporádica en niños pequeños.

h) REOVIRUS:

Ha sido aislado de las heces fecales de pacientes que han padecido diferentes enfermedades, pero no se ha podido establecer una clara relación etiológica. Parece ser que la infección por reovirus en humanos es común y se asocia con manifestaciones benignas o no clínicas.

i) POLIOVIRUS:

Se ha encontrado en orina y parece estar asociado con leucoencefalopatología, pero ha sido poco estudiado.

j) ASTROVIRUS, CALICIVIRUS:

Parecen estar asociados a gastroenteritis humana, produciendo diarrea, pero tampoco han sido bien estudiados.

(Kowal, Pahren & Akin, 1931)

DESCRIPCION DE LAS ENFERMEDADES CAUSADAS POR PROTOZOARIOS

a) Entamoeba histolytica

Causa amibiasis o disentería por amibas, una enteritis aguda, , cuyos síntomas pueden ser desde un malestar abdominal benigno con diarrea, hasta una disentería fulminante con fiebre, escalofríos y diarreas con sangre o mucosidades. La mayoría de las infecciones son asintomáticas, pero pueden suceder casos severos de diseminación, produciendo abscesos en hígado, pulmones y cerebro, con riesgo de muerte. En México, la tasa de morbilidad fue de 1000 por 100,000 habitantes de 1932 a 1934; y la mortalidad que ocasionó en estos años fue de 1800 casos.

b) Giardia lamblia

Produce giardiasis, una infección asintomática frecuente del intestino, el cual puede estar asociado con diarrea crónica, mala absorción de grasas, fatiga y pérdida de peso.

c) Balantidium coli

Produce balantidiasis, una enfermedad del colon, caracterizada por diarrea o disentería, la cual se transmite por quistes en agua contaminada, particularmente por cerdos.

(Kowal, Pahren & Akin, 1931)

REFERENCIAS

✓ ASANO, T. & PETTYGROVE, G.S. (1984) "Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater. A Guidance Manual". University of California, Davis. Report No 84-1 wr, California, U.S.

BARNES, GEORGE E. (1967) "Tratamiento de Aguas Negras y Resechos Industriales". Centro Regional de Ayuda Técnica, Mexico.

BAGDASARYAN, G.A. (1964) "Survival of viruses of the enteric virus group in soils and vegetables". J. Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology, U.S.

BENEFIELD, LARRY & CLIFFORD W. RANDALL (1980) "Biological Process Design for Wastewater Treatment". Prentice-Hall, U.S.

BRYAN, J.L. (1977) "Disease Transmitted by Foods Contaminated by Wastewater". J. Food Protection, U.S.

BUCKMAN, H.O. & BRADY, N.O. (1969) "The nature and Properties of Soils". Mc Millan, U.S.

CALIFORNIA DEPARTMENT OF HEALTH SERVICES (1978).
"Wastewater Reclamation Criteria". Title 22,
Berkeley, California, U.S.

CARNOW, NORTHROP, WADDEN, ROSENBERG, HOLDEN, NEAL, SCHEAFF,
SCHEFF & MEYER (1979) "Health Effects of Aerosols
emitted from an Activated Sludge Plant". EPA-600/ 1-
79-019. Health Effects Research Laboratory, U.S. EPA

COMISION DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO (1987) "Informe
Tecnico". Documento Interno, Nuevo Laredo,
Tamaulipas, Mexico.

CRITES, R.W. & UIGA, A. (1979) "An Approach for Comparing
Health Risks of Wastewater Treatment Alternatives: A
Limited Comparison of Health Risk between Slow Rate
Land Treatment and Activated Sludge Treatment and
Discharge". EPA - 430/9-79-009 Office of Water
Program Operations, U.S.

✓ DEPARTMENT OF AGRICULTURE, U.S. (1954) "Diagnostico y Rehabilitacion de Suelos Salinos y Sodicos"

(Manual No 60), Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, S.A.G., Mexico (Edición 1971)

DEPARTMENT OF AGRICULTURE, U.S. (1974) "Manual de Conservacion de Suelos", Ed. Limusa, Mexico.

DEPARTMENT OF AGRICULTURE, U.S. (1982) "Relacion de Agua, Suelos, Plantas y Atmosfera", Ed. Diana, Mexico.

✓ FEACHMEN, BRADLEY, GARELICK & MARA (1978) "Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management". World Bank Studies in Water Supply and Sanitation, No 3, Johns Hopkins University Press, Baltimore, U.S.

ITURBE, R. (1986) "Salinidad y Disposicion de Aguas Residuales en Suelos". Instituto de Ingenieria, U.N.A.M. Mexico.

JEFATURA DE DISTRITO DE DESARROLLO RURAL No 154 - NUEVO LAREDO 37) "Informacion General del Distrito", Nuevo Laredo, Tamaulipas, Mexico.

✓ KOWAL, N.E., PAHREN, H.R. & AKIN, E.W. (1981)
"Microbiological Health Effects Associated with the
Use of Municipal Wastewater for Irrigation", in:
Municipal Wastewater in Agriculture, Academic Press,
U.S.

LEOPOLD, A.C. (1964) "Plant Growth and Development". Mc
Graw Hill. New York, U.S.

MAAS, E.V. (1982) "Salt Tolerance of Plants", in: Handbook
of Plant Science, Christie (Ed), CRC Press, Inc. U.S.

✓ MC NEAL, R.L. (1981) "Evaluation and Classification of
Water Quality for Irrigation", in: Salinity in
Irrigation and Water Resources, Dan Yaron (Ed),
Marcel Dekker, Inc. U.S.

MENDOZA BERRUETO, E. (1981) "Aspectos Socioeconómicos de la
Frontera Norte de la República Mexicana", en:
Frontera del Norte: Integración y Desarrollo.
Colegio de México, México.

MENDOZA MARQUEZ, H. (1981) "Land Treatment: A Viable
Solution for Management of Wastewater in the
Metropolitan Area of the Valley of Mexico", in:
Municipal Wastewater Agriculture, D'Itri, Aguirre y
Athie (Eds), Academic Press, U.S.

METCALF & EDDY (1972) "Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal". Mc Graw Hill, U.S.

MURPHY, W.H. & SYVERTON, J.T. (1958) "Absorption and Translocation of mammalian viruses by plants", II. Recovery and Distribution of viruses in plants. Virology 6,623.

ORTA LEDESMA, M.T. (1935) "Criterios para el Aprovechamiento de Aguas Residuales en Riego Agrícola en Mexico Tesis D.E.P.F.I. - U.N.A.M., Mexico.

PAGE, A.L. & CHANG, A.C. (1981) "Trace Metals in Soils and Plants Receiving Municipal Wastewater in Irrigation", in: Municipal Wastewater in Agriculture, D'Itri, Aguirre y Athie (Eds), Academic Press, New York, U.S.

RAMALHO, A.S. (1983) "Introduction to Wastewater Treatment Process". Academic Press, U.S.

ROJAS GARCIDUEÑAS, M (1984) "Fisiología Vegetal Aplicada" Mc Graw Hill, Mexico.

✓ S.A.R.H. (1981) "Evaluación del Impacto Ambiental del Transporte y Uso de las Aguas Residuales del Área Metropolitana del Valle de México en la Agricultura", Documento Interno, S.A.R.H. México.

S.A.R.H. DIRECCION GENERAL DE DISTRITOS Y UNIDADES DE RIEGO (1977) "Características de los Distritos de Riego", S.A.R.H. México

S.A.R.H. COMISION DEL PLAN NACIONAL HIDRAULICO (1976) "Uso Potencial del Suelo". Documento No 12, S.A.R.H. México.

S.A.R.H. COMISION DEL PLAN NACIONAL HIDRAULICO (1977) "Uso Potencial del Suelo: Anexo E - Cuenca Baja del río Bravo y Norte de Tamaulipas", S.A.R.H. México.

S.P.P. DIRECCION GENERAL DE ESTADISTICA (1972) "IX Censo General de Población y Vivienda", S.P.P. México.

S.P.P. DIRECCION GENERAL DE ESTADISTICA (1982) "X Censo General de Población y Vivienda". S.P.P. México.

S.R.H. DIRECCION DE AGROLOGIA (1966) "Estudio de los Suelos de la República Mexicana, S.R.H. México.

THORNTHWAITE (1948) " An Approach Toward a Rational Classification of Climates" Trad. Miguel Perez Espinosa, Revista Ingenieria Hidraulica en Mexico.

VICTORIA MASCORRO, E. (1984) "Patrones de Distribucion Espacial de los Asentamientos Humanos en la Franja Fronteriza Norte", en: Impactos Regionales de las Relaciones Economicas Mexico-Estados Unidos. El Colegio de Mexico, Mexico.

INTRODUCCION

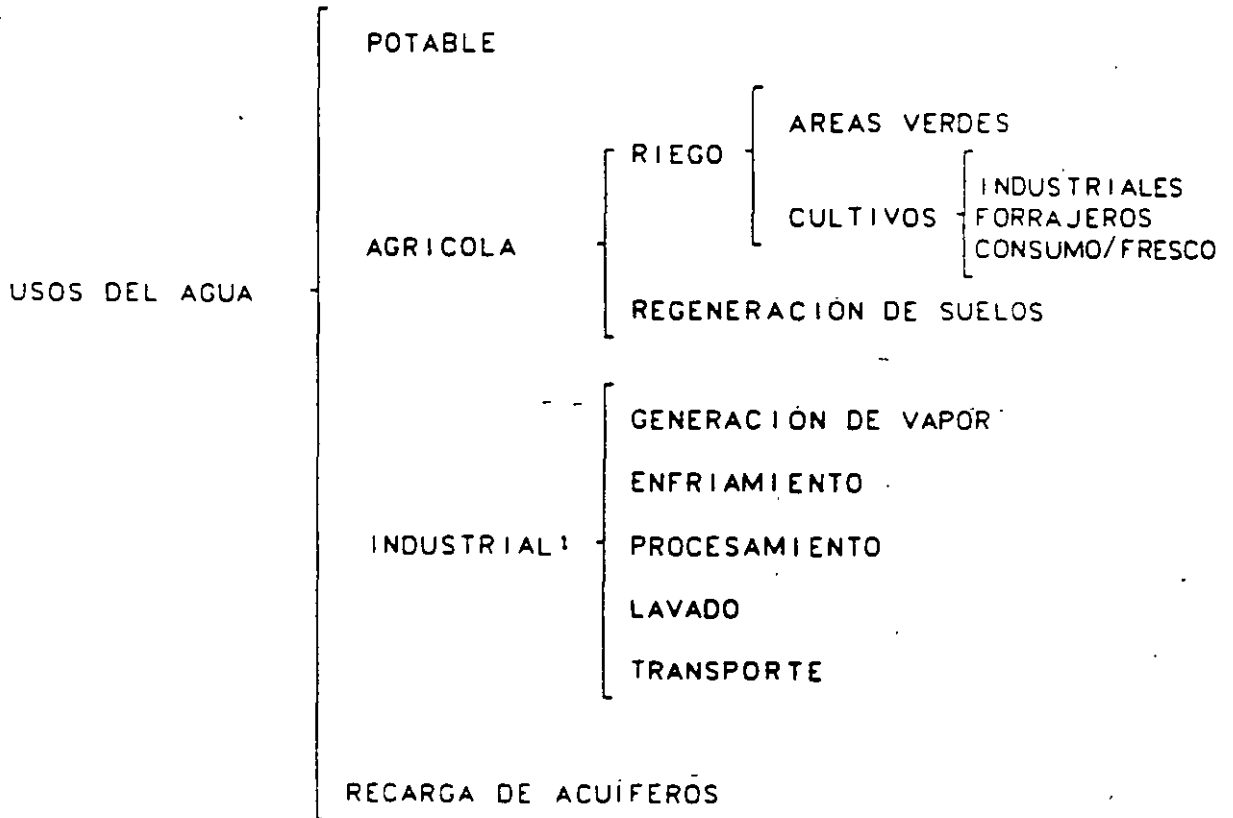
DEFINICION DEL TERMINO CALIDAD:

- A) MANERA DE SER DE UN PERSONA O COSA
- B) FUNCION, NOBLEZA O LINAJE
- C) EXCELENCIA, IMPORTANCIA (ASUNTO DE CALIDAD)
- D) CLASE, VALIA

ES UN TERMINO AMBIGÜO, SIN EMBARGO NOS INTERESA SU USO EN CUANTO SE REFIERE AL VALOR RELATIVO DE UN OBJETO CON UN DETERMINADO PATRON.

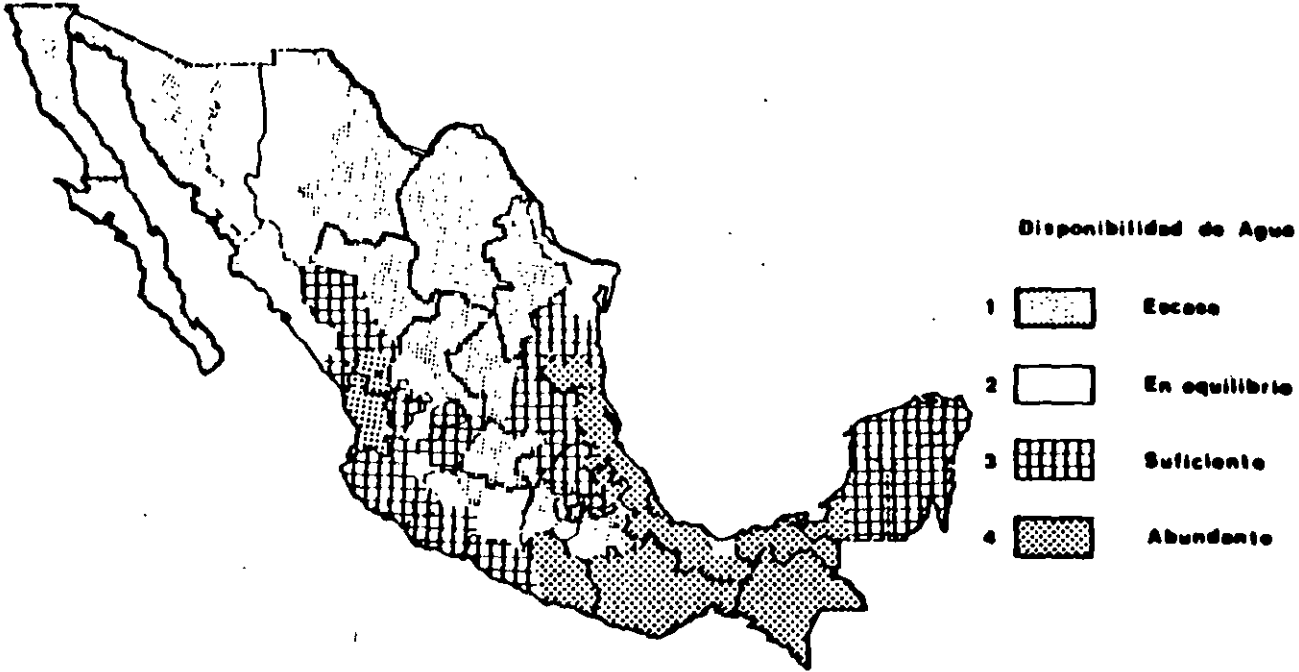
OBJETO → AGUA

PATRON → REGLAMENTOS Y NORMAS DE USO DEL AGUA O CRITERIOS



se señalan los usos mas comunes

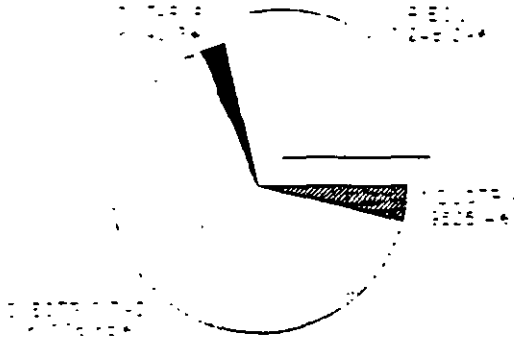
**Zonas de disponibilidad de agua que considera
la Ley Federal de Derechos**



28/42

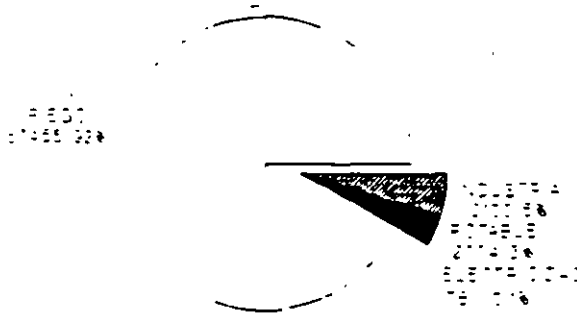
**EXTRACCION DE AGUA
POR LOS DIFERENTES USUARIOS**

(Millones de metros cúbicos)



**CONSUMO DE AGUA
POR LOS DIFERENTES USUARIOS**

(Millones de metros cúbicos)

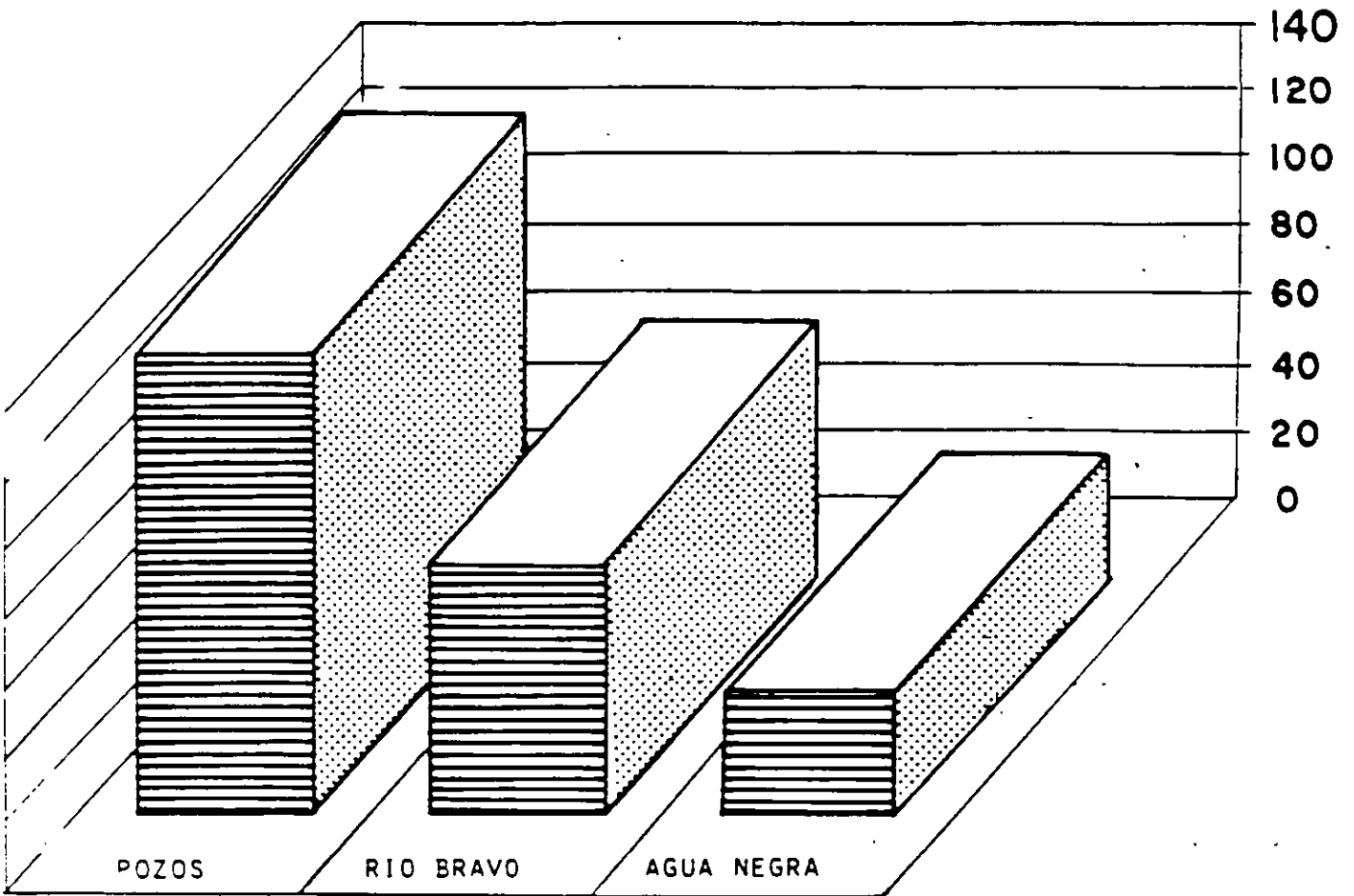


VOLUMENES Y CALIDAD PROMEDIO DEL AGUA PARA RIEGO

FUENTE DE ABASTECIMIENTO	VOLUMEN ANUAL (MM ³)	SOLIDOS DISUELTOS (P.P.M.)	C.E. x 10 ⁶	R.A.S.	CLASIFICACION
AGUA TRATADO INTERNACIONAL (BRAVO)	74	571.6	866.2	1.84	C3 - S1
AGUA NEGRA	36.8	964.5	1,454.6	2.32	C3 - S1
AGUA MEZCLAS		928.7	1,411.5	2.41	C3 - S1
AGUA SUBTERRANEA	135				
AGUA DE POZO/CANAL PRAL.		2,009.9	3,291.8	4.81	C4 - S2
AGUA DE POZO/BOMBEO SARH		1,951.6	3,222.1	5.22	C4 - S2
TOTAL	245.8				

30/42

ABASTECIMIENTO DE AGUA PARA RIEGO



FUENTE DE ABASTECIMIENTO

APROVECHAMIENTO DE LOS EFLUENTES DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES QUE OPERA LA DIRECCION GENERAL DE CONSTRUCCION Y OPERACION HIDRAULICA DEL DEPARTAMENTO DEL DISTRITO FEDERAL(5)

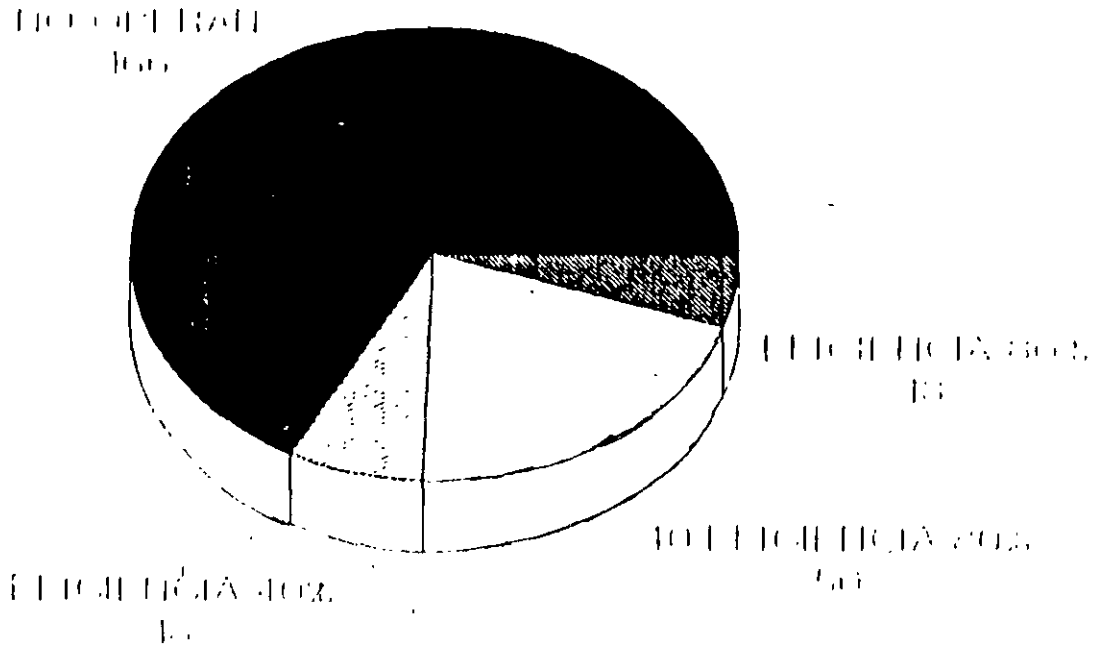
PLANTA	USO DE LAS AGUAS TRATADAS O RENOVADAS
CHIAPULTEPEC	RIEGO DEL BOSQUE DE CHIAPULTEPEC Y LLENADO DE LAGOS Y FUENTES UBICADOS EN EL MISMO BOSQUE
CD. DEPORTIVA	RIEGO DE AREAS VERDES DE LA CIUDAD DEPORTIVA Y DE CAMELLONES EN ALGUNAS AVENIDAS IMPORTANTES
SAN JUAN DE ARAGON	RIEGO DEL BOSQUE DE SN. JUAN DE ARAGON Y LLENADO DEL LAGO UBICADO EN EL MISMO BOSQUE
COYOACAN (ANTES XOCHIMILCO)	REPOSICION DE NIVELES DE LOS CANALES DE XOCHIMILCO Y RIEGO DE LOS VIVEROS UBICADOS EN COYOACAN
CERRO DE LA ESTRELLA	REPOSICION DE NIVELES DE LOS CANALES DE XOCHIMILCO Y RIEGO DE CAMELLONES DE LA CZDA. I. ZARAGOZA
ROSQUES DE LAS LOMAS	RIEGO DE JARDINES Y CAMELLONES POR MEDIO DE PIPAS
ACUEDUCTO DE GUADALUPE	SE ESTA CONSTRUYENDO LA RED DE DISTRIBUCION DE AGUA TRATADA PARA EL RIEGO DE AREAS VERDES EN EL INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
EL ROSARIO	SE ESTA CONSTRUYENDO LA RED DE DISTRIBUCION DEL AGUA TRATADA PARA SU USO EN EL DEPORTIVO REYNOSA
TLATELOLCO	RIEGO DE JARDINES Y CAMELLONES POR MEDIO DE PIPAS

32/42

* Inyección Aluvifera (proceso de investigación)
 en tratamiento de aguas (C.A. y OSMOSIS).

INVENTARIO NACIONAL DE PLANTAS DE TRATAMIENTO

INFRAESTRUCTURA DISPONIBLE EN LAS 540 POBLACIONES
MAYORES A 10,000 HABITANTES (1989)



33/42

1989

CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO

ASPECTOS "SANITARIOS"

RIESGOS A LA SALUD POR
CONTAMINACIONES

MICROBIOLOGICAS

VIRUS
BACTERIAS
PROTOZOARIOS
HELMINTOS

METALES

PLOMO
CROMO
CADMIO
MERCURIO

ASPECTOS "AGRONOMICOS"

EFFECTOS EN LA PRODUCCION DE
CULTIVOS DEBIDO A

SALINIDAD
SODICIDAD
METALES

34/42

CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO

ASPECTOS SANITARIOS

RIESGOS A LA SALUD POR MICROORGANISMOS PATOGENOS

MICROORGANISMOS

ENFERMEDADES RELACIONADAS

BACTERIAS

GASTROENTERITIS, DIARREAS
DISENTERIA, TIFOIDEA
SALMONELOSIS

VIRUS

POLIOMELITIS, HEPATITIS
MENINGITIS, PARALISIS
DIARREA, GASTROENTERITI
NEUMONIA, CONJUNTIVITIS

PROTOZOARIOS

AMIBIASIS
DISENTERIA AMIBIANA
DIARREA CRONICA

HELMINTOS

ENFERMEDADES INTESTINALES
COMO TENIASIS Y CISTICERCOSIS

FUENTE: KOWAL, PAHREN & AKIN, 1981

CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO
ASPECTOS AGRONOMICOS

METALES TOXICOS A LOS CULTIVOS

ELEMENTO	CONC.*	EFFECTO EN CULTIVO
AL	0.1 - 1.0	CAUSA PUDRICION EN LAS RAICES
As	0.1 - 2.0	LIMITA SEVERAMENTE EL CRECIMIENTO
BE	0. - 5.0	REDUCE LOS RENDIMIENTOS
B	0.5 - 4.0	CAUSA NECROSIS EN HOJAS Y ABSICION
CR	0.5 - 5.0	COMO CROMO +6 DAÑA EL CRECIMIENTO
CU	0.1 - 1.0	INDUCE DEFICIENCIAS DE FE Y P
F	----	CAUSA NECROSIS Y CLOROSIS
LI	0.05-0.25	AFECTA CITRICOS Y UVAS
MN	0.25- 1.0	CAUSA CLOROSIS Y RIZADO EN MARGEN DE HOJAS
NI	0.5 - 1.0	LIMITA CRECIMIENTO
V	0.5 - 2.5	LIMITA CRECIMIENTO

FUENTE: PAGE & CHANG, 1981

*CONCENTRACION FITOTOXICA EN MG/L

SUPERVIVENCIA DE MICROORGANISMOS (DIAS)

MICROORGANISMO	EN SUELOS	EN CULTIVOS
BACTERIAS	4 - 70	6 - 35
VIRUS	100	MENOS DE 20
PROTOZOARIOS	3	3
HELMINTOS	VARIOS AÑOS	27 - 35

REDUCCION DE MICROORGANISMOS POR TRATAMIENTO

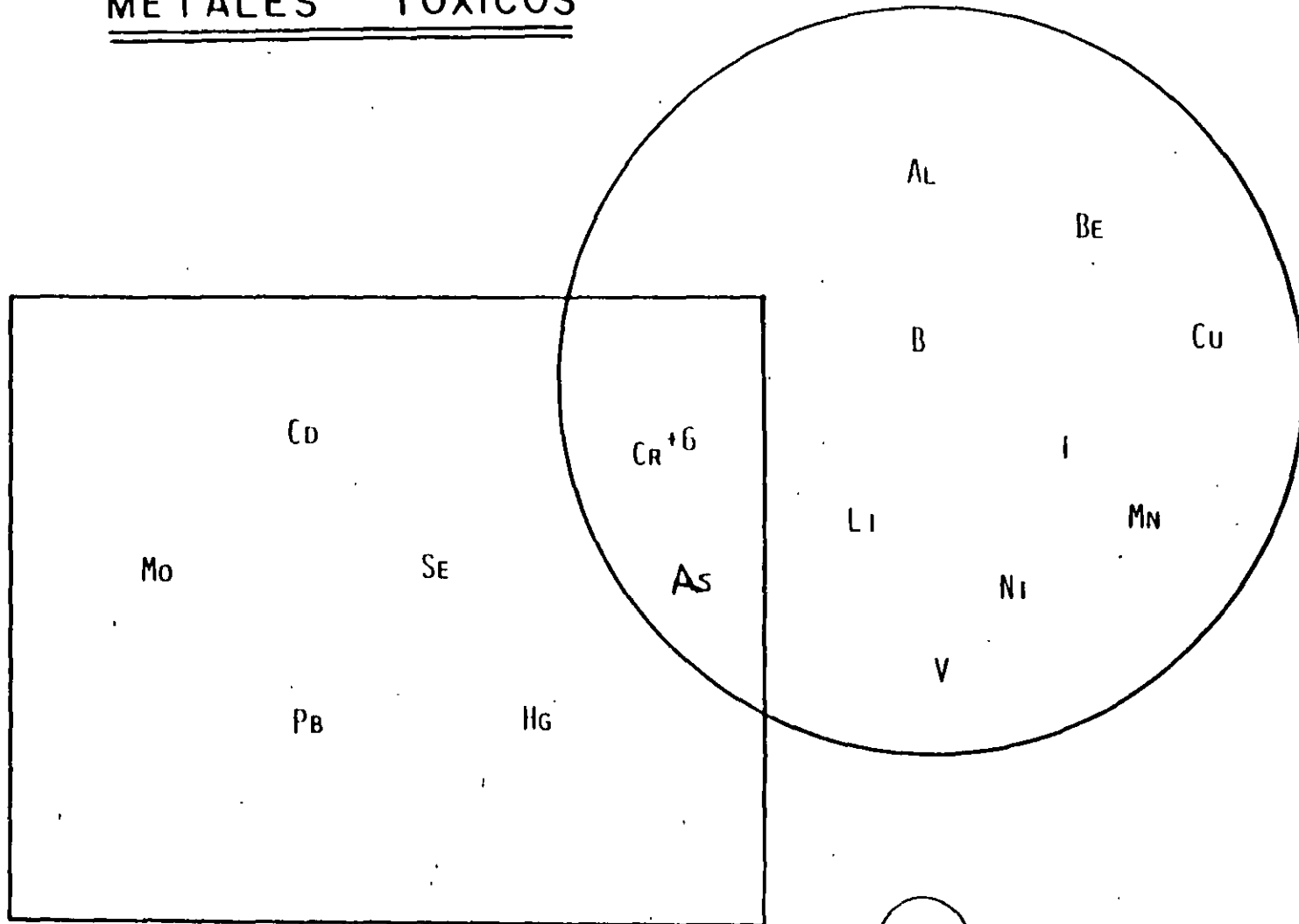
SISTEMA DE TRATAMIENTO	MICROORGANISMO	REDUCCION
PRIMARIO (SEDIMENTACION)	BACTERIAS	10 - 35%
	VIRUS	10%
	PROTOZOARIOS	0 - 2%
	HELMINTOS	100%
LAGUNAS DE ESTABILIZACION	BACTERIAS	90%
	VIRUS	90%
	PROTOZOARIOS	100%
	HELMINTOS	100%

FUENTE: KOWAL, PAHREN & AKIN, 1981

CRITES & UIGA, 1979

FEACHMEN, BRADLEY, GARELICK & MARA, 1978

METALES TOXICOS



○ Cultivos

□ Hombre

38/42

CONCENTRACION ESTIMADA DE METALES EN LAS AGUAS RESIDUALES
DE LA CIUDAD DE MEXICO

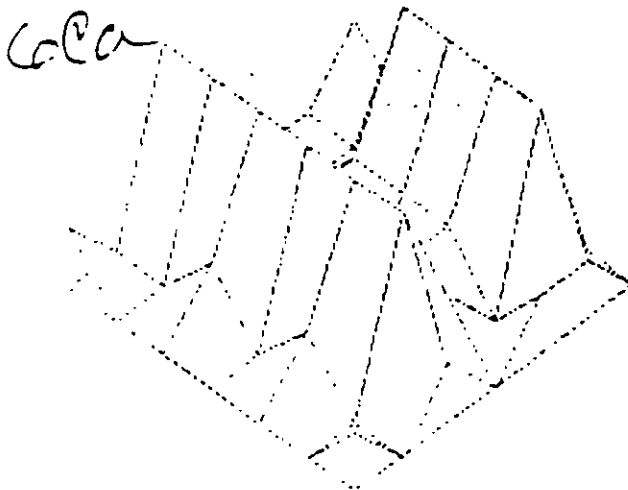
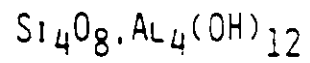
METAL TRAZA	CONCENTRACION (MG/L)
ARSENICO	0.001
BORO	2.83
CADMIO	0.02
CIANURO	0.64
COBRE	0.214
CROMO	0.42
FIERRO	4.05
FLUOR	0.48
MANGANESO	0.32
MERCURIO	0.01
MOLIBDENO	1.44
NIGUEL	0.65
PLOMO	0.25
ZINC	0.54

FUENTE: S.A.R.H. 1981

EFFECTO DEL SODIO EN EL SUELO



KAOLINITA

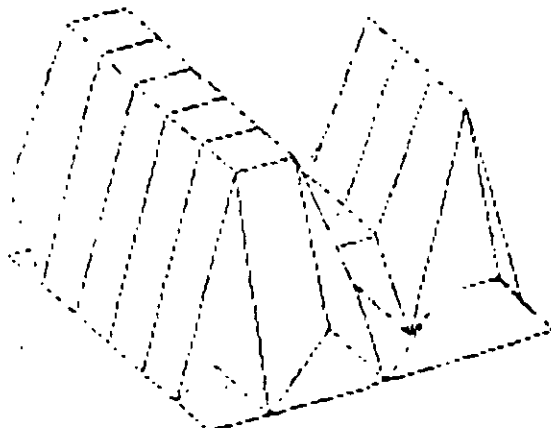


SE INTERCAMBIAN IONES
DE ALUMINIO POR CALCIO

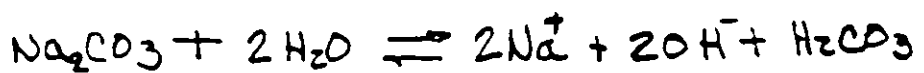


1ZNa

(Sodalita)



SE INTERCAMBIAN IONES
DE CALCIO POR SODIO



TIPO DE SISTEMA DE TRATAMIENTO

OPERACIONES UNITARIAS Y PROCESOS DE TRATAMIENTO

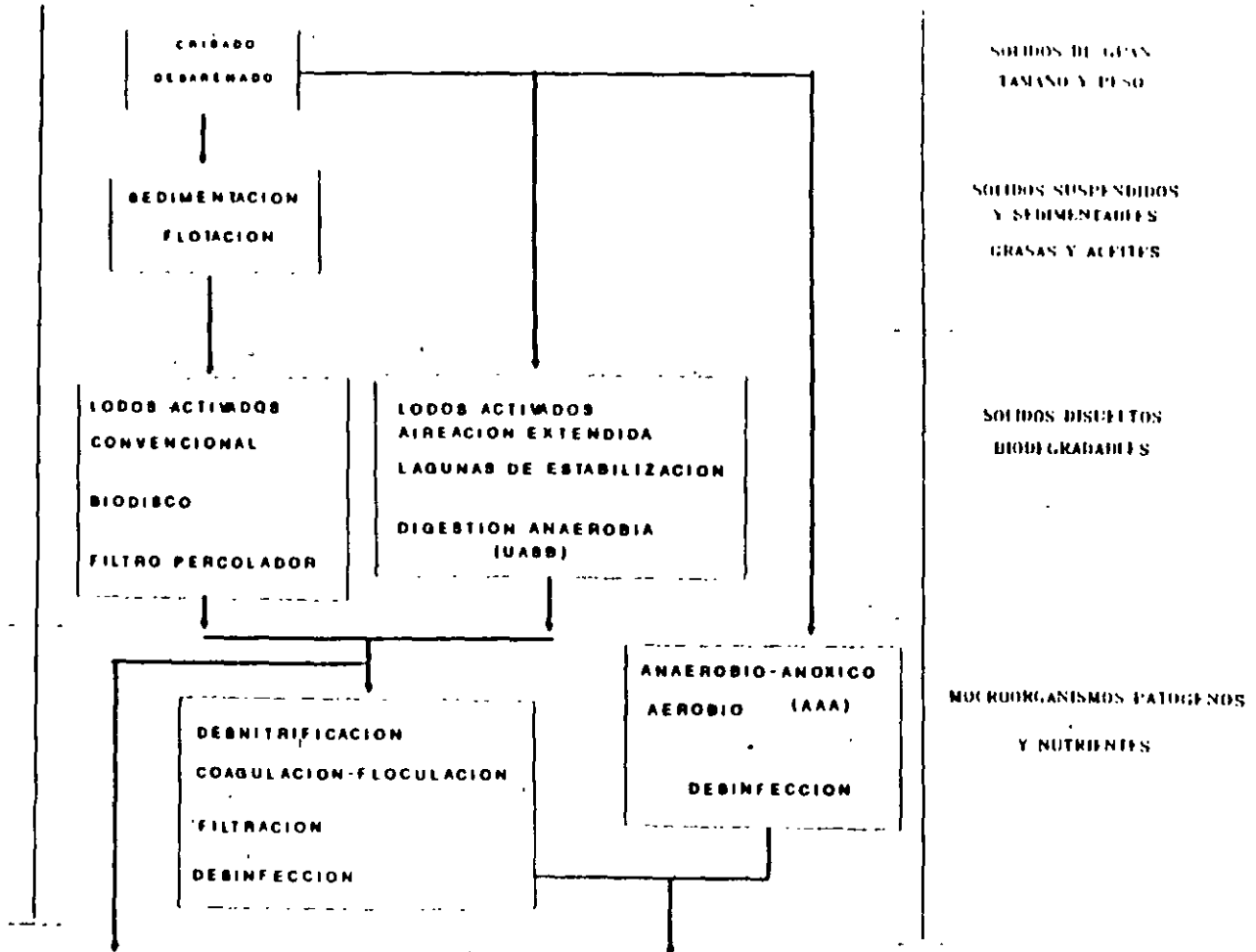
COMPUESTOS REMOVIDOS

PRELIMINAR

PRIMARIO

SECUNDARIO

TERCIARIO



4/1/42

PARA ESTE BLOQUE SE INCLUYEN VARIOS PROCESOS, PERO EN LA SELECCION DE UN TRM DE TRATAMIENTO SE SELECCIONA SOLO UNO



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN
COMUNIDADES PEQUEÑAS**

M. en C. EDMUNDO IZURIETA RUIZ

TRATAMIENTOS DE LAS AGUAS RESIDUALES EN **COMUNIDADES PEQUEÑAS**

Las soluciones son múltiples, deben considerarse factores varios para encontrar la solución más adecuada.

La falta de personal técnico preparado para operar los procesos, sugiere que deben ser sencillos de operar.

Entre las soluciones sencillas tendríamos:

- (a) Lagunas de estabilización
- (b) Tanque Imhoff
- (c) Combinación de soluciones (a) y (b)
- (d) Planta de tratamiento con filtro percolador
- (e) Tanque séptico

TANQUE SÉPTICO

Constituye una solución para el medio rural.

Puede utilizarse para tratar las aguas residuales de viviendas aisladas o concentradas en número pequeño, instituciones varias, escuelas.

La experiencia indica que el tanque séptico reduce: -

- 60 al 70 por ciento de la DB05 y sólidos suspendidos
- Reducción parcial de helmintos (parásito intestinal)
- La operación no implica problemas serios.

- Si se lo emplea con un campo de infiltración de 8 m. se logra la remoción de DB05, DQO, nitrógeno amoniacal, fósforo total, hierro y bacterias.
- Tiene muchas ventajas comparado con las letrinas.

Filtros intermitentes de arena.

De útil aplicación en:

(a) Localidades de 2 a 3 mil habitantes.

(c) Escuelas e instituciones

- Es recomendable la presedimentación para reducir la extensión del campo -
- Cuando se emplea agua cruda hay problemas con al operación (obtyración de la arena), lagunamiento, proliferación de insectos, malos olores, problemas sanitarios en general.

(d) La carga hidráulica recomendada:

- Aguas crudas 30 a 50 mil gal/acre/día (28 a 47 litros/metro cuadrado/día).
- Aguas sedimentadas: 100 mil gal/acre/día (97 litros/metro cuadrado-día).

TANQUE IMHOFF

(b) Estructura hidráulica que incorpora los dos procesos:

- Sedimentación
- Digestión

(b) El tanque sedimentador está incluido en otro que hace de digestor.

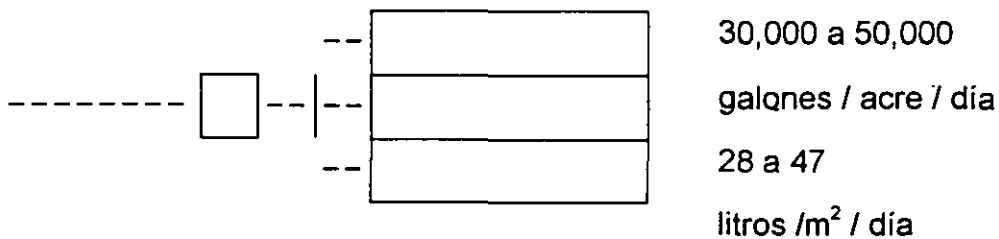
(c) Las áreas laterales del sedimentador tienen la materia sobrenadante porque los gases del digestor empujan a la materia orgánica.

- (d) Existen diseños especiales para que los lodos parcialmente digeridos puedan ser retirados fácilmente. Se recomienda inclinación de 45 grados.

- (b) El sedimentador tiene en el fondo una ratyra para que se sedimente el material en suspensión.

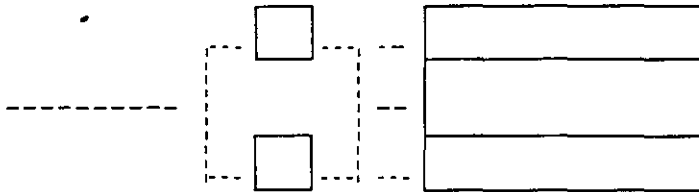
FILTROS INTERMITENTES DE ARENA

1. Los filtros intermitentes de arena constituyen un proceso para servir a:
 - Localidades pequeñas (aproximadamente 2 a 3 mil habitantes).
 - Instituciones.
2. Se requieren grandes extensiones de terreno, sobre todo cuando las aguas residuales no se presedimentan.
3. Cuando se emplea agua cruda hay problemas con la operación:
 - Obturación rápida de la arena
 - Lagunamiento
 - Proliferación de insectos
 - Molestias sanitarias en general
4. Con el proceso se recomienda tanques de dosificación
5. Las cargas hidráulicas pueden ser las siguientes:
 - Con agua cruda (sin sedimentación)



- Con agua sedimentada

100,000 gal./acre/día



97 litros/m²/día

1 gal. ó 3.7854 litros

1 acre = 4,047 m²



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**REVISIÓN DE LOS PRINCIPIOS BÁSICOS DE HIDRÁULICA
APLICABLES AL DIMENSIONAMIENTO
PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

M. EN C. EDMUNDO IZURIETA RUIZ

TEMA: REVISION DE LOS PRINCIPIOS BASICOS DE HIDRAULICA
APLICABLES AL DIMENSIONAMIENTO PLANTAS DE TRATA-
MIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

1998

Este material didáctico fue elaborado por el Ingeniero
Eduardo Izurieta Ruiz, exprofesor de la División de Es-
tudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería de la UNAM.

CONTENIDO:

1. Unidades
2. Vertederos
 - Rectangular (estándar)
 - Estandar contraído
 - Triangular
 - Trapezoidal
 - Proporcional
3. Canales abiertos
4. Orificios
5. Medidor Venturi y canaleta Parshall
6. Ejercicios
7. Pérdidas de carga
8. Ubicación de la planta

PRINCIPIOS BÁSICOS DE HIDRAULICA

En el tratamiento de las aguas residuales y en general, en los problemas relacionados con el saneamiento del agua es necesario aplicar los principios básicos de los fluidos (líquidos).

Se hará una revisión de los principios hidráulicos que se aplican a la medición de caudales (vertederos o vertedores), orificios, medidor venturi, canaleta Parshall), orificios, conductos cerrados. Durante la presentación de los temas se harán algunos ejercicios.

1. Unidades

Es conveniente estar completamente familiarizado con las unidades que se utilizan en el sistema métrico decimal (SMD) y en el inglés (SI), los conceptos de fuerza, trabajo, potencia son similares teniendo presente los valores de las unidades de longitud y de peso (1 metro=3.2808 pies y 1 kilogramo=2.2046libras). La fuerza (F) tiene un valor fundamental en el que relaciona la masa (M), la fuerza gravitacional o aceleración de la gravedad (g) y un coeficiente que tiene como valor la unidad (k).

$$F = kMg$$

La gravedad a nivel del mar es 9.78 m/seg (s) y en el SI es de 32.2 pies/seg (p/s).

El trabajo (T) es producto de la fuerza (F) por la distancia (d)

$$T = F.d$$

En el sistema metro/kilogramo/segundo (MKS) la unidad es el julio:

$$\text{Julio} = (0.102 \text{ kg}) (1 \text{ metro})$$

En el sistema centímetro/gramo/segundo (CGS) la unidad es el ergio = $(1.02 \times 10^{-3} \text{ g})(1 \text{ cm.})$. En la práctica la unidad de trabajo es el hilográmetro.

La potencia (W) es el trabajo en la unidad de tiempo $W = T/t$. - las unidades en el Sistema MKS es el Watt (W)

$$1 \text{ W} = \frac{(0.102 \text{ kg})(1 \text{ metro})}{1 \text{ seg.}}$$

En el sistema CGS no tiene nombre es igual ergio/seg.

Hay dos unidades que se utilizan en la práctica y se denominan caballo de vapor (CV) y caballo de potencia o de fuerza (cp).

$$\text{CV} = \frac{(75 \text{ kg})(1 \text{ m.})}{1 \text{ seg.}}$$

$$\text{cp} = \frac{(76 \text{ kg})(1 \text{ m.})}{1 \text{ seg.}} = 736 \text{ W}$$

Es útil conocer en el SI la unidad de potencia $\text{hp} = \frac{Q \cdot w \cdot H}{550}$

Q es el gasto en pies cúbicos por segundo (pcs o cfs), la unidad de peso es la libra (lb), 1 pie cúbico pesa 62.4 lb.

2. Vertedores

El vertedor es una estructura hidráulica que sirve para medir el flujo en los canales abiertos. Se clasifican de acuerdo a la forma que tienen.

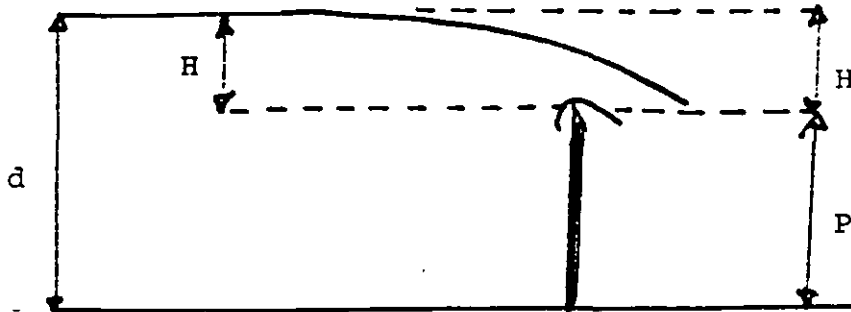
Las fórmulas se indicarán en el SI, pero los resultados son de fácil conversión al SMD teniendo presente la correspondencia entre las unidades que se utilizan en las fórmulas.

a). Vertedor estandar (rectangular)

No es necesario revisar la teoría matemática fundamental, sino conocer las fórmulas más utilizadas, las que se indican a continuación. El significado de las letras (símbolos) se indican en

A

los esquemas.



Las fórmulas que mencionamos anteriormente son:

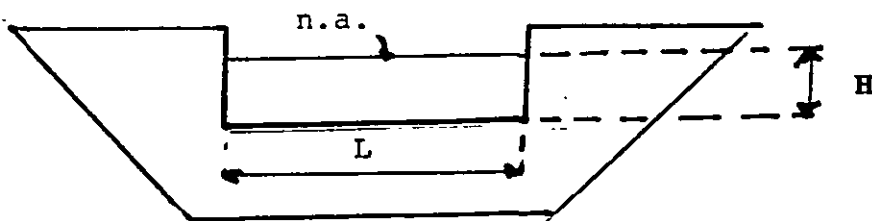
$$(1) \text{ Francis } Q = 3.33 \left(1 + 0.26 \left(\frac{H}{d} \right)^2 \right) L H^{3/2}$$

$$(2) \text{ Bazin } Q = \left(3.248 + \frac{0.0789}{H} \right) \left(1 + 0.55 \left(\frac{H}{d} \right)^2 \right) L H^{3/2}$$

$$(3) \text{ King } Q = 3.34 \left(1 + 0.56 \left(\frac{H}{d} \right)^2 \right) L H^{1.47}$$

b). Vertedor estandar contraído

Cuando hay contracción en el flujo se emplea una fórmula pre-cida , la de V.M.Cone.

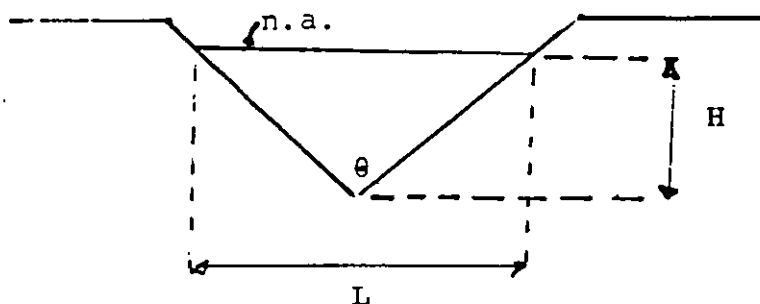


$$Q = 3.247 L H^{1.48} - \left(\frac{0.566 L^{1.8}}{1 + 2 L} \right) H^{1.9}$$

Es recomendable que L sea menor o igual a H

c). Vertedor triangular

Se puede desarrollar matematicamente la fórmula y concluir



que es:

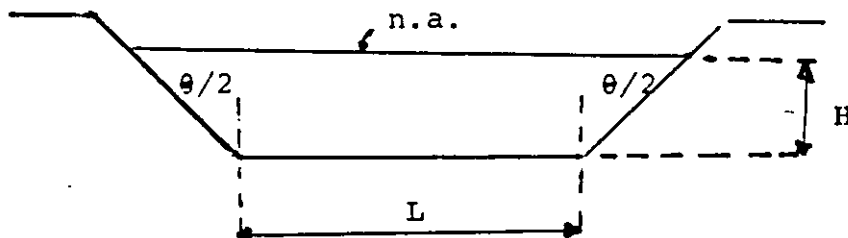
$$Q = C \frac{8}{15} \sqrt{2g} \tan \frac{\theta}{2} H^{5/2}$$

Si $\theta = 90^\circ$ el valor de $C = 0.6$, $Q = 2.5 H^{2.5}$

Barnes obtuvo en varias pruebas, para $\theta = 90^\circ$, $Q = 2.48 H^{2.48}$

d). Vertedor trapezoidal

Como se indicó anteriormente se puede desarrollar matemáticamente la fórmula, para llegar a concluir que el gasto se puede calcular con:



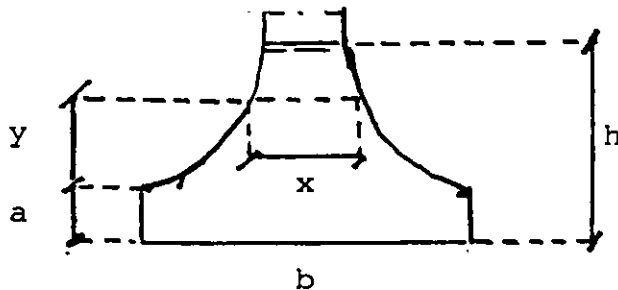
cular con:

$$Q = 3.367 L H^{3/2}$$

En el desarrollo de la fórmula se consideran dos secciones la rectangular y la triangular que tienen coeficientes C' y C'' , igualando los coeficientes $C'=C''$ y haciendo $\tan \frac{\theta}{2} = \frac{1}{4}$, se tiene el vertedor Cipolletti.

e. Vertedor proporcional

Se les conoce con el nombre de vertederos Rettger, tienen aplicación para regular la velocidad en aquellos procesos que debe ser constante, como en los tanques desarenadores. Se los construye en la sección de salida. Ver esquema.



Para calcular el gasto se aplican las fórmulas:

$$(a) Q = 4.97 a^{1/2} b (h - a/3)$$

$$(b) x/b = 1 - \frac{2}{\sqrt{a}} \arctan \sqrt{x/a}$$

Para el cálculo del gasto la metodología es simple:

- 1) Aplicar la ecuación (a), asumir un valor para "a" y calcular "b".
- 2) Calcular los puntos "x" y "y" utilizando la tabla, asumir el valor de "y" y determinar x/b, del que se calcula "x".

y/a	x/b	y/a	x/b	y/a	x/b
0.1	0.805	1.0	0.500	10	0.195
0.2	0.732	2.0	0.392	12	0.179
0.3	0.681	3.0	0.333	14	0.166
0.4	0.641	4.0	0.295	16	0.156
0.5	0.608	5.0	0.268	18	0.147
0.6	0.580	6.0	0.247	20	0.140
0.7	0.556	7.0	0.230	25	0.126
0.8	0.536	8.0	0.216	30	0.115
0.9	0.517	9.0	0.205		

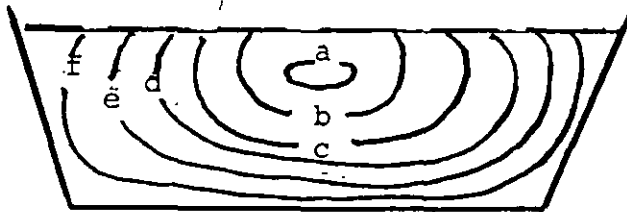
Durante la conferencia se hará un ejercicio de aplicación

3. Canales abiertos

En los conductos o canales abiertos el líquido fluye con superficie libre, pudiendo ser artificiales y naturales. Tienen amplia aplicación en la conducción del agua para generación de energía eléctrica, irrigación, abastecimiento de agua, conducción de aguas residuales, drenaje (pantános), control de inundaciones y otras.

Generalmente el flujo es turbulento en casis excepcionales es laminar. La velocidad de líquido es menor cerca de las paredes del canal y máximo en la superficie.

En el gráfico se indica un ejemplo de la forma como se presentan las velocidades. (en pies).

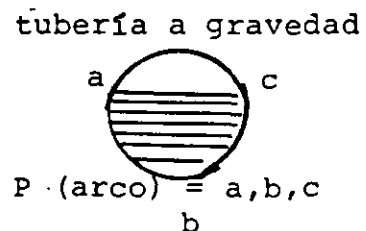
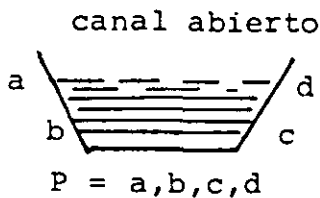


- a = 3.03
- b = 2.94
- c = 2.34
- d = 2.69
- e = 2.56
- f = 2.07

Hay algunas relaciones que se citan a continuación y son de frecuente uso.

a). Perímetro mojado (P)

No es necesario definirlo, los dos ejemplos indican el significado.



b). Radio hidráulico (R)

Es la relación entre el área transversal del flujo (A) y el perímetro mojado (P), $R = A/P$

$$\text{radio hidráulico (R)} = \frac{\text{área transversal del flujo (A)}}{\text{perímetro mojado (P)}}$$

c). Flujo continuo

Se dice que hay un flujo continuo (Q) cuando el producto del área (A) por la velocidad (V) se cumple siempre.

$$Q = A_1 V_1 = A_2 V_2 = A_3 V_3$$

d). Energía

La masa del líquido tiene habilidad para producir trabajo, es lo que denomina energía. Tanto la energía como el trabajo se miden en libra-pie (kilogramo-metro).

La energía cinética produce un trabajo debido a la masa del líquido (agua) y a la velocidad.

$$\text{Energía cinética (EC)} = 1/2 M V^2 \quad (M = W/g)$$

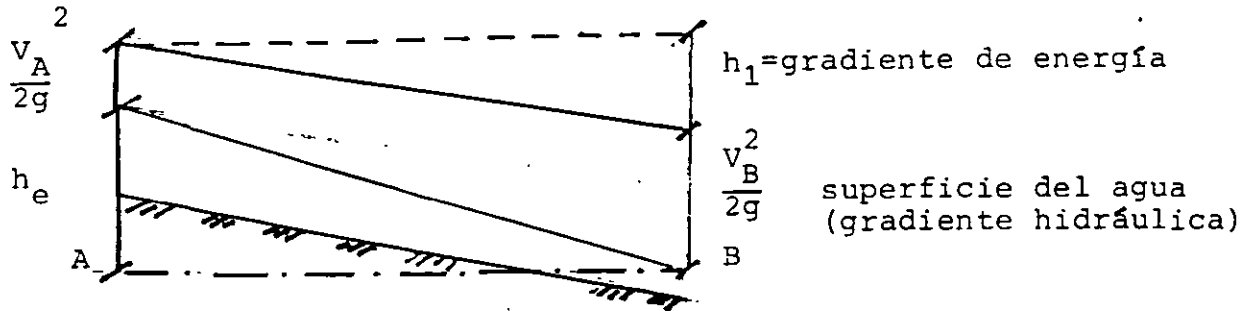
$$EC = W \frac{V^2}{2g} \quad (W = 1)$$

$$EC = \frac{V^2}{2g} \quad \frac{V^2}{2g} = \frac{(\text{pie/seg})^2}{\text{pie/seg}^2} = \text{pie}$$

e). Hidráulica aplicada a los canales

En el gráfico se considera un canal abierto con el punto inicial "A" y el final "B" y aplicando el teorema de Bernoulli se tiene una ecuación en la se equilibran las cargas en los dos puntos.

Tomando como referencia la línea AB se tienen valores que corresponden a la energía cinética al principio y final del canal, y las cargas en los mismos puntos.



La ecuación tiene la siguiente expresión:

$$\frac{V_A^2}{2g} + h_e = \frac{V_B^2}{2g}$$

f). Ecuaciones para el cálculo de velocidad y coeficientes

Fórmula de Chézy

$$V = C \sqrt{R S}$$

V= velocidad, pps (fs)

R= radio hidráulico, pies

S= gradiente hidráulica, pies

C= coeficiente

Fórmula de Kutter y Ganquillet

Para el valor del coeficiente "C" se aplica:

$$C = \frac{41.6 + \frac{0.00281}{S} + \frac{1.811}{n}}{1 + \frac{(41.6 + \frac{0.00281}{S})n}{\sqrt{R}}}$$

n = coeficiente de rugosidad

Fórmula de Bazin

Para el valor del coeficiente "C"

$$C = \frac{1}{0.552 + \frac{\gamma}{\sqrt{R}}}$$

γ = coeficiente de rugosidad

Fórmula de Manning

Para calcular la velocidad:

$$V = \frac{1.486}{n} R^{2/3} S^{1/2} \quad \left(V = \frac{1.486}{n} R^{1/6} / R S \right)$$

n = coeficiente de rugosidad

Se aplican valores para "n" y " γ " que se indican

	Kutter y Manning (n)	Bazin (γ)
<u>Manpostería</u>		
cemento liso	0.010	0.06
concreto	0.012	
ladrillo (buenas condiciones)	0.013	0.16
ladrillo rugoso	0.015	0.30
<u>Metal</u>		
liso	0.010	0.06
rugoso (tuberculoso)	0.020	
<u>Tierra</u>		
buna condición	0.020	0.85
con piedras y raíces	0.025	1.75

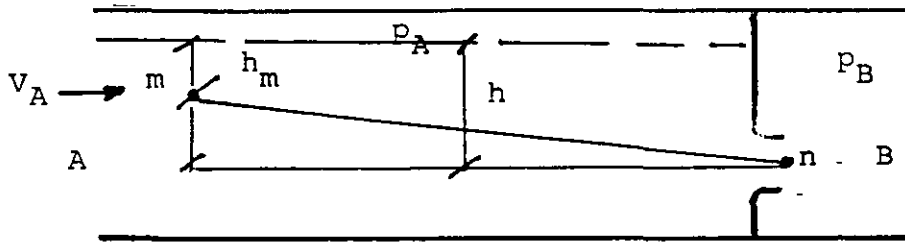
Para obtener resultados satisfactorios en la aplicación de las fórmulas se requiere tener un buen conocimiento de las condicio-

nes del canal y poder emplear el coeficiente que corresponde.

4. Orificios

Los orificios son aberturas de perímetro cerrado a través de las cuales fluye un líquido. En las instalaciones sanitarias, tales como plantas de potabilización o para el tratamiento de las aguas residuales, se emplean orificios.

Para calcular la velocidad y el gasto se parte de la ecuación de la energía deducida de la gráfica.



Las partículas líquidas se descargan por el orificio porque hay diferencia de elevación entre los puntos "m" y "n". El significado de las letras utilizadas en el esquema se explican por sí mismas. En las cámaras "A" y "B" la presión del gas está representado por " p_A " y " p_B " y las velocidades por " V_A " y " V_t " (descarga). La ecuación de la energía es:

$$\frac{V_A^2}{2g} + h + \frac{p_A}{w} = \frac{V_t^2}{2g} + \frac{p_B}{w}$$

$$V_t = \sqrt{2g \left(h + \frac{V_A^2}{2g} + \left(\frac{p_A}{w} - \frac{p_B}{w} \right) \right)}$$

Como las cámaras "A" y "B" están expuestas a la presión atmosférica, $p_A = p_B$.

La ecuación anterior puede escribirse:

$$V_t = \sqrt{2g \left(h + \frac{V_A^2}{2g} \right)}$$

$$V_t = \sqrt{2 g h}$$

$$Q = C A \sqrt{2 g h}$$

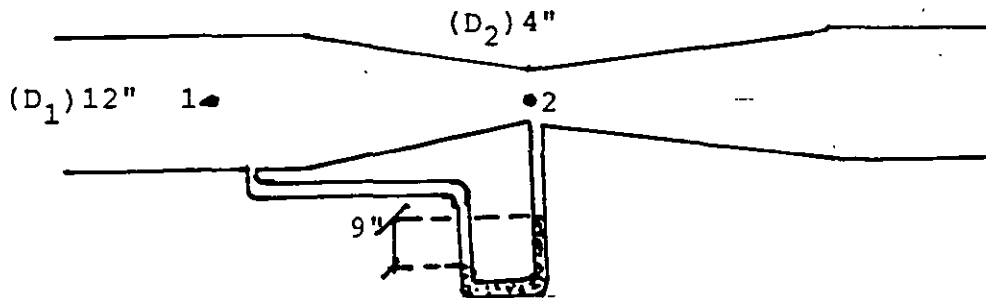
El coeficiente "C" varía de acuerdo con la fricción del líquido en las paredes del orificio.

El cálculo del gasto a través de orificios tiene mucha aplicación en plantas de tratamiento (agua y aguas residuales) porque en muchas ocasiones el diseño se efectúa permitiendo la entrada del líquido a los sedimentadores por orificios ubicados en el fondo del canal de entrada.

5. Medidor Venturi y canaleta Parshall

La medición de caudales en las plantas se realiza utilizando los llamados medidores Venturi (en tuberías) o la canaleta Parshall (canales abiertos).

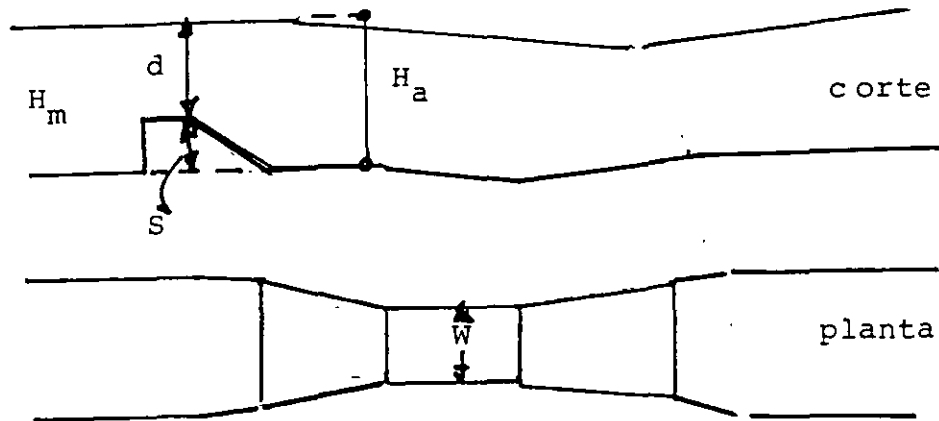
En el primero hay una contracción del líquido por reducción del



diámetro en las tuberías. V_1 es la velocidad en la porción "1" y V_2 en la 2, en igual forma los diámetros son " D_1 " y " D_2 ".

$$\frac{V_2^2}{2g} = \left(\frac{D_1}{D_2} \right)^4 \left(\frac{V_1^2}{2g} \right)$$

La canaleta Parshall está esquemáticamente representada en la figura (corte y planta).



El gasto (Q) se calcula con la fórmula:

$$Q = 2.27 W (H_a)^{3/2}$$

$$H_m = 1.1 H_a, \text{ de donde se deduce que } Q = 2.27 W \left(\frac{H_m}{1.1}\right)^{3/2}$$

$$H_m - S = d \text{ y } v = \frac{Q}{d W}$$

6. Ejercicios

Durante el desarrollo del curso se efectuarán unos pocos ejercicios que tienen mucha aplicación en la planeación del pre-diseño de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

7. Pérdidas de carga

Al recorrer el líquido por las distintas unidades (procesos) constitutivas del tratamiento, experimenta varias pérdidas de carga, hecho muy importante para determinar los niveles que tiene el agua en la entrada y salida de la planta, las que en gran medida dependerán del caudal (gasto) o volumen de agua

a tratar. Las pérdidas de altura sirven para determinar el perfil hidráulico y se denon principalmente a:

- a) fricción del agua en los conductos (abiertos o cerrados y en los accesorios).
- b) pérdidas de carga de velocidad.
- c) pérdidas de nivel por efecto de las descargas del líquido a través de vertederos, orificios y medios de control
- d) cambios de altura en varios puntos de la planta, como por ejemplo las caídas libres.
- e) pérdidas de carga o altura en las posible obras de ampliación de la planta (para atender demandas futuras).
- f) pérdidas de altura en las obras de la entrada de la planta

Cada unidad constitutiva de la planta debe ser analizadapara de terminar las pérdidas de carga que se originan, así por ejemplo en la entrada pueden deberse a compuertas , canales o tuberías para desviar el flujo, vertederos. La suma de las pérdidas parciales de las cargas de velocidad y de los desniveles introducidos en el diseño para las distintas unidades nos indicarán el perfil hidráulico que tendrá la planta.

8. Ubicación de la planta

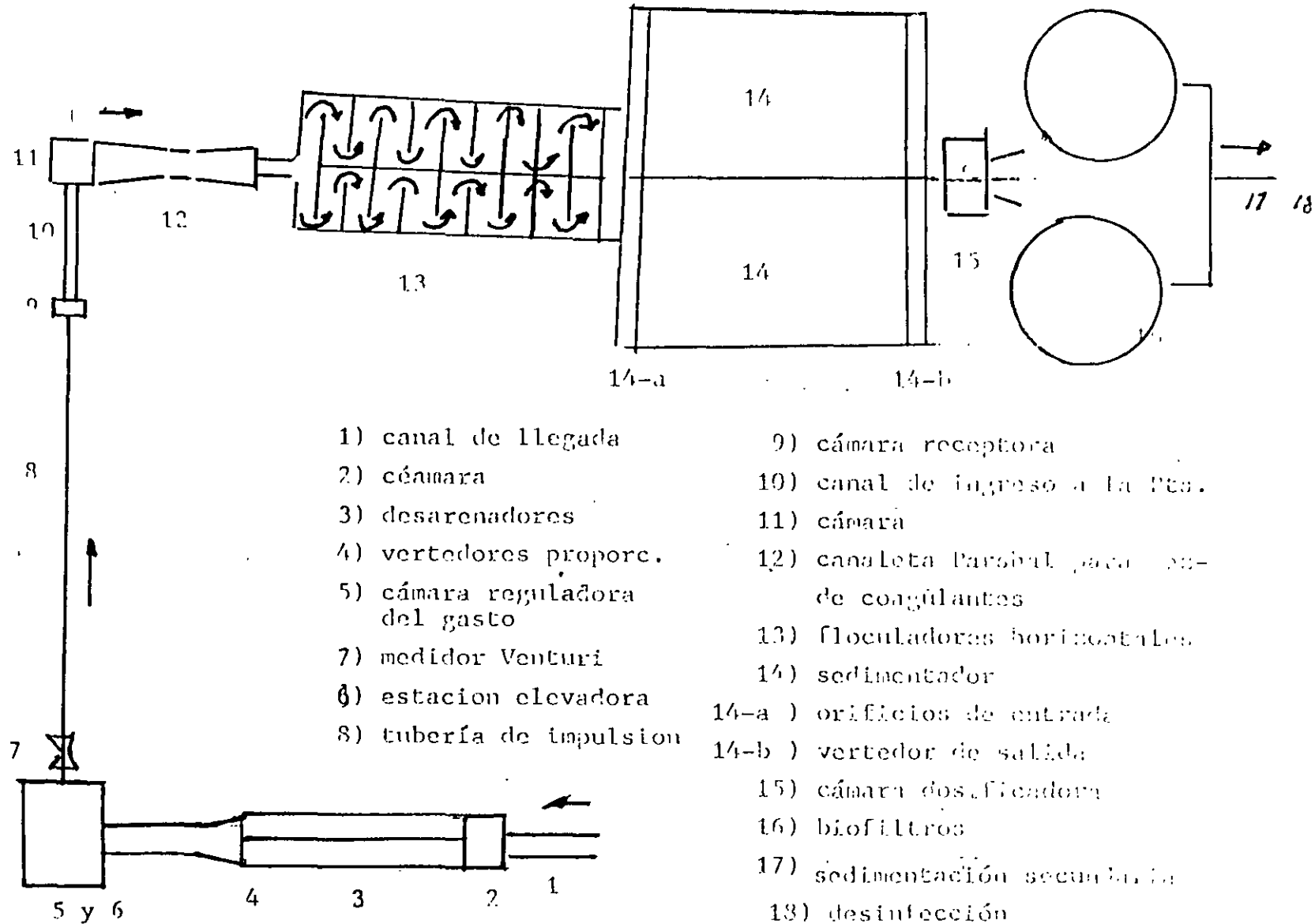
Para efectuar la selección del sitio más conveniente para la ubicación de la planta de tratamiento hay que tomar en cuenta varios factores, entre los principales:

- a) tipos de procesos que se adoptan en el tratamiento preparatorio, primario, secundario o terciario.
- b) aspectos hidráulicos
- c) topografía del terreno
- d) ubicación del colector de agua residuales que sería la entrada a la planta.
- e) características y topografía del lugar donde se ubicaría la descarga del efluente.

- f) áreas posiblemente inundables en el lugar de la descarga.
- g) aspectos de operación y mantenimiento
- h) aspectos financieros y económicos (disponibilidad del capital, obras de bombeo, consumo de energía).

Los procesos de tratamiento de la planta estarán íntimamente relacionados con la calidad deseada del efluente y de la calidad del agua que se dese en el cuerpo receptor, dependiendo de los usos. Un agua superficial limpia es normalmente bien oxigenada (el oxígeno disuelto a nivel del mar a 15°C es de 10.1 mg/l) y contiene muchas especies vivientes que incluyen protozoarios, bacterias, plantas y animales acuáticos, todos ellos interdependientes para constituir los ecosistemas acuáticos.

ESQUEMA DE LAS PARTES CONSTITUTIVAS DE LA PLANTA TEORICA PARA EL TRATAMIENTO DE ACUAS RESIDUALES DOMESTICAS CON EL OBJETO DE ANALIZAR PERDIDAS DE CARGA EN LOS DIFERENTES PROCESOS



9. Bibliografie

- a) Hydraulics
Morach G. May
University of Michigan

Chester G. Wisler
University of Michigan

James G. Woodburn
University of Wisconsin
- b) Handbook of Applied Hydraulics
Calvin Victor Davis
- c) Hydraulic Tables

G. Williams
Allen Hazen
- d) Civil Engineers' Handbook
Merriman and Higgins



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

SELECCIÓN DE PROCESOS DE TRATAMIENTO

DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA

4.- CRITERIO Y RECOMENDACIONES PARA DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS

4.1. INFORMACION BASICA DE PROYECTO

4.1.1. Datos de proyecto

En los proyectos de aguas negras los datos básicos de diseño son:

- a) población actual y de diseño
- b) Dotación o preferentemente aportación
- c) Calidad del agua cruda
- d) Calidad del agua tratada
- e) Climatología
- f) Temperatura del agua y del aire
- g) Altura sobre el nivel del mar
- h) Destino o reuso del agua tratada
- i) Terreno disponible superficie, topografía, altura del nivel freático, tipo y capacidad de carga del terreno e idoneidad del mismo para construcción de bordos.

4.1.2. CAPACIDAD DE LA PLANTA

La planta debe diseñarse para tratar el gasto medio diario aunque algunas unidades se diseñarán para tratar el gasto máximo diario, como es el caso de rejillas, desarenadores y tanques de contacto de cloro.

4.1.3. MODULACION

Dependerá del tamaño de la instalación, de la curva de crecimiento de gastos y de las dimensiones máximas recomendadas para algunos equipos. En general las plantas mayores de -- 100 lt/seg tendrán por lo menos dos unidades de igual capacidad.

4.1.4 CARACTERIZACION DE LAS AGUAS NEGRAS

Es importante señalar que los criterios y recomendaciones que adelante se transcriben, son aplicables al tratamiento de aguas negras municipales con baja o ninguna aportación industrial. Si se presentare algún caso de inclusión de aguas residuales industriales, sus características deberán ser compatibles con las ~~aguas~~ de las aguas municipales de carácter eminentemente doméstico, para efectuar un tratamiento conjunto.

4.1.4.1 MUESTREOS Y ANALISIS

En las descargas o sitios de vertido de las aguas negras se implementará un programa de muestreos y análisis para caracterizar las aguas por tratar.

El programa mínimo de análisis consistirá en tomar muestras cada hora, durante una semana, para integrar siete muestras combinadas que se llevarán al laboratorio.

El volumen de cada muestra horaria que integrará el volumen de la muestra combinada, deberá ser preferentemente proporcional al gasto de escurrimiento al momento de tomar la muestra.

Las muestras se preservarán adecuadamente siguiendo las recomendaciones que se señalan en el ANEXO

4.1

Si se tiene un número mayor de análisis que permita una evaluación estadística de las características de las aguas negras, se hará un estudio para conocer la posibilidad de presentación de los valores determinados. Generalmente el diseño de las unidades de proceso se realiza en función de los valores del 50 - percentil, aunque pueden seleccionarse valores mayores con el fin de obtener un efluente de alta calidad consistentemente.

Las determinaciones que se realizaron en el laboratorio son las siguientes:

Sólidos Totales

Disueltos totales, fijos y volátiles

Suspendidos totales, fijos y volátiles

Sedimentables

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO a 5 días y 20°C)

Demanda química de oxígeno (DQO)

Nitrógeno Total

Orgánico

Amoniacal

Fósforo Total

Orgánico

Inorgánico

Cloruros

Alcalinidad

Grasas

Substancias Activas al azul de metileno (SAAM) para medir detergentes (ABS)

En campo, durante la toma de muestras se determinarán pH y temperatura.

En caso de amplia variación de los datos obtenidos o pocos análisis, pueden emplearse para efluentes de aguas negras de carácter eminentemente doméstico, - los valores per cápita que se transcriben a continuación.

CARACTERISTICAS DE AGUAS NEGRAS DOMESTICAS

DETERMINACION	RANGO DE VALORES gr/capita x día
DBO ₅	45 - 54
DQC	1.6 a 1.9 x DBO ₅
Sólidos Totales	170 - 230
Sólidos Suspendidos	70 - 145
Sólidos Disueltos	50 - 150
Grasas	10 - 30
Alcalinidad	20 - 30
Cloruros	4 - 8
Nitrógeno total (N)	5 - 12
Orgánico	- 0.4 x N total
Aninical	- 0.6 x N total
Fósforo total (P)	0.8 - 4.0
Orgánico	- 0.3 x P total
Inorganico	- 0.7 x P total

4.1.5 CALIDAD DEL EFLUENTE

La calidad del efluente en cada caso particular es fijada por la DIRECCION GENERAL DE PREVENCIÓN Y CONTROL DE LA CONTAMINACION AMBIENTAL de la SECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA.

En general, los requisitos de control de calidad para una planta de tratamiento son pre-establecidos para el proyecto y son de dos tipos.

- a) Calidad del efluente, donde se fijan los valores límites de los parámetros que lo normen.
- b) Criterios de calidad de las aguas receptoras.

Frecuentemente se utiliza una combinación de los dos criterios.

4.2 OBJETIVOS DEL TRATAMIENTO

Los principales objetivos del tratamiento de aguas residuales son:

- a) Remoción de sólidos-suspendidos y flotantes.
- b) Tratamiento de material orgánico biodegradable.
- c) Eliminación de organismos patógenos.

4.3 SELECCION DE OPERACIONES Y PROCESOS DE TRATAMIENTO

Una vez establecidos los objetivos del tratamiento para un proyecto específico, el grado de tratamiento puede determinarse comparando las características de las aguas negras crudas con los requisitos de la -

calidad del efluente.

Para lograr el tratamiento deseado, pueden obtenerse alternativas con combinaciones de procesos, que deberán evaluarse en sus aspectos constructivos, de adquisición de equipos, costos de inversión, operación y mantenimiento, simpleza operativa, disponibilidad de personal capacitado y área, topografía y características geológicas del terreno destinado a la construcción de la Planta, para seleccionar la mejor alternativa que sirva para desarrollar el proyecto ejecutivo.

Los contaminantes de las aguas negras se remueven por medios físicos, químicos y biológicos. Los métodos individuales comunmente se clasifican como operaciones unitarias físicas y procesos unitarios químicos y biológicos.

Las operaciones unitarias físicas comprenden:

Desbastado (cribado)

Mezcla

Floculación

Sedimentación

Flotación y

Filtración

Los procesos químicos son:

Precipitación

Transferencia de gases

Adsorción y

Desinfección

Los procesos biológicos emplean actividades biológicas para la remoción de contaminantes orgánicos biodegradables.

En tratamiento de aguas negras, al empleo de operaciones unitarias físicas se le denomina TRATAMIENTO PRIMARIO; si se incluye la mezcla y floculación se le llama PRIMARIO AVANZADO y a la utilización de procesos químicos o biológicos se les refiere como TRATAMIENTO SECUNDARIO.

OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS UTILIZADOS PARA REMOVER CONTAMINANTES.

C O N T A M I N A N T E S

OPERACIONES Y PROCESOS
UNITARIOS

Sólidos suspendidos y
floculantes

Sedimentación

Cribado y desmenuzado

Flotación

Filtración

Mezcla

Floculación

C O N T A M I N A N T E S**OP.ERACIONES Y PROCESOS
UNITARIOS**

Orgánicos biodegradables

Lodos activados

Filtros rociadores

Discos biológicos

Lagunas de estabilización

Lagunas aeradas

Tanques sépticos

Filtros anaerobios

Tratamientos en el terreno

Organismos patógenos

Cloración

Hipocloración

4.3.1 Las operaciones y procesos mencionados arriba se utilizan para el tratamiento del llamado TREN DEL AGUA, que a su vez genera lodos con alto contenido orgánico, los cuales deben tratarse en el denominado TREN DE LODOS, para convertirlos en productos inocuos. Los métodos recomendados para el tratamiento de lodos y su disposición son:

F U N C I O N

OPERACIONES DE PROCESOS
UNITARIOS Y METODOS DE
TRATAMIENTO

ESPEZAMIENTO	ESPEZADO POR GRAVEDAD
ESTABILIZACION	CON CAL
	DIGESTION ANAEROBIA
	DIGESTION AEROBICA
ACONDICIONAMIENTO	COAGULACION QUIMICA
SECADO	FILTROS DE VACIO
	FILTROS DE BANDA HORIZONTAL Y RODILLOS A PRESION
	LECHOS DE SECADO
DISPOSICION	RELLENOS
	ACONDICIONAMIENTO DE TERRENOS

4.4 TRABAJOS PRELIMINARES

Antes de proceder a la evaluación de las alternativas deben elaborarse:

- a) DIAGRAMAS DE FLUJO para los trenes del agua y de lodos usando las combinaciones apropiadas seleccionadas de las TABLAS 4.1 y 4.2, dependiendo del contaminante a ser removido.
- b) Determinación del tamaño de las facilidades físicas necesarias, usando los criterios que adelante se de-

tallan para los datos del PROYECTO, gastos, cargas - orgánicas, etc.

c) Balance hidráulico y de sólidos.

Donde se indiquen los volúmenes de agua y sólidos que entran y salen de cada operación o proceso unitario.

d) Perfil hidráulico.

De particular importancia es la determinación del perfil hidráulico, en atención a las pérdidas y selección de los puntos de control.

Los perfiles permitirán

d1) Asegurar que el gradiente hidráulico es adecuado para que el gasto máximo de aguas negras fluya por gravedad, sin originar desbordamiento o generación de tirantes inconvenientes.

d2) Establecer requisitos de carga para las bombas, donde sea necesario su empleo.

e) Planta General

Se elaborará el arreglo de las unidades de tratamiento en Planta, tanto de construcción inmediata como futuras, incluyendo los edificios de control y administrativos, subestación eléctrica, almacenes, etc. Para ello se deberán considerar los siguientes factores:

- e1) Geometría y topografía del terreno.
- e2) Mecánica del suelo.
Nivel freático y recomendaciones para las cimentaciones.
- e3) Localización del influente y sitio de vertido.
- e4) Accesos al terreno.
- e5) Tipos de procesos seleccionados.
- e6) Efecto de la longitud de tuberías en el tratamiento.
- e7) Eficiencias y funcionamiento de la planta.
- e8) Confiabilidad y economía en la operación.
- e9) Estética y funcionalismo.
- e10) Control ambiental.
- e11) Areas adicionales para expansiones futuras.

4.5 EVALUACION DE ALTERNATIVAS

4.5.1 Costo de la Planta

Para la evaluación de alternativas se requerirá además de la estimación de la obra civil, la elaboración de especificaciones preliminares de los equipos de proceso, bombeo y medición, para obtener un estimado de costo, la cuantificación y costo e instalación de la fontanería, los requisitos de energía para determinar el tamaño y costo de la subestación y centro de control de motores, así como el costo de sistemas de fuerza, tierras y alumbrado tanto interior como exterior.

Se hará también la estimación de las obras accesorias como son guarniciones, banquetas, calzadas, ornamentación y delimitación perimetral.

4.5.2 Costo O.M.R.

Para completar la evaluación de alternativas se hará el análisis de los costos de operación, mantenimiento y reemplazos menores, con precios actualizados de consumo de energía, productos químicos y sueldos del personal de operación.

4.5.3 COSTO DEL TRATAMIENTO

Con base en el costo de la Planta, los costos O.M.R. y la amortización de la inversión, se hará el análisis del costo del tratamiento, que deberá presentarse en $\$/m^3$ para la capacidad de diseño de la planta, - costo en $\$/hab \times año$ y en $\$/kg$ de DBO_5 removida.

ANEXO 4.1

PRESERVACION DE MUESTRAS

P R E S E R V A T I V O	A C C I O N	A P L I C A B L E A
Hg Cl ₂	INHIBIDOR BACTERIAL	NITROGENO Y FOSFORO EN TODAS SUS FORMAS
ACIDO NITRICO (HNO ₃)	SOLVENTE DE METALES PREVIENE LA PRECIPITACION	METALES
ACIDO SULFURICO (H ₂ SO ₄)	INHIBIDOR BACTERIAL	MUESTRAS ORGANICAS (DQO, GRASAS Y ACEITES, CARBON ORGANICO), NITROGENO Y FOSFORO EN TODAS SUS FORMAS
	FORMACION DE SALES CON BASES ORGANICAS	AMONIACO Y AMINAS
ALCALI (Na OH)	FORMACION DE SALES CON COMPUESTOS VOLATILES	CIANURO, ACIDOS ORGANICOS
REFRIGERACION	INHIBIDOR BACTERIAL, RETARDADOR DE LAS REACCIONES QUIMICAS	ACIDEZ, ALCALINIDAD MATERIALES ORGANICOS DRO, COLOR, OLOR FOSFORO ORGANICO, NITROGENO ORGANICO, CARBON ETC., ORGANISMOS BIOLÓGICOS (COIFORMES ETC).

EN GENERAL, LA REFRIGERACION A TEMPERATURAS CERCANAS AL CONGELAMIENTO (0°C), ES LA TECNICA MAS USUAL PARA PRESERVACION, PERO NO ES APLICABLE A TODOS LOS TIPOS DE MUESTRAS.

Tabla 1. Formulación utilizada en las pruebas en celda Hull para cobalto negro

componente o parámetro	rango
sulfato de cobalto	150-300 g/l
cloruro de cobalto	0-40 g/l
ácido bórico	0-40 g/l
nitrato de cobalto	0-10 g/l
pH	1-7
temperatura	10-30° C

fijó una concentración de ácido bórico de 30 g/l para evitar que el pH se elevara demasiado. Las pruebas iniciales con estas concentraciones mostraron que solo se obtiene un depósito de cobalto metálico en cierta medida poco adherente a altas densidades de corriente en tanto el depósito mejoraba su adherencia para bajas densidades de corriente, pero grandes tiempos de depósito. Se seleccionó al nitrato de cobalto como agente oxidante para la obtención de un óxido de cobalto, por lo que se estudió inicialmente el efecto de este compuesto en la obtención de cobalto negro, y posteriormente procedimos a explorar el efecto de los otros componentes hasta encontrar la mejor combinación.

Una vez que se estandarizó la composición del baño y las condiciones de operación, se efectuaron diversas pruebas para la preparación de muestras patrón con diferentes tiempos de electrodeposición, con el fin de evaluar las propiedades ópticas. La absorptividad solar, α , se calculó a partir del espectro de reflectividad espectral de las muestras en el rango de 200 a 2500 nm, que fue obtenido con un espectrofotómetro Varian 5E, y la metodología de Duffie y Beckman (1). Por otra parte la emisividad de las muestras se determinó a temperatura de 80° C, mediante un emisómetro AE de la Devices and Services Co.

Prueba de estabilidad térmica. Las muestras de cobalto negro recién obtenidas se sometieron a una prueba de estabilidad térmica, que consiste en introducir diversas muestras en una estufa con control de temperatura calentándose a 200, 300, y 400° C durante aproximadamente 100 hrs. Durante las primeras 5 horas de calentamiento, las muestras se extrajeron aproximadamente cada media hora para evaluar las propiedades ópticas, y posteriormente se introducían de nueva cuenta al proceso de calentamiento hasta completar las 100 horas de tratamiento térmico. En las últimas 90 horas del proceso mencionado, las muestras se extrajeron aproximadamente cada 10 horas para la medición de sus propiedades. La anterior secuencia de tiempo de muestreo para la determinación de las propiedades, obedeció a que durante las primeras horas del tratamiento térmico es cuando ocurren los principales cambios en las propiedades ópticas, tendiendo a un valor asintótico con el tiempo de calentamiento.

Difracción de rayos X. El óxido de cobalto, cobalto negro, se caracterizó mediante la técnica de difracción de rayos X, prueba que se efectuó con un difractómetro marca Siemens mod. D500 con una radiación característica $\text{CuK}\alpha_1$.

Determinación del espesor de película de cobalto negro sobre acero. Se utilizó el método gravimétrico para la determinación aproximada del espesor de película de cobalto negro electrodepositado sobre acero, mediante el conocimiento de la densidad del material depositado, obtenido de tablas, (12). Los espesores de película, se compararon con buena correlación con los

resultados por medición directa del espesor de película, de observaciones de microscopía de barrido electrónico.

Estudios de microscopía electrónica de barrido. Estos estudios, se realizaron con un microscopio de barrido electrónico Carl Zeiss DSM 940 A.

El código para registrar los resultados de los experimentos en celda Hull, se ilustra en la fig. 1.

Resultados y discusión.

Influencia de la concentración de nitrato de cobalto. Se realizaron pruebas en celda Hull para diferentes baños conteniendo concentraciones de sulfato de cobalto de 250 g/l y 30 g/l de ácido bórico y cuatro diferentes concentraciones de nitrato de cobalto de 1, 2.5, 5 y 10 g/l, y para una

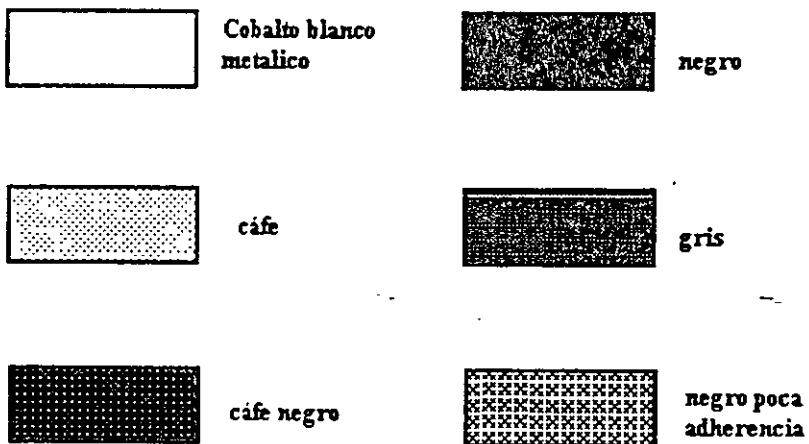


Fig. 1. Código utilizado para esquematizar los resultados de Celda Hull.

temperatura de la solución de 20° C. En la fig. 2, se muestran los resultados de celda Hull, para los diversos baños, clasificados según el código de celda Hull, ya establecido. Se observa de los resultados de este experimento que a 2.5 g/l de $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$ se presenta la mayor gama de densidades de corriente que permite la obtención de las mejores muestras de cobalto negro electrodepositado directamente. También es notorio que cuando no se adiciona nada de este componente, solamente se obtiene el cobalto metálico y nada de óxido de cobalto. Las mayores concentraciones de nitrato de cobalto dan depósitos negros en su mayoría pero de un color negro grisáceo o bien de muy poca adherencia, además que el depósito negro ocurre en una franja estrecha de densidades de corriente.

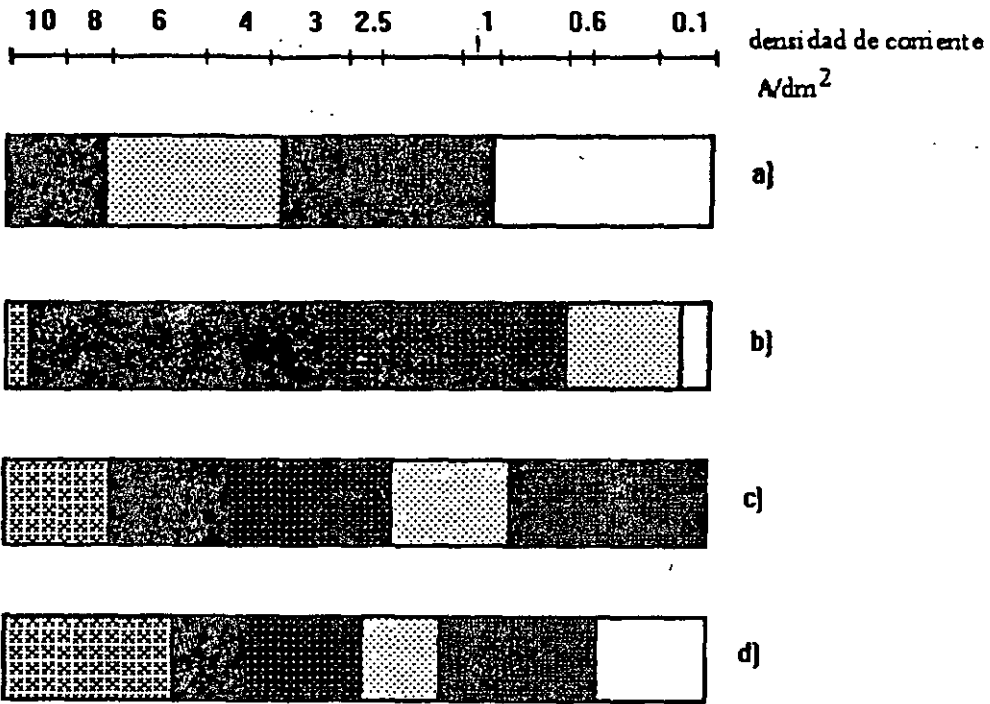


Fig. 2. Esquema de los resultados de celda Hull al variar la concentración de nitrato de cobalto.

Influencia de la concentración de sulfato de cobalto. Una vez que se logró un buen depósito de cobalto negro, procedimos a optimizar la concentración de la principal especie electrolítica presente en la formulación. Para un baño con concentraciones fijas de ácido bórico de 30 g/l y 2.5 de nitrato de cobalto procedimos a realizar pruebas de baños con 150, 200, 250 y 300 g/l de sulfato de cobalto, obteniéndose los resultados que se resumen en la fig. 3. Se observa que las mejores muestras se logran con las más altas concentraciones y prácticamente resulta igual la adición de 250 o 300 g/l a la formulación por lo que fijamos la concentración de nuestro baño en 275g/l que corresponde a un valor medio. Los resultados logrados con concentraciones menores de sulfato de cobalto son de menor calidad por lo que se descartaron, ya que solo se logra un depósito negro a altas densidades de corriente.

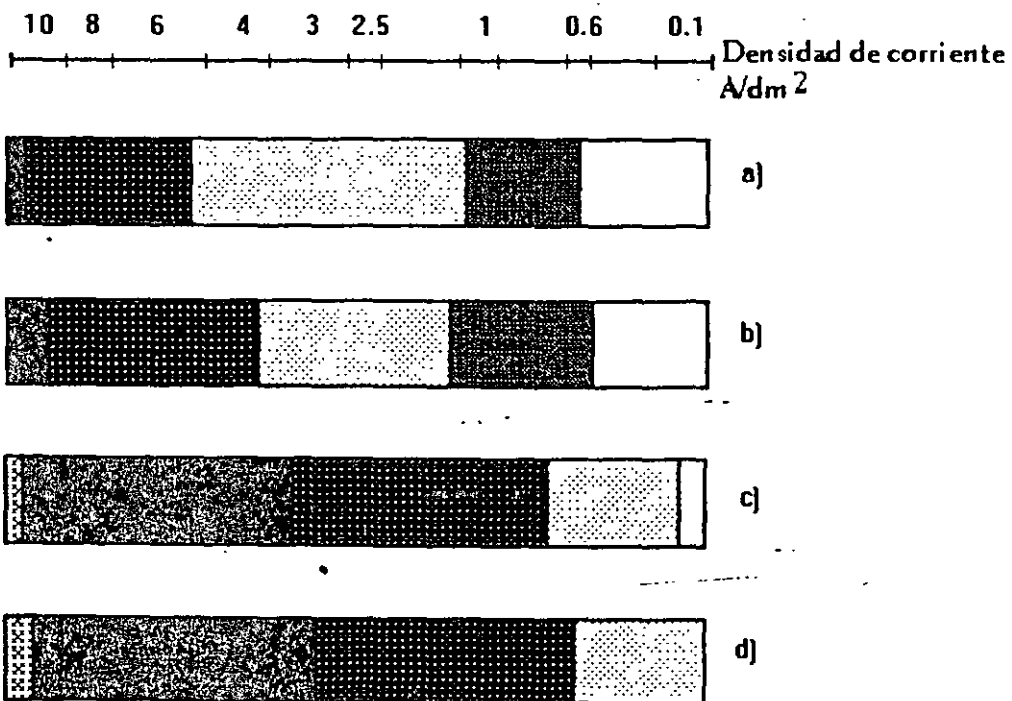


Fig. 3. Esquema de los resultados de celda Hull al variar la concentración de sulfato de cobalto.

Influencia de la concentración de cloruro de cobalto. Mc Donalds (6), agregó cloruro de cobalto a su formulación de electrodeposición de cobalto en lugar de cloruro de sodio que se ponía inicialmente. La función de este componente consistía en favorecer la disolución de los ánodos de cobalto, aunque se reconoce también su potencialidad de favorecer procesos de adsorción que al parecer influye en la mejora del depósito. Para los fines de este estudio utilizamos un baño con concentraciones de sulfato de cobalto de 275 g/l , 30 g/l de ácido bórico, 2.5 g/l de nitrato de cobalto y para estudiar el efecto del cloruro de cobalto, se hicieron adiciones al baño electrolítico de 10, 20, 30 y 40 g/l de cloruro de cobalto. La fig. 4 muestra los resultados obtenidos, observándose que no existen grandes diferencias entre ellos, sin embargo, las mejores muestras se obtienen cuando se agregan de 30 a 40 g/l de cloruro de cobalto. Además para ese rango de concentración de cloruro de cobalto ocurre el rango más amplio en densidades de corriente donde existe depósito de cobalto negro.

Con base en los resultados de depósito en celda Hull, seleccionamos como concentración óptima el valor medio de 30 y 40 g/l pues en tales valores ocurrieron los mejores depósitos de cobalto negro.

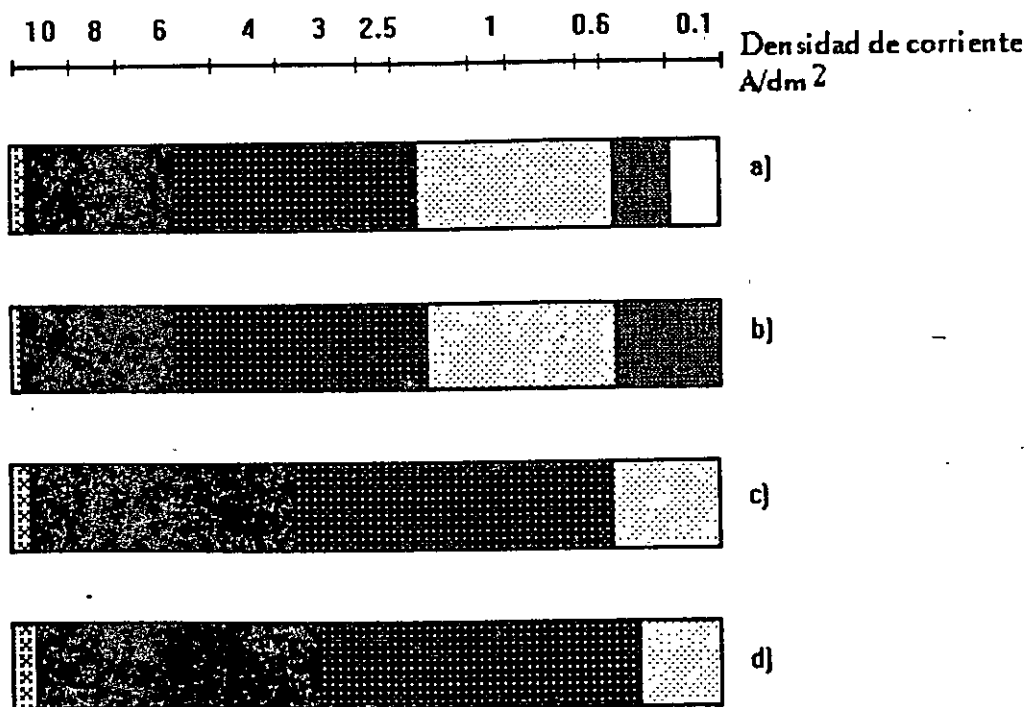
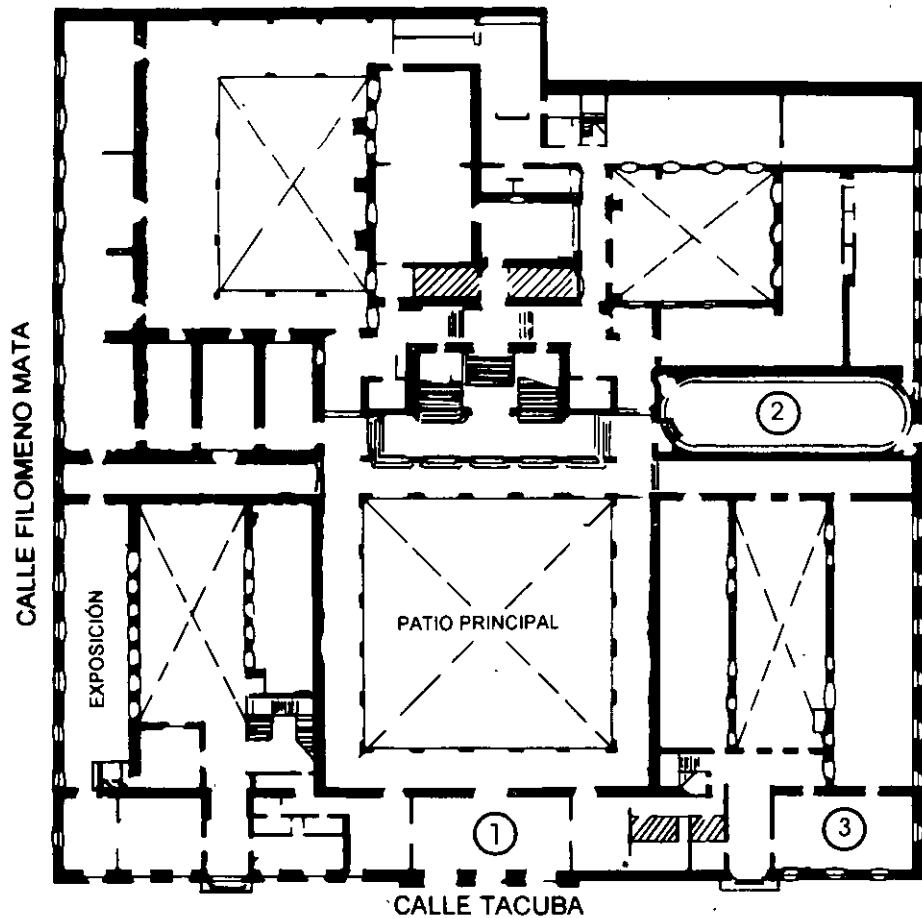


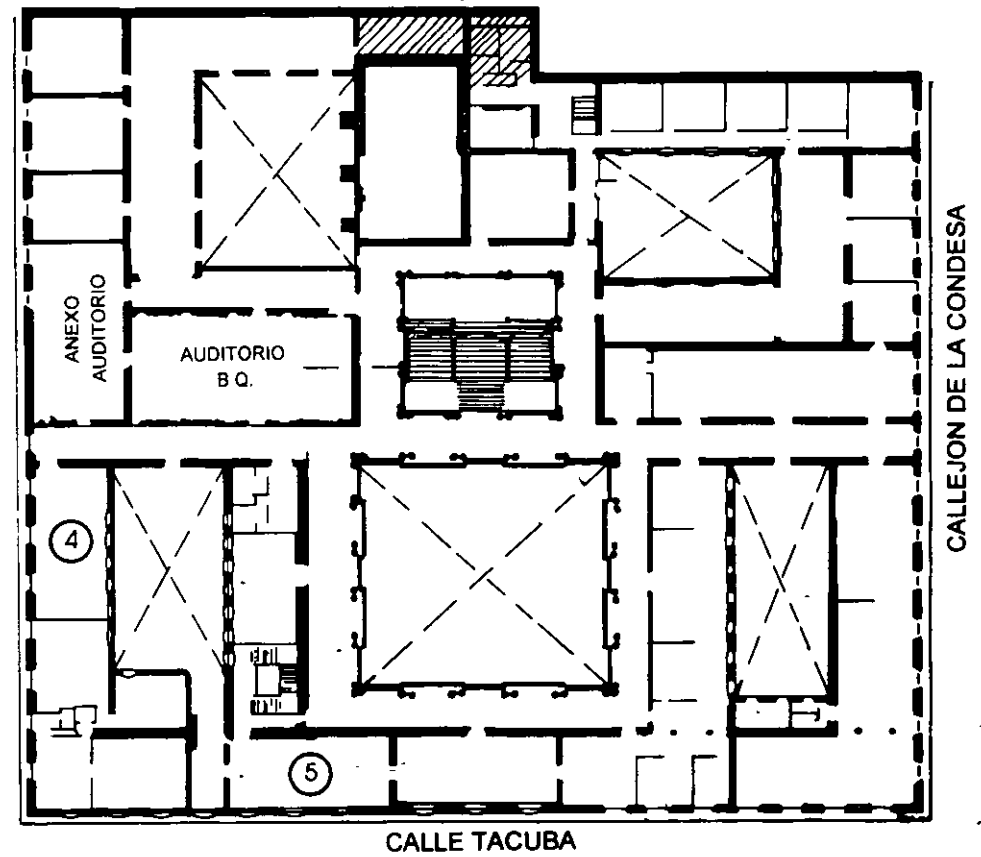
Fig. 4. Esquema de los resultados de celda Hull al variar la concentración de cloruro de cobalto.

Influencia de la temperatura Se estudió la influencia de este parámetro en el electrodeposición de cobalto, en un baño conteniendo, sulfato de cobalto en 275g/l, cloruro de cobalto en 35 g/l, ácido bórico en 30 g/l y nitrato de cobalto en 2.5 g/l. Se varió la temperatura del baño entre 10 y 40° C. En la fig. 5, se muestran los resultados más representativos, observándose que los mejores depósitos de cobalto negro se obtienen preferentemente a bajas temperaturas por ejemplo 15° C, aunque la temperatura de 20° C ofrece muestras casi de igual calidad, y por ser una temperatura mas factible de mantener en el laboratorio, sin ningún control complicado, es más preferible su uso.

PALACIO DE MINERIA

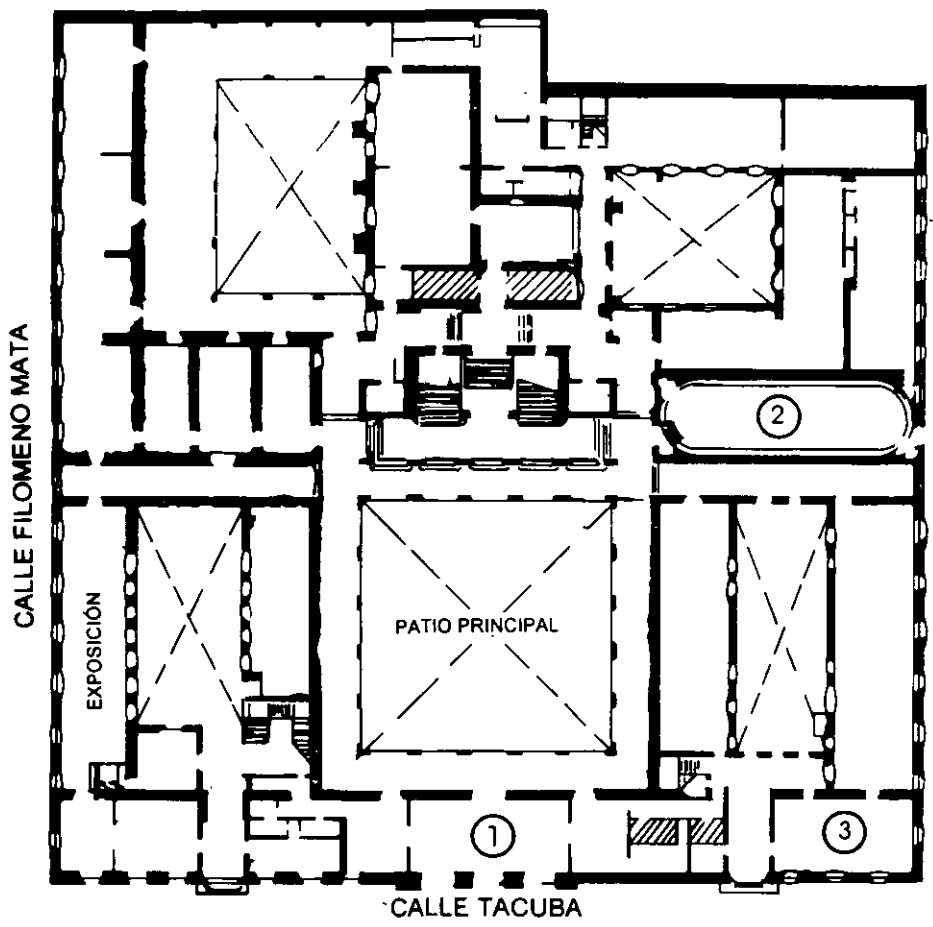


PLANTA BAJA

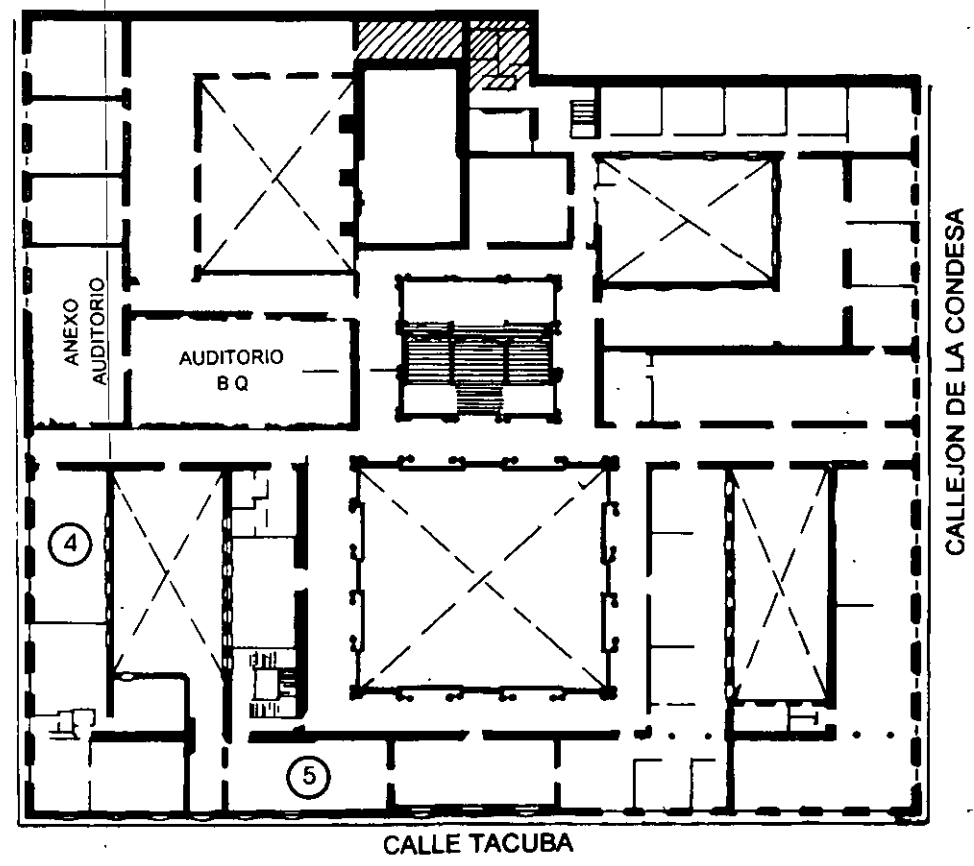


MEZZANINNE

PALACIO DE MINERIA



PLANTA BAJA



MEZZANINNE



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES, Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**AGUAS RESIDUALES : INDICADORES, PARAMETROS DE
CALIDAD Y EFECTOS EN EL MEDIO AMBIENTE**

DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA

CARACTERIZACION DE AGUAS RESIDUALES

Dr. Pedro Martínez Pereda.

1. GRADOS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL Y ESTANDARES DE LA CALIDAD DEL AGUA

El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende principalmente de los requerimientos de la descarga del efluente. El cuadro 1.2 presenta una clasificación convencional de los procesos para el tratamiento del agua residual. El tratamiento primario se utiliza para eliminar los sólidos suspendidos y los materiales flotantes, así como para acondicionar el agua residual para descargarla a un cuerpo de agua receptor o a una planta tratadora secundaria a través de su neutralización o igualación. El tratamiento secundario incluye los procesos de tratamiento biológico convencionales. El tratamiento terciario tiene como objetivo primordial eliminar los contaminantes que no fueron eliminados mediante el tratamiento biológico convencional.

CUADRO 1.2

Tipos de tratamientos de aguas residuales

Tratamiento primario

- Tamizado
- Sedimentación
- Flotación
- Separación del aceite
- Igualación
- Neutralización

Tratamiento secundario

- Procesamiento de lodos activados
- Aeración prolongada (u oxidación total)

Estabilización por contacto

Otras modificaciones del proceso convencional para lodos activados: aeración progresivamente reducida, aeración a pasos y procesos completos de mezclado de lodos activados

Lagunas aeradas

Estanques para la estabilización del agua residual

Filtros percoladores

Tratamiento anaeróbico

Tratamiento terciario (o "tratamiento avanzado")

Microtamizado

Precipitación y coagulación

Adsorción (carbón activado)

Intercambio iónico

Osmosis inversa

Electrodiálisis

Procesos de eliminación de nutrientes

Cloración y ozonación

Proceso sonozónico

4. Fuentes de aguas residuales

Estos procesos de tratamiento se analizan en los siguientes capítulos. El abordaje que se utiliza se basa en conceptos de procesamiento y operaciones unitarias. El objetivo final es el desarrollo de principios de diseño de aplicación general a cualquier problema de tratamiento de aguas residuales para llegar a la selección idónea del proceso requerido y del diseño del equipo necesario para llevarlo a cabo. Ra

zón por la cual no se incluye en este libro la descripción de las secuencias para tratar el agua residual de algunas industrias específicas, como las refinerías de petróleo, las siderúrgicas, plantas de recubrimiento metálico, la industria de la pulpa y papel, cervecerías, curtidurías. A fin de obtener información sobre procesos específicos para el tratamiento de aguas residuales, el lector debe consultar a Eckenferder [3] y Nemerow [7].

Las normas de la calidad del agua generalmente se basan en alguno de los dos criterios que se mencionan a continuación: los estándares de la corriente de agua o los estándares del efluente. Los estándares de la corriente de agua se refieren a la calidad del agua recibida corriente abajo desde su origen, la descarga del drenaje, mientras que los estándares del efluente se aplican a la calidad de las corrientes de agua residual descargada.

Los estándares del efluente, sin embargo, tienen una desventaja. No permiten tener ningún control sobre la cantidad total de contaminantes descargados en el agua receptora. Por ejemplo, una industria grande que, a pesar de aplicar el mismo grado de tratamiento al agua residual que una pequeña, pudiera producir una contaminación considerablemente más alta del agua receptora. Es más fácil monitorear los estándares del efluente que los de la corriente de agua que requieren un análisis minucioso de la corriente. Quienes apoyan los estándares del efluente arguyen que una industria grande,

por el valor económico que representa para la comunidad, debe contar con una mayor parte de la capacidad asimilativa del agua receptora.

Los estándares de calidad seleccionados dependerán del uso que se pretenda dar al agua. Algunos de estos estándares incluyen: concentración de oxígeno disuelto (OD, mg/litro), pH, color, turbiedad, dureza (mg/litro), sólidos disueltos totales (SDT, mg/litro), sólidos en suspensión (SS, mg/litro), concentración de materiales tóxicos (o de alguna forma objetables) (mg/litro), olor y temperatura. Nemerow [7] presenta una tabulación extensa de los estándares de la calidad del agua para diversos usos y aplicables a varios estados de Estados Unidos.

4. FUENTES DE AGUAS RESIDUALES

Las cuatro fuentes principales de aguas residuales son (1) drenaje doméstico, (2) aguas residuales industriales, (3) escurrimientos agrícolas y (4) aguas pluviales y escurrimientos urbanos. Aun cuando la consideración primordial de este libro es el estudio del tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, la contaminación debida a escurrimientos agrícolas y urbanos cada vez adquiere mayor importancia. Los escurrimientos agrícolas que llevan fertilizantes (por ejemplo, fosfatos) y pesticidas constituyen una de las causas principales de la eutroficación de los lagos, fenómeno que se comenta en la sección 7 de este capítulo. Los

escurrimientos pluviales en áreas altamente urbanizadas pueden producir efectos contaminantes significativos. En general las aguas residuales, tratadas o no tratadas, se descargan en un cuerpo de agua natural (océano, río, lago, etc.) que se conoce como "agua receptora".

5. ASPECTO ECONOMICO DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Y BALANCE ECONOMICO DE LA REUTILIZACION DEL AGUA

En los Estados Unidos el costo promedio de mil galones de agua es de aproximadamente \$0.20 (US), que corresponde a \$0.05/ton. Es un producto relativamente barato y como resultado del aspecto económico del tratamiento de aguas residuales es sumamente crítico. En principio, utilizando procesos de tratamiento complicados, se puede obtener agua potable a partir de agua de alcantarillado. Sin embargo, las consideraciones de tipo económico impiden la aplicación práctica de muchos de los métodos de tratamiento disponibles. En aquellos países en los que el agua es costosísima (es decir, Israel, Arabia Saudita), en la actualidad están operando algunas plantas tratadoras de agua de tecnología complicada, que no se justificarían económicamente en Norteamérica. Al evaluar un proceso específico para el tratamiento de aguas residuales, es muy importante estimar la relación costo-beneficio entre el beneficio que se deriva del tratamiento para obtener agua de una calidad especificada y el costo implícito para lograr este mejoramiento de su calidad.

Se ha hablado de la reutilización del agua reciclándola en

relación con el control de las aguas residuales que se tiene en la planta (sección 2.5). La selección de la relación óptima de reciclado para cada aplicación específica implica un balance económico en el que se tienen que considerar tres factores [3], a saber: (1) costo del agua cruda utilizada en la planta; (2) costo del tratamiento del agua residual de acuerdo con los requerimientos de calidad y mediante un proceso adecuado (en el ejemplo 1.1, se refiere al costo del tratamiento del agua residual que precede a su recirculación a la planta para su reutilización); y (3) costo del tratamiento del agua residual antes de descargarla al agua receptora, es decir, en un río.

En el ejemplo 1.1 se ilustra este balance económico.

EJEMPLO 1.1 [3]

Una planta usa 10 000 gal/h de agua para el proceso con una concentración máxima de contaminantes de 1 lb por 1 000 gal. El suministro de agua cruda tiene una concentración de contaminantes de 0.5 lb/1 000 gal. Optimice un sistema de reutilización del agua para esta planta basándose en el costo del agua cruda, \$0.20/1 000 gal. Utilice los datos que se dan en la figura 1.2 para calcular los costos de los dos procesos de tratamiento del agua que se utiliza en la planta. El contaminante no es volátil.

Se aplican las siguientes condiciones: (1) evaporación y pérdida de producto (corriente E de la figura 1.3): 1 00

gal/h de agua; (2) adición de contaminantes (corriente Y de la figura 1.3): 1000 lb/h de contaminante; y (3) descarga máxima permitida al agua receptora: 20 lb/h de contaminante.

5. ASPECTOS ECONOMICOS DEL TRATAMIENTO Y REUTILIZACION

SOLUCION: En la figura 1.3 se presenta un diagrama de bloques del flujo del proceso. Los valores, ya sea presupuestos o calculados, están subrayados en la figura 1.3. Los valores que no están subrayados son los datos básicos correspondientes al problema. Los caudales volumétricos de las corrientes 9, 10 y 11 son insignificantes.

El procedimiento para llegar a la solución consiste en presuponer varios valores para el recirculado del agua R (gal/h). Por cada valor presupuesto, se completa el balance de materiales y se hace la evaluación económica.

PASO 1. Comience por suponer una recirculación del 70%, es decir, $R/A = 0.7$ (relación de la recirculación), donde R corresponde a la recirculación, es decir, la corriente 2 (gal/h) y A es la carga combinada, es decir, corriente 3 (10 000 gal/h). A continuación, calcule la recirculación:

$$R = (0.7) (A) = (0.7) (10\ 000) = 7\ 000 \text{ gal/h [corriente 2]}$$

Así, la corriente 5 de la figura 1.3 también corresponde a un caudal de 7 000 gal/h, puesto que el caudal volumétrico

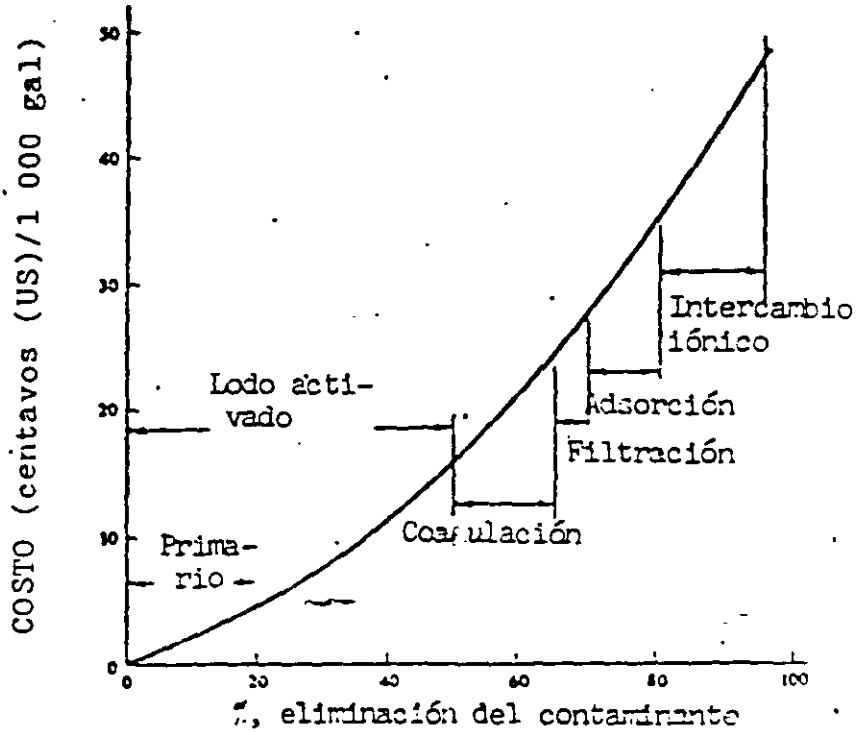


FIGURA 1. Relación entre el costo total y el tipo de tratamiento [3].

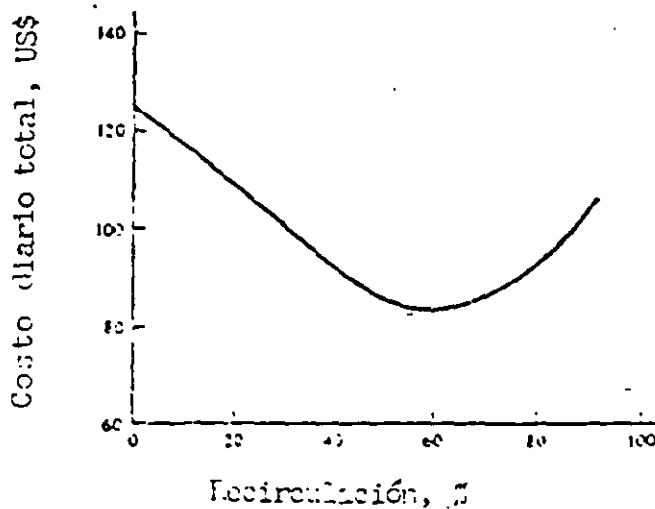


FIGURA 1.4 Relación entre el costo total diario del agua y la recirculación del agua residual tratada para su reutilización [3].

del contaminante eliminado [corriente 1] es insignificante.

PASO 2. Para esta recirculación supuesta, la carga de agua cruda [corriente 1] es

$$F = A - R = 10\ 000 - 7\ 000 = 3\ 000\ \text{gal/h}$$

con recirculaciones que varían de 0 a 80%, respectivamente. Se obtiene la figura 1.4, que indica que la recirculación óptima es del 60%, aproximadamente, para un costo de alrededor de \$83.00/día.

6. EFFECTO DE LA CONTAMINACION DEL AGUA SOBRE EL MEDIO Y LA BIOTA

Bartsh e Ingram [1] hicieron un estudio muy interesante sobre el efecto de la contaminación del agua sobre el medio y la biota. En las figuras 1.5 a 1.10 se ilustran dichos efectos y a continuación se presenta un resumen de su trabajo. La fuente de contaminación que se consideró fue un drenaje de agua cruda doméstica de una comunidad de 40 000 habitantes, que fluía a una corriente con un flujo volumétrico de 100 pies³/seg. Las alteraciones ambientales más comunes son la reducción de la concentración de oxígeno disuelto (OD) y la formación de depósitos de lodos, ya que pueden dañar la biota acuática.

6.1 CURVA DEL DESLIZAMIENTO DEL OXIGENO

La curva de la figura 1.5 se conoce como la curva del oxígeno disuelto, que es una gráfica de la concentración del oxígeno disuelto (mg/litro) de una corriente. Por tanto, se conoce como la curva del deslizamiento del oxígeno. El drenaje se descarga en el punto identificado como cero (0) en el eje de las abscisas. Los valores que están a la derecha del punto cero representan millas corriente abajo del punto en que se descarga el drenaje. Se presupone que hay un mezclado total y que la temperatura del agua es de 25°C. En la figura 1.5 se muestra una escala alternativa de la abscisa, en términos de días de flujo.

La ordenada de la curva del deslizamiento del OD está en términos de mg/litro de oxígeno disuelto. La forma de la curva del deslizamiento del OD, corriente abajo del punto en que se descarga el drenaje, puede comprenderse al examinar la figura 1.6. La curva del deslizamiento del OD es la resultante neta de dos curvas: una correspondiente al agotamiento del oxígeno disuelto como consecuencia de su utilización para la oxidación de materiales orgánicos en la descarga del drenaje y la otra que corresponde a la ganancia de oxígeno por reae-ración natural. La figura 1.5 muestra que la curva de deslizamiento del oxígeno llega a un punto bajo aproximadamente a 27 millas corriente abajo del punto de descarga del drenaje, correspondiente a 2 ½ días de flujo y un OD como de 1.5 mg/litro.

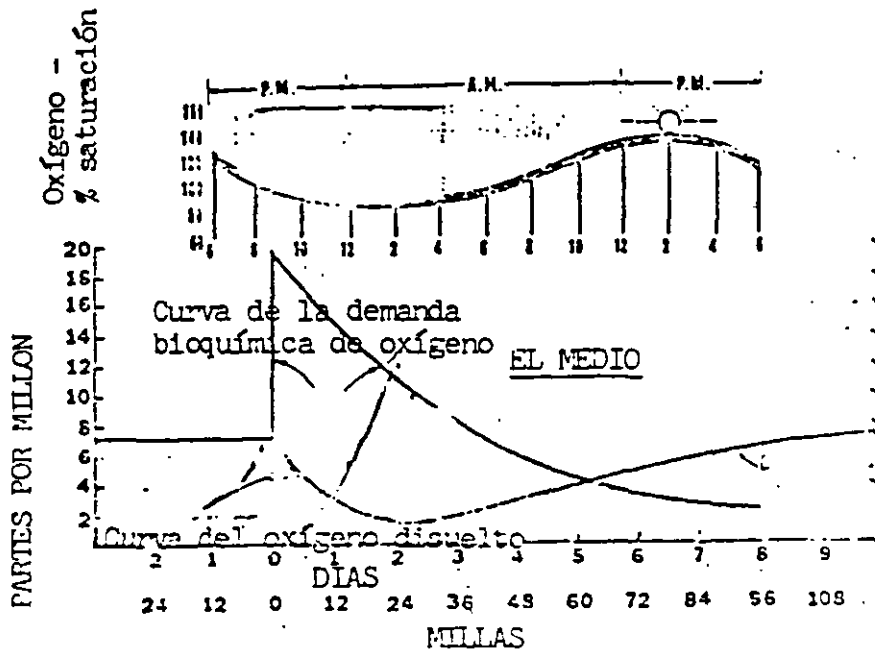


FIGURA 1.5 Curvas del OD y de la DBO correspondiente a una corriente [1].

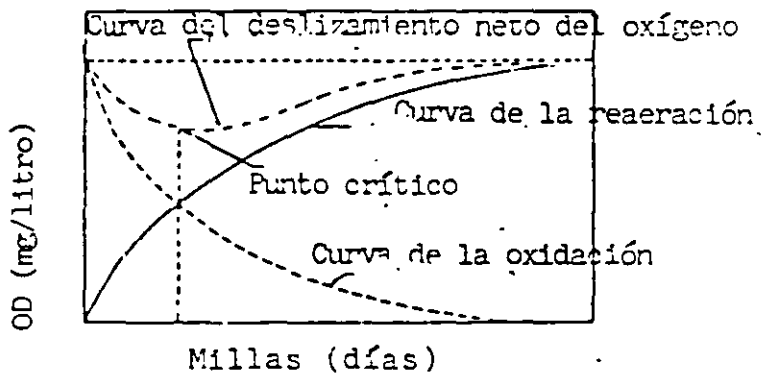


FIGURA 1.6 Curva del deslizamiento del oxígeno

Este proceso de desoxigenación reduciría el OD a cero en $1\frac{1}{2}$ días-flujo, aproximadamente, en caso de que en la operación no existiera ningún factor que reintegrara el oxígeno al agua. El punto del río en el que el OD desaparecería por completo sería como a 18 millas corriente abajo desde el punto de descarga del drenaje. Después de llegar a su mínimo, el nivel de OD se eleva hacia una restauración que gradualmente alcanzaría un valor más o menos igual al del agua sin contaminar corriente arriba, es decir, un OD de aproximadamente 7 mg/litro.

Si la población de la ciudad es bastante constante durante el año y si el caudal es relativamente invariable, el punto bajo de la curva del deslizamiento del OD sube o baja por la corriente cuando hay fluctuaciones de la temperatura. Durante el invierno, el índice de oxidación es más bajo y la ganancia de oxígeno por reaeración es más alta, conforme aumenta la solubilidad del oxígeno en agua a temperaturas más bajas. La combinación de estos dos factores hace que el punto bajo de la curva de deslizamiento del oxígeno se aleje más corriente abajo. Por otro lado, durante el verano, el índice de oxidación es más alto y, nuevamente, el oxígeno por reaeración es menos pronunciado. Estos dos factores combinados hacen que el punto bajo de la curva de deslizamiento del oxígeno se mueva corriente arriba.

El punto de cualquier corriente en el que la curva de deslizamiento del OD llega a su punto bajo representa el me-

dio de la corriente que es más pobre en recursos de OD. Los especímenes vivientes que necesitan un alto nivel de OD, tales como peces de agua fría, se sofocan y se van a otras áreas de la corriente donde los recursos de OD son mayores.

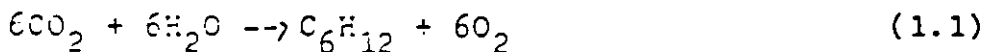
La otra curva, ilustrada en la figura 1.5, corresponde a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). En el capítulo 2, sección 2.3, se comenta este importante parámetro. La demanda bioquímica de oxígeno se usa como medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación a través de la acción bioquímica aeróbica de la materia orgánica degradable presente en una muestra de agua. La DBO es baja en el agua no contaminada de corriente arriba (aproximadamente, 2 mg/litro), puesto que no hay una gran cantidad de materia orgánica que consuma oxígeno. Posteriormente la DBO aumenta abruptamente en el punto cero (descarga del drenaje) y paulatinamente se reduce corriente abajo desde este punto, conforme se oxida progresivamente la materia orgánica descargada, hasta llegar finalmente a un valor de 2 mg/litro aproximadamente, indicativo de agua no contaminada. En este punto se estabiliza el drenaje de agua cruda. Como indica la figura 1.5, se llega a la estabilización a 100 millas, más o menos, corriente abajo desde la descarga del drenaje. La DBO y el OD están tan interrelacionados que la concentración de oxígeno disuelto es baja cuando la DBO es alta y vice versa.

En la figura 1.5 se muestran cuatro zonas definidas por debajo de la curva del OD: (1) la zona de agua limpia; (2) la zona de degradación; (3) la zona de descomposición activa; y (4) la zona de recuperación.

6.2 EFECTO DE LA LUZ

En la figura 1.6 los efectos del agotamiento del oxígeno por la oxidación de los materiales orgánicos y la ganancia de oxígeno por aeración son los únicos factores considerados para explicar la forma de la curva del deslizamiento de oxígeno. Para poder hacer un análisis más completo del problema es necesario, en forma adicional, considerar el efecto de la luz.

En cualquier punto seleccionado de la corriente, hay una variación de la concentración del oxígeno disuelto dependiendo de la hora del día. Durante las horas diurnas, las algas y otras plantas liberan oxígeno al agua a través del proceso de fotosíntesis. Esta cantidad de oxígeno puede ser tan considerable que el agua en general se supersatura en algún momento. Además de liberar oxígeno, el proceso de fotosíntesis resulta en la producción de azúcar que sirve como la base de apoyo de todos los organismos vivientes de la corriente. Esto corresponde a la reacción química que se incluye en la ecuación (1.1).



Al mismo tiempo que ocurre la fotosíntesis, ocurre la respiración, que continúa durante las 24 horas del día, no importa si hay iluminación o no. Durante la respiración se capta el O_2 y se libera CO_2 . Durante las horas del día, las algas pueden soltar el oxígeno que excede del que necesitan para respirar, así como el que excede del requerido por otras formas de vida acuática para respirar y para satisfacer cualquier demanda bioquímica de oxígeno. Esto se puede aplicar particularmente a la zona de recuperación. Bajo estas condiciones, puede haber una supersaturación de oxígeno y el oxígeno excedente se puede perder a la atmósfera.

Por la noche no hay fotosíntesis y el OD excedente se consume gradualmente debido a la respiración de todas las formas de vida acuática, así como para satisfacer la demanda bioquímica de oxígeno. Por lo tanto, la concentración de oxígeno disuelto está en su nivel mínimo durante las primeras horas de la mañana. Para poder considerar dichas variaciones del OD, se hacen muestreos de las corrientes para hacer estudios sanitarios a lo largo de un período de 24 horas.

6.3 DESCOMPOSICION DE LA MATERIA ORGANICA CARBONOSA Y NITROGENADA

El crecimiento bacteriano acelerado es una respuesta a los suministros alimentarios ricos del drenaje doméstico. Durante la rápida utilización del alimento, la reproducción

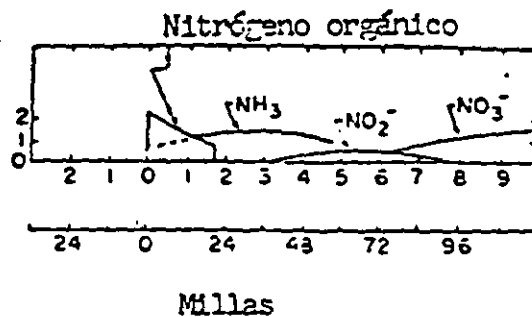


FIGURA 1.7 Descomposición aeróbica de la materia orgánica nitrogenada [1].

bacteriana se encuentra en su nivel óptimo y la utilización del OD se vuelve más o menos proporcional al índice de utilización del alimento. La figura 1.7 ilustra los cambios progresivos, corriente abajo, del nitrógeno orgánico a amoníaco, nitrito y finalmente nitrato. Se lleva a cabo un alto consumo inicial de oxígeno cuando las bacterias se alimentan de compuestos proteínicos disponibles en las aguas corriente arriba debido a la frescura del drenaje doméstico descargado. Como cada vez quedan menos compuestos de este tipo en las aguas corriente abajo, la concentración de OD se recupera progresivamente, para finalmente llegar a su valor inicial de 7 mg/litro, aproximadamente.

Existe un proceso similar con las grasas y alimentos que contienen hidratos de carbono. Los productos finales de la descomposición aeróbica y anaeróbica de la materia nitrogenada y carbonosa son:

1. Descomposición de materia orgánica nitrogenada

Aeróbica (productos finales): NO_3^- , CO_2 , H_2O , SO_4^{2-}

Anaeróbicos (productos finales): mercaptanos, indol, escatol, H_2S , además de diversos productos

2. Descomposición de materia carbonosa

Aeróbica: CO_2 , H_2O

Anaeróbica: ácidos, alcoholes, CO_2 , H_2 , CH_4 , además de diversos productos

El nitrógeno y fósforo de las proteínas cloacales causan problemas especiales en algunas aguas receptoras. Las altas concentraciones de estos elementos en agua crean condiciones especialmente propicias para el crecimiento de plantas verdes. Si el agua fluye libremente (ríos, arroyos), crecen capas aterciopeladas verdes sobre las piedras y posiblemente largas guías, conocidas popularmente como trenzas de sirena, que ondean en la corriente. Estos crecimientos son atractivos y constituyen, asimismo, una selva miniatura en la que la vida animal de diversos tipos se devora entre sí, y los sobrevivientes crecen hasta llegar a ser alimento para los peces. Sin embargo, si el agua es tranquila (por ejemplo, lagos), se estimula el crecimiento de tipos de algas sumamente indeseables. Estas algas tornan el agua verde, color chicharro, olorosa y poco atractiva. Este fenómeno se comenta en la sección 7 de este capítulo. En algunas ocasiones, estas algas de color azul verde desarrollan venenos capaces de matar ganado, fauna silvestre y peces.

6.4 DEPOSITOS DE LODOS Y PLANTAS ACUATICAS

En la parte inferior de la figura 1.8 se muestra un perfil de la profundidad del lodo contra distancia desde la desembocadura del drenaje. La profundidad máxima está cerca de la desembocadura y, posteriormente, el lodo se reduce en forma gradual por descomposición a través de la acción de las bacterias y otros organismos, hasta que se vuelve insignificante aproximadamente a 30 millas por debajo de la municipalidad.

En la desembocadura también hay gran turbiedad debido a la presencia de sólidos finos suspendidos. Al asentarse, el agua se vuelve transparente y casi se aproxima a la transparencia del agua corriente arriba, sobre el punto de descarga del drenaje.

En la parte superior de la figura 1.8 se ilustra la distribución de las plantas acuáticas. Poco después de la descarga, los mohos alcanzan su crecimiento máximo. Estos mohos y las bacterias filamentosas (Sphaerotilus) se asocian con el depósito de lodos ilustrado en la curva inferior. De la milla 0 a la milla 36, la turbiedad no conduce a la producción de algas, puesto que necesitan luz solar para poder crecer y la luz no puede penetrar efectivamente el agua. El único tipo de alga que puede crecer son las algas azul verde, características de aguas contaminadas. Pueden cubrir

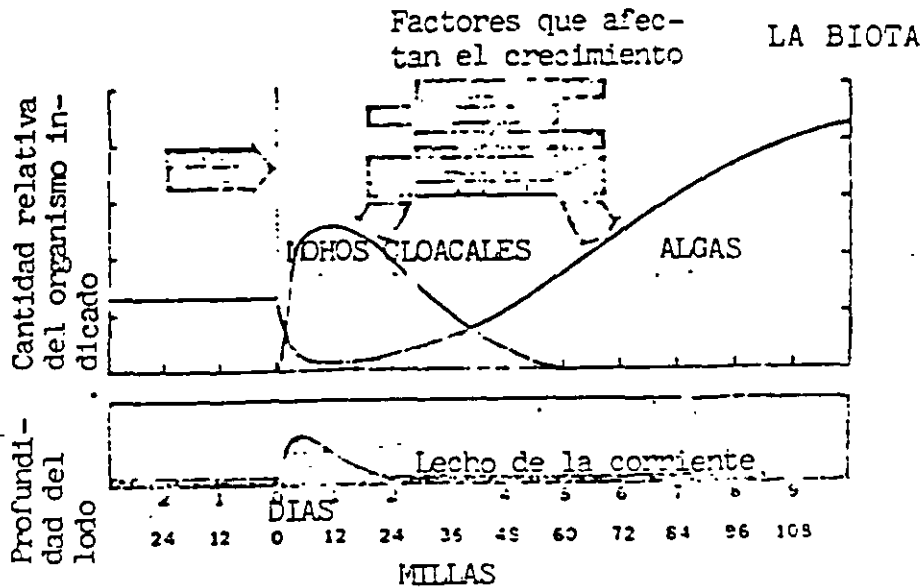


Figura 1.8 Depósitos de lodos y plantas acuáticas [1].

las rocas marginales en capas resbalosas y producir olores desagradables durante su descomposición estacional.

Las algas empiezan a aumentar en número más o menos a partir de la milla 36. El plancton o las formas libremente flotantes comienzan a volverse uniformemente más abundantes. Constituyen un excelente suministro alimentario para los animales acuáticos y también les sirven como protección. Así, cuando las plantas responden corriente abajo para desarrollar una población diversificada en las zonas de recuperación y de agua limpia, los animales siguen un desarrollo paralelo, produciendo una gran variedad de especies.

6.5 BACTERIAS Y CILIADOS

La figura 1.9 ilustra la interrelación entre las bacterias

y otras formas de plancton animal tales como protozoarios ciliados, rotíferos y crustáceos. Se ilustran dos curvas que se pierden gradualmente, una correspondiente a las bacterias cloacales totales y la otra únicamente a las bacterias coliformes. Las dos curvas en forma de campana pertenecen a protozoarios ciliados y rotíferos y crustáceos.

Después de introducirse a la corriente con el drenaje, las bacterias se reproducen y se vuelven abundantes, alimentándose en la materia orgánica del drenaje. Los protozoarios ciliados, inicialmente en número reducido, devoran a las bacterias. La población bacteriana decrece en forma paulatina, tanto por un proceso natural de "extinción" y por la ingerencia predatoria de los protozoarios. Aproximadamente a 2 días flujo, más o menos 24 millas corriente abajo del punto cero, el ambiente se vuelve más propicio para los ciliados, que forman un grupo dominante de placton animal. Más o menos después de 7 días, 84 millas corriente abajo del punto cero, los ciliados caen en manos de los rotíferos y crustáceos, que se vuelven entonces la especie dominante. Por tanto, este proceso biológico consumidor del drenaje depende de una sucesión íntimamente relacionada de especies de plancton animal, un tipo de organismo que captura y se ingiere entre sí.

Esta relación entre bacteriófagos y su presa se encuentra en la operación de una planta tratadora de aguas cloacales moderna. De hecho, la corriente se puede considerar como una planta tratadora natural de las aguas cloacales.

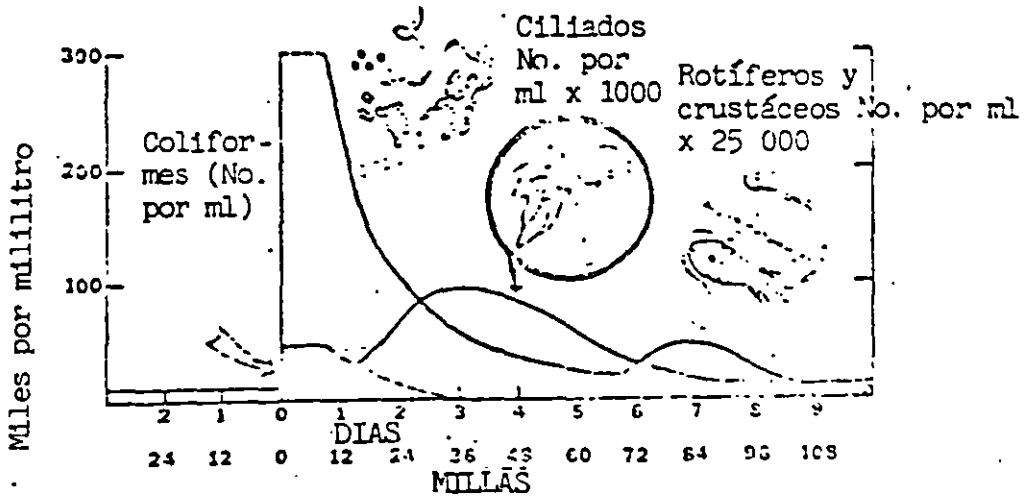


FIGURA 1.9 Las bacterias prosperan y finalmente se vuelven presa de los ciliados, que, a su vez, son alimento para rotíferos y crustáceos [1].

La estabilización del drenaje en una planta es más rápida cuando hay ciliados bacteriófagos feroces presentes, ya que mantienen baja la población bacteriana, aunque tienen una etapa de crecimiento rápido. En algunas plantas tratadoras de aguas cloacales, sistemáticamente se hace un examen microscópico para observar las líneas de batalla entre los bacteriófagos y sus presas.

6.6 FORMAS MAS ALTAS DE ESPECIES ANIMALES

La figura 1.10 ilustra estos tipos de organismos y su población en el curso de la corriente. La curva (a) representa la variedad, es decir, los números de especies de organismos que se encuentran bajo diferentes grados de conta-

minación. La curva (b) representa la población en miles de individuos de cada especie por pie cuadrado.

En el agua limpia, corriente arriba del punto cero, se encuentra una gran variedad de organismos aunque en número reducido por especie. En el punto de descarga del drenaje, el número de especies diferentes es considerablemente reducido y hay un cambio drástico en la conformación de las especies de la biota. Esta biota cambiada está representada por unas cuantas especies, pero hay un aumento tremento en los números de individuos de cada tipo, en comparación con la densidad de la población corriente arriba.

En el agua limpia de corriente arriba hay una asociación de peces para pesca deportiva, diversos tipos de carpas, gusanos de fríganos, cachipollas, larvas utilizadas como carnada y caracoles que respiran por las agallas, cada uno de los cuales está representado por unos cuantos individuos. En las zonas altamente contaminadas, esta biota se sustituye por una asociación de cresas cola de ratón, lombrices acuáticas, y otras cuantas especies, representadas por un gran número de individuos. Cuando las condiciones corriente abajo nuevamente se semejan a las de la zona de agua limpia corriente arriba, la asociación animal del agua limpia tiende a reaparecer y el grupo contaminante-tolerante de animales se suprime.

Los animales tolerantes a la contaminación están especial-

LA BIOTA

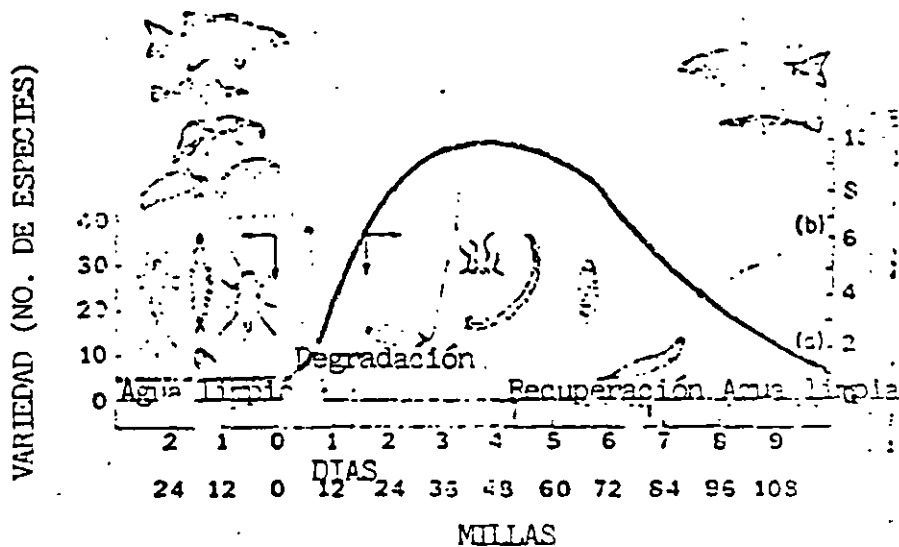


FIGURA 1.10 La curva (a) ilustra las fluctuaciones en número de las especies; (b) las variaciones en número de cada especie [1].

mente bien adaptados a la vida en depósitos de lodo espeso y a las condiciones de bajo contenido de oxígeno disuelto. Las cresas colas de ratón, por ejemplo, poseen un tubo de aire telescópico como "snorkel" que se empuja a través de la película superficial para respirar oxígeno atmosférico. Entonces, aún cuando hay una ausencia total de oxígeno disuelto, sobreviven. Estos tipos de animales se encuentran comúnmente alrededor de las plantas tratadoras de aguas cloacales cerca de los lechos de lodo sobrenadantes.

La relación entre el número de especies y la población total se expresa en términos de un índice de diversidad de especies (SDI), que se define en la ecuación (1.2)

$$SDI = (\underline{S} - I) \log \underline{I} \quad (1.2)$$

donde \underline{S} , número de especies; \underline{I} , número total de organismos individuales contados.

Por la discusión anterior, es evidente que el SDI es una indicación de la condición global del ambiente acuático. Mientras más alto sea su valor, más productivo será el sistema acuático. Su valor disminuye al aumentar la contaminación.

7. EUTROFICACION [4]

La eutroficación es el proceso natural del envejecimiento de un lago, Avanza no importa cuáles sean las actividades del hombre. Sin embargo, la contaminación acelera la tasa natural de envejecimiento y acorta considerablemente la expectativa de vida de un cuerpo de agua.

La secuencia general de la eutroficación lacustre está resumida en la figura 1.11. Consiste en la progresión gradual ("sucesión ecológica") de una etapa vital a otra, basada en los cambios del grado de alimentación o productividad. La etapa más joven del ciclo vital está caracterizada por una baja concentración de nutrientes vegetales y poca productividad biológica. Dichos lagos se conocen como oligotróficos (del griego oligo, "pocos" y trofein, "nutrir" por lo que oligotrófico significa pocos nutrientes). En una etapa posterior de la sucesión, el lago se vuelve mesotró-

fico (meso = intermedio); y al continuar el ciclo vital, el lago se vuelve eutrófico (eu = bien) o altamente productivo. La etapa vital final antes de la extinción es un estanque, un pantano o un manglar.

El enriquecimiento y la sedimentación son los principales contribuyentes al proceso de envejecimiento. La vegetación de los márgenes y las plantas acuáticas más altas utilizan parte de los nutrientes que fluyen, crecen en forma abundante y, a su vez, atrapan los sedimentos. El lago gradualmente se llena, volviéndose más somero por acumulación de plantas y sedimentos en el fondo y más pequeño por la invasión de la vegetación terrestre y, finalmente, se vuelve terreno seco. La extinción de un lago es, por lo tanto, el resultado del enriquecimiento, la productividad, la descomposición y la sedimentación. El efecto de las descargas de aguas residuales ricas en nitrógeno y fósforo sobre la aceleración de la eutroficación ya se comentó en la sección 6 de este capítulo.

8. TIPOS DE SUMINISTRO DE AGUA Y CLASIFICACION DE LOS CONTAMINANTES DEL AGUA

De acuerdo con su origen, los suministros de agua se clasifican en tres categorías: (1) aguas superficiales, (2) aguas freáticas y (3) aguas meteorológicas. Las aguas superficiales incluyen las aguas corrientes (por ejemplo, ríos), océanos, lagos, aguas embalsadas. Las aguas corrientes, su-

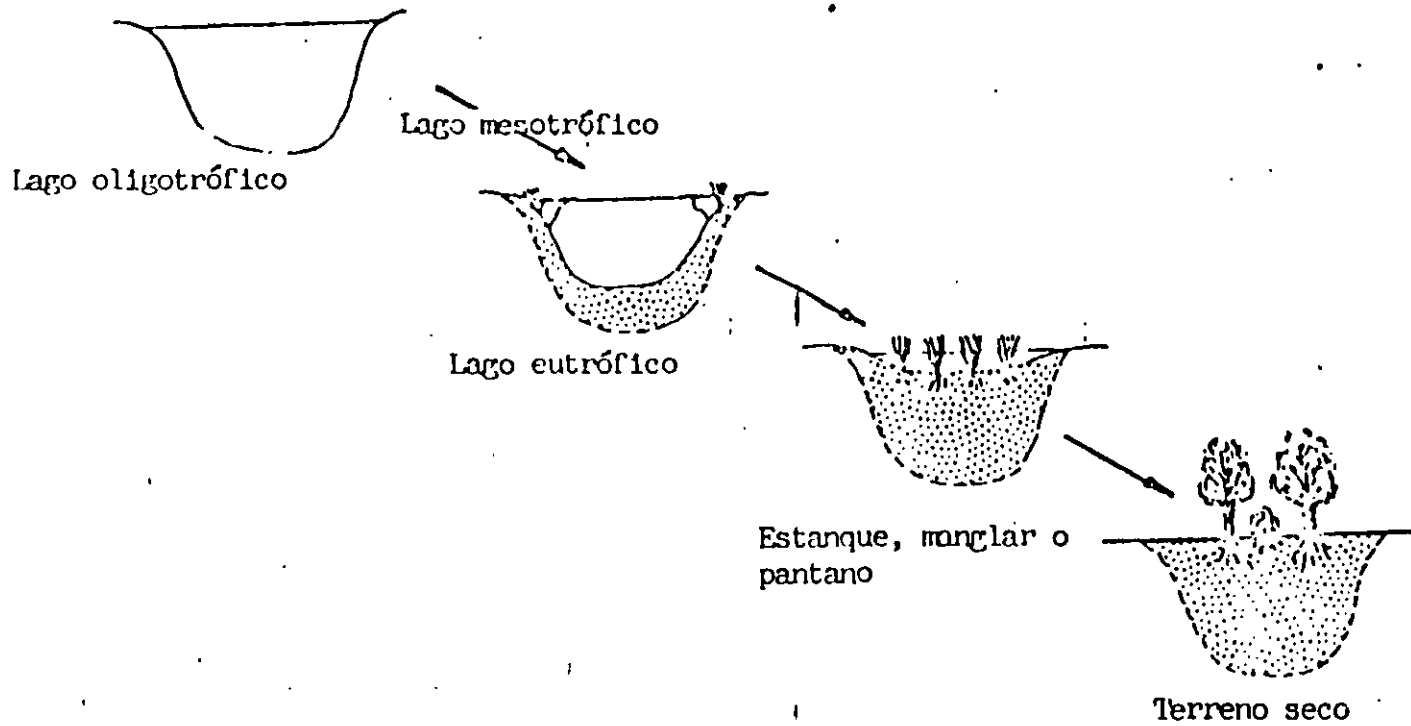


FIGURA 1.11 Eutroficación -- el proceso de envejecimiento por sucesión ecológica [4]. (Reimpreso con autorización. Copyright de American Water Resources Association.)

jetas a la contaminación exhiben una calidad variable a lo largo de su curso, como se explica en la sección 6. Las aguas de los lagos y embalses, por otro lado, son de una calidad relativamente uniforme. Las aguas freáticas muestran, en general, menos turbiedad que las aguas superficiales. Las aguas meteorológicas (pluviales) tienen una mayor pureza química y física que las aguas superficiales o freáticas.

Los contaminantes del agua se clasifican en tres categorías: (1) químicos, (2) físicos y (3) biológicos. Los contaminantes químicos incluyen sustancias químicas orgánicas e inorgánicas. La inquietud principal resultante de la contaminación por compuestos orgánicos es el agotamiento del oxígeno resultante de la utilización del OD en el proceso de degradación biológica de dichos compuestos. Como se indicó en la sección 6, este agotamiento del OD lleva a alteraciones indeseables del ambiente y de la biota. En el caso de la contaminación resultante de la presencia de compuestos inorgánicos, la inquietud principal es su posible efecto tóxico y no el agotamiento del oxígeno. Sin embargo, hay casos en los que los compuestos inorgánicos ejercen una demanda de oxígeno, contribuyendo así al agotamiento del oxígeno. Los sulfitos y los nitritos, por ejemplo, consumen oxígeno, oxidándose a sulfatos y nitratos, respectivamente [ecuaciones (1.3) y (1.4)].



Los iones de los metales pesados que son tóxicos para los humanos son contaminantes importantes. Se encuentran en aguas residuales industriales de plantas de electrochapado e industrias de pinturas y pigmentos. Incluyen Hg^{2+} , As^{3+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cr^{3+} , Pb^{2+} y Cd^{2+} . Aún su presencia en trazas (es decir, concentraciones mínimas detectables) causa graves problemas.

La prensa ha comentado ampliamente la contaminación del agua con mercurio. Los microorganismos convierten el ión de mercurio a metil-mercurio (CH_3Hg) o a dimetil-mercurio [$\text{CH}_3)_2\text{Hg}$]. El compuesto dimetil, siendo volátil, a la larga se pierde a la atmósfera. Sin embargo, el metil-mercurio, se absorbe en el tejido de los peces y puede hacerlos inadecuados para el consumo humano. El contenido de mercurio en el tejido de los peces es tolerable hasta un máximo de 15-20 ppm. El metil-mercurio presente en los peces se absorbe en los tejidos humanos y finalmente se concentra en ciertos órganos vitales tales como el cerebro y el hígado. En el caso de mujeres embarazadas se concentra en el feto. Recientemente en Japón se reportaron varios casos de defunciones por envenenamiento con mercurio, debido al consumo humano de pescados contaminados con mercurio. Al analizar los tejidos de los pescados se encontraron concentraciones de mercurio de aproximadamente 110-130 ppm. Estas altas concentraciones de mercurio, junto con la alta ingestión de pescado en la dieta típica japonesa, causó esta tragedia.

La contaminación por nitratos también es peligrosa. Los fluoruros, por otro lado, parecen ser realmente benéficos, su presencia en aguas potables es responsable de una reducción apreciable en el grado de caries dentales. No obstante, hay grandes controversias concernientes a la fluoración del agua potable.

Algunos contaminantes físicos incluyen (1) cambio de temperatura (contaminación térmica). Este es el caso del agua relativamente caliente descargada por las plantas industriales después de utilizarla en los cambiadores de calor (enfriadores); (2) color (~~es~~ decir, alcoholes de cocimiento descargados por las plantas químicas procesadoras de pulpa); (3) turbiedad (causada por descargas que contienen sólidos suspendidos); (4) espumas [detergentes como sulfonato de alquilbenceno (ABS) que constituyen las causas importantes de la formación de la espuma]; y (5) radiactividad.

Los contaminantes biológicos son responsables de la transmisión de enfermedades causadas por los suministros de agua. Algunas de las enfermedades transmitidas por la contaminación biológica del agua son el cólera, la tifoidea, la paratifoidea y la esquistosomiasis.

REFERENCIAS

1. Bartsh, A.F., e Ingram, W.M., Public Works 90, 104 (1959).
2. Byrd, J.P. (AIChE Symp. Ser. 68, 137 (1972))

3. Eckenfelder, W.W., Jr., "Water Quality Engineering for Practicing Engineers." Barnes & Noble, Nueva York, 1970.
4. Greeson, P.E., Water Resour. Bull. 5.16 (1969)
5. Klei, W.E., y Sundstrom, D.W., AIChE Symp. Ser. 67.1 (1971)
6. McGovern J.G., Chem. Eng (N.Y). 80, 137 (1973)
7. Nemerow, N. L., "Liquid Wastes of Industry: Theories, Practice and Treatment." Addison-Wesley, Reading, Massachusetts, 1971.

2

CARACTERIZACION DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS E INDUSTRIALES

1. Medición de la concentración de contaminantes en aguas residuales
2. Medición del contenido orgánico: Grupo 1 -- Métodos del oxígeno como parámetro
 - 2.1 Demanda teórica de oxígeno (DTO)
 - 2.2 Demanda química de oxígeno (DQO)
 - 2.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)
 - 2.4 Demanda total de oxígeno (DTO)
3. Medición del contenido orgánico: Grupo 2 -- Métodos del carbono como parámetro
 - 3.1 Método de oxidación húmeda para obtener el CTO
 - 3.2 Determinaciones del analizador de carbono
 - 3.3 Demanda de oxígeno -- correlación del carbono orgánico
4. Modelo matemático para la curva de la DBO
5. Determinación de los parámetros k y $\frac{1}{k}$.
 - 5.1 Método de la diferencia logarítmica
 - 5.2 Método de los momentos
 - 5.3 Método gráfico de Thomas
6. Relación entre k y la relación DBO_s / DBO_{∞}
7. Efectos ambientales sobre la prueba de la DBO

- 7.1 Efecto de la temperatura
- 7.2 Efecto del pH
- 8. Nitrificación
- 9. Evaluación de la factibilidad del tratamiento biológico para un agua residual industrial
 - 9.1 Introducción
 - 9.2 Respirómetro de Warburg
 - 9.3 Evaluación del reactor por lotes
- 10. Características del alcantarillado municipal
- 11. Estudios del agua residual industrial
- 12. Correlación estadística de los datos del estudio del agua residual industrial

Problemas

Referencias

1. MEDICION DE LA CONCENTRACION DE CONTAMINANTES EN AGUAS RESIDUALES

Los contaminantes de las aguas residuales generalmente son una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos. En general es impráctico, si no es que casi imposible, obtener un análisis químico completo de la mayoría de las aguas residuales.

Por esta razón, se han desarrollado varios métodos empíricos para evaluar la concentración de contaminantes en aguas

residuales, cuya aplicación no requiere del conocimiento de la composición química del agua residual específica en consideración. Los métodos estándar más importantes para analizar los contaminantes orgánicos están descritos en las secciones 2 y 3. Los métodos analíticos para los contaminantes inorgánicos específicos de las aguas residuales, la determinación de los parámetros físicos (sólidos totales, color, olor) y las pruebas de bioensayos (coliformes, pruebas de toxicidad) se pueden consultar en la referencia [13].

En este capítulo se presta atención especial a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de las aguas residuales. Se comenta un modelo matemático para las curvas típicas de la DBO, así como la evaluación de la factibilidad del tratamiento biológico para un agua residual industrial (secciones 4-9). En las secciones 10 y 11 se describen las características promedio del alcantarillado municipal y el procedimiento que se sigue en los estudios de aguas residuales industriales. Puesto que tanto el caudal como la resistencia del alcantarillado pueden seguir un patrón aleatorio de variación, puede resultar conveniente llevar a cabo una correlación estadística de tales datos. Este tema se discute en la sección 11.

Los métodos analíticos para los contaminantes orgánicos se clasifican en dos grupos:

GRUPO 1. Métodos del oxígeno como parámetro

1. Demanda teórica de oxígeno (DOT)

2. Demanda química de oxígeno (DQO) [método estándar de oxidación del dicromato; prueba de oxidación del permanganato; pruebas rápidas de la DQO; métodos instrumentales de la DQO ("AquaRator")].
3. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (métodos de dilución; métodos manométricos)
4. Demanda total de oxígeno (DTO)

GRUPO 2. Métodos del carbono como parámetro

1. Carbono orgánico teórico (COT)
2. Carbono orgánico total (CCT) (método de oxidación húmeda; determinaciones del analizador de carbono).

2. MEDICION DEL CONTENIDO ORGANICO: GRUPO-1 -- METODOS DEL OXIGENO COMO PARAMETRO

2.1 DEMANDA TEORICA DE OXIGENO (DOT)

La demanda teórica de oxígeno (DOT) corresponde a la cantidad estequiométrica de oxígeno requerida para oxidar totalmente un compuesto dado. En general se expresa en miligramos de oxígeno requerido por litro de solución; es un valor calculado y sólo se puede evaluar si se cuenta con un análisis químico completo del agua residual, que raramente se tiene. Por lo tanto, su utilización es muy limitada.

Para ilustrar el cálculo de la DOT, consideremos en caso sencillo de una solución acuosa de una sustancia pura: una solución de 1 000 mg/litro de lactosa. La ecuación (2.1)* corresponde a la oxidación completa de la lactosa.



Peso molecular:

30 32

El valor de la DOT se obtiene fácilmente a partir de un cálculo estiquiométrico, basado en la ecuación (2.1):

$$\frac{30 \text{ (peso lactosa)}}{1000} = \frac{32 \text{ (peso O}_2\text{)}}{\text{DOT}}$$

$$\therefore \text{DOT} = (32/30) 1\,000 = 1067 \text{ mg/litro}$$

2.2 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) corresponde a la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar la fracción

* Para simplificar en la ecuación (2.1) la lactosa se representó por una unidad de azúcar (CH_2O). Al multiplicar esta unidad por un factor de 12, se obtiene $\text{C}_{12}\text{H}_{24}\text{O}_{12}$, que es la fórmula molecular de la lactosa.

orgánica de una muestra que es susceptible a la oxidación del permanganato o dicromato en una solución ácida. Puesto que la oxidación que se efectúa en una prueba de laboratorio de la DQO no corresponde necesariamente a la ecuación (2.1) estiquiométrica, el valor de la DQO no puede ser igual a la DOT.

Las pruebas de la DQO estándar (secciones 2.2.1 y 2.2.2) dan valores que varían del 80 al 85% de la DOT, dependiendo de la composición química del agua residual que se está analizando. Las pruebas rápidas de la DQO, comentadas en la sección 2.2.3, dan valores iguales al 70%, aproximadamente, del valor de la DOT.

CUADRO 2.1

VALORES PROMEDIO DE LOS PARAMETROS DEL OXIGENO PARA AGUAS RESIDUALES COMO UNA FRACCION DE LA DEMANDA TEORICA DE OXIGENO (tomada como 100).*

DOT	100
DTO	92
DQO (método estándar)	83
DQO (pruebas rápidas)	70
DBO ₂₀	
Con nitrificación	65
Suprimiendo la nitrificación	55
DBO ₅	
Con nitrificación	58
Suprimiendo la nitrificación	52

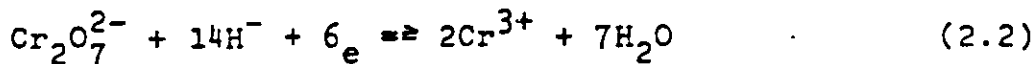
* (De la página anterior) Para los parámetros de carbono, el CTO representa un promedio como del 95% del carbono orgánico teórico (COT). Las relaciones entre la DOT y el COT se comentan en la sección 3.

En el cuadro 2.1 se presentan las relaciones aproximadas entre los diversos parámetros del oxígeno y el carbono, estimadas a partir de una gráfica de Eckenfelder y Ford [4]. Los valores indicados en el cuadro 2.1 son valores promedio típicos; las relaciones correctas deberán determinarse para el agua residual en cuestión, puesto que dependen de su composición química. Por ende, los valores del cuadro 2.1 sólo se utilizan para estimaciones generales en ausencia de datos reales. A continuación se describen cuatro tipos de pruebas para la DQO.

2.2.1. Método estándar de la oxidación del dicromato [5, 8, 13]

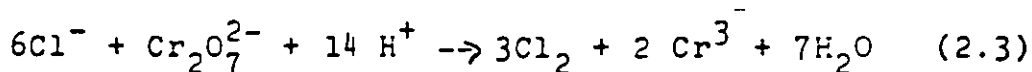
La prueba estándar del dicromato para la DQO es ampliamente usada para estimar la concentración de materia orgánica en aguas residuales. La prueba se lleva a cabo calentando bajo condiciones de reflujo total una muestra medida con un excedente conocido de dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) en presencia de ácido sulfúrico (H_2SO_4), durante un período de dos horas. La materia orgánica de la muestra se oxida y, como resultado, se consume el dicromato amarillo siendo sustituido por cromo verde [ecuación (2.2)]. Se agrega sul-

fato de ^{plata} ~~oro~~ (Ag₂SO₄) como catalizador..



La medición se hace titulando el dicromato restante o haciendo una determinación colorimétrica del crómico verde producido. El método de la titulación es más exacto, pero más tedioso. El método colorimétrico, cuando se hace con un buen colorímetro fotoeléctrico o con un espectrofotómetro, es más rápido, más fácil y lo suficientemente exacto para todos los fines prácticos.

Si hay cloruros presentes en el agua residual, interfieren con la prueba de la DQO, puesto que los cloruros se oxidan con el dicromato según la ecuación (2.3).



Se puede impedir esta interferencia agregando sulfato mercuríco (HgSO₄) a la mezcla, puesto que el Hg²⁺ se combina con el Cl⁻ para formar cloruro mercuríco (HgCl₂), que esencialmente no está ionizado. Se recomienda una relación de 10:1 de HgSO₄: Cl⁻. Esto corresponde a la siguiente reacción química [ecuación (2.4)].



La presencia del catalizador Ag₂SO₄ es necesaria para o)

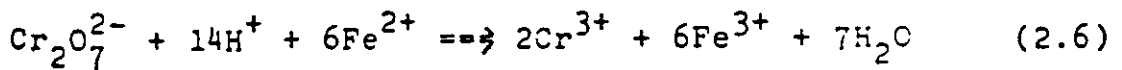
dar los ácidos y alcoholes de cadena recta. Si se agrega una cantidad insuficiente de HgSO_4 , el Cl^- excedente precipita el catalizador de Ag_2SO_4 , produciendo, por lo mismo, valores bajos para la prueba de la DQO. Esto corresponde a la siguiente reacción química [Ecuación (2.5)].



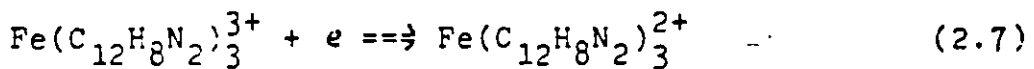
Se emplea sulfato ferroso de amonio estándar [$\text{Fe}(\text{NH}_4)_2 \cdot (\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$] para el método de la titulación. El sulfato ferroso estándar comúnmente pierde fuerza con la ^{al tiempo} edad debido a su oxidación con aire. Se recomienda establecer una estandarización y hacer una corrección matemática diariamente al hacer el cálculo de la DQO para compensar este deterioro [13]. Si se agrega cadmio a la botella que contiene el sulfato ferroso se evitará por completo el deterioro. El sulfato ferroso comercializado por la Hach Chemical Company, que se utiliza para la prueba de la DQO, se conserva en esta forma, de tal forma que no es necesario hacer ninguna estandarización posterior.

El procedimiento recomendado consiste en enfriar la muestra después de la digestión de dos horas con $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, agregar cinco gotas de indicador de ferroina y titular con la solución estándar de sulfato de amonio ferroso hasta obtener un color rojo-café. El punto final es muy pronunciado. La solución de indicador de ferroina se puede comprar ya pre-

parada (es una solución acuosa de 1,10-monohidrato de fenantrolina y $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). El color rojo-café correspondiente al punto final es consecuencia de la formación de un complejo de ión ferroso con fenantrolina. La ecuación (2.6) corresponde a la oxidación de sulfato ferroso de amonio por dicromato.



La ecuación (2.7) corresponde a la formación del complejo de fenantrolina ferrosa que se lleva a cabo tan pronto como todo el dicromato se reduce a Cr^{3+} y, por lo tanto, cualquier adición posterior de sulfato ferroso de amonio resulta en un exceso de Fe^{2+} (ión ferroso).



fenantrolina férrica
(azul claro)

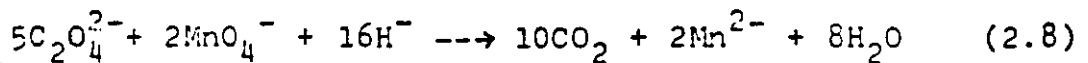
fenantrolina ferrosa
(rojo-café)

Los detalles concernientes a la preparación y estandarización de los reactivos y el procedimiento para su cálculo están dados en las referencias [5], [8] y [13]. La reproducibilidad de la prueba de la DQO se ve afectada por el tiempo del reflujo. El valor de la DQO obtenido aumenta con un tiempo de reflujo hasta de 7 horas o más; se recomiendan 2 horas como tiempo práctico de reflujo para el procedimiento estándar.

2.2.2 Prueba de oxidación con permanganato

Recomendada como método estándar hasta 1965, esta prueba ha sido remplazada por la prueba con dicromato que se acaba de describir. Esta prueba utiliza permanganato de potasio (KMnO_4) en lugar de dicromato como agente oxidante.

La muestra de agua residual se hierve con un exceso medido de permanganato en solución ácida (H_2SO_4) durante 30 minutos. La solución rosada se enfría y se agrega un exceso conocido de oxalato de amonio [$(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$]; la solución se vuelve incolora. A continuación se titula el oxalato excedente con una solución de KMnO_4 hasta que vuelve el color rosado. El oxalato que se utiliza se calcula por diferencia y el permanganato se calcula con estequiometría simple. La ecuación (2.8) corresponde a la oxidación del oxalato.



2.2.3 Pruebas rápidas de la DQO

Se han propuesto varias pruebas rápidas de la DQO que incluyen la digestión con dicromato por lapsos de menos de las dos horas indicadas en la prueba estándar. En una de estas técnicas, el agua residual se digiere con la solución de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7\text{--H}_2\text{SO}_4\text{--AgSO}_4$ a 165°C durante 15 minutos. La solución se diluye con agua destilada y se titula con sulfato ferroso de amonio, como en el método estándar.

En esta prueba, el resultado de la DQO del lodo doméstico corresponde al 65%, aproximadamente, del valor que se obtiene por el método estándar. En el caso de otras aguas residuales, la relación del resultado de la DQO entre la prueba rápida y la estándar varía dependiendo de la naturaleza del agua residual.

2.2.4 Métodos instrumentales de la DQO [11, 14, 15]

Los métodos instrumentales de la DQO son muy rápidos y dan resultados reproducibles. En esta sección, se describe el Precision AquaRator desarrollado por la Dow Chemical Company, concesionado bajo licencia a la Precisión Scientific Company. La medición de la DQO sólo requiere dos minutos, aproximadamente, y los datos son reproducibles con un margen de tolerancia de $\pm 3\%$ o menos. Los resultados se correlacionan bien con los del método estándar de la DQO y son mucho más constantes que las pruebas de la DBO, que típicamente varían en un $\pm 15\%$.

El AquaRator está diseñado para medir la demanda de oxígeno en el rango de 10-300 mg/litro. Si las muestras tienen una concentración más alta, se hace una dilución preliminar de las mismas. En la figura 2.1 se ilustra un diagrama de flujo del Precision AquaRator.

Se inyecta con una jeringa una muestra de 20 μ l (20×10^{-5} litros $\approx 0.02 \text{ cm}^3$), se homogeniza si fuera necesario, al

Precision AquaRator. (Ver orificio para la inyección de la muestra, SIP). La muestra pasa por un horno de combustión (SF) con catalizador de platino) en una corriente de CO_2 seco que oxida los contaminantes a CO y H_2). El agua se separa en un tubo de secado (DT) y los productos de la reacción pasan a continuación por un segundo tratamiento con catalizador de platino. Se mide la concentración de CO en un analizador integral no dispersivo de rayos infrarrojos (IA), sensibilizado para monóxido de carbono. La lectura resultante se convierte directamente a la DQO utilizando una gráfica de calibración.

El flujo de bióxido de carbono se ajusta a $130 \text{ cm}^3/\text{min}$, aproximadamente, con el sistema de control de flujo. Cualquier traza de oxígeno presente en el gas de carga se reduce con un horno de carbono "purificador" (PCF), que produce una corriente de gas de fondo de CO y CO_2 que se indica como la línea de partida básica de la graficadora. La muestra se inyecta en el horno para muestras (SF), donde los contaminantes y el CO_2 reaccionan para formar una mezcla típica de CO , CO_2 y H_2O . El analizador infrarrojo (IA) determina el aumento de contenido de CO en la corriente de gas, que está directamente relacionado con la DQO de la muestra. Después se descarga el gas de escape a través de un múltiple de purga de la entrada de la muestra.

La teoría del AquaRator ha sido comentada por Stenger y Van Hall [14, 15]. Las ecuaciones (2.9) y (2.10) indican

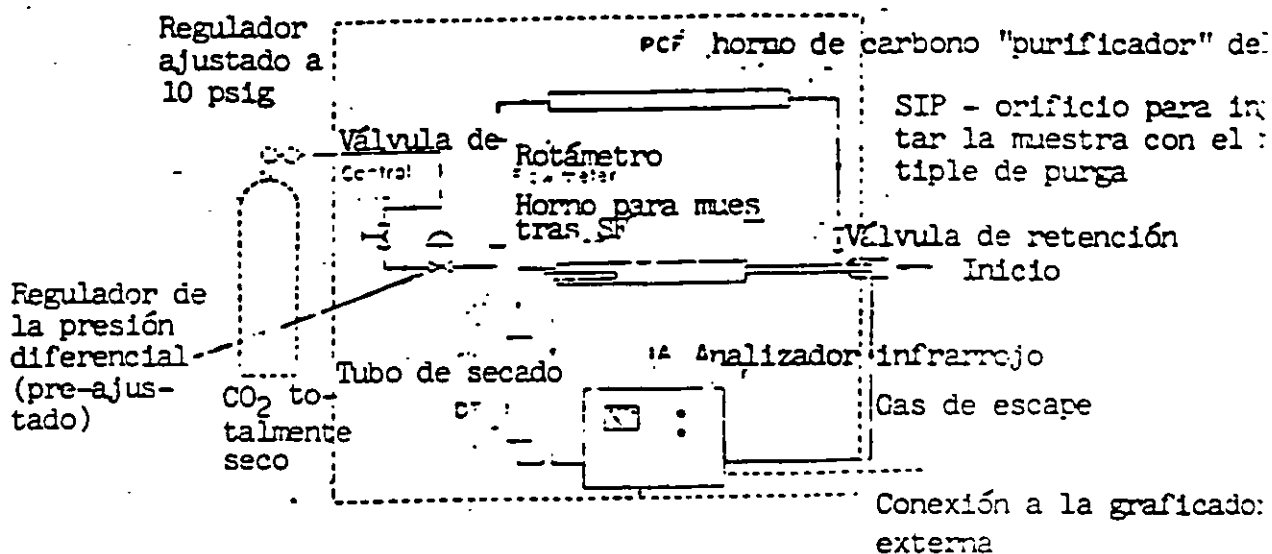
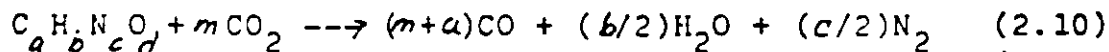
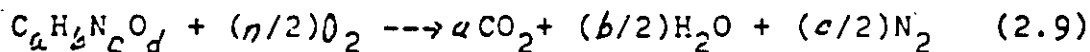


FIGURA 2.1 Diagrama de flujo del Precision AquaRator [11].
(Cortesía de Precision Scientific Company.)

los tipos de reacciones que tienen lugar cuando se quema material orgánico en atmósferas de oxígeno y bióxido de carbono, respectivamente.



Si se pudiera determinar con exactitud el oxígeno requerido en la ecuación (2.9), representaría la DTO de la muestra. Idealmente, la determinación de la DQO con dicromato se aproxima a este valor, pero algunos compuestos son difíciles de oxidar con el tratamiento de dicromato. La oxidación que

tiene lugar en el AquaRator es más vigorosa que la oxidación con dicromato y, por tanto, los resultados representan un nivel más realista de la demanda de oxígeno de los contaminantes presentes.

Los originadores del método que se utiliza en el AquaRator [14, 15] demostraron que $(n+d)$ de la ecuación (2.10) es igual a n de la ecuación (2.9); es decir, el número de moles de monóxido de carbono producidas es igual al número de átomos de oxígeno requeridos. Por lo tanto, las lecturas instrumentales del monóxido de carbono formado están directamente relacionadas con la demanda química de oxígeno. La calibración se hace inyectando soluciones estándar de trihidrato de acetato sódico, para el que se puede calcular la demanda de oxígeno en miligramos por litro. Únicamente se necesita una gráfica de la demanda de oxígeno contra la salida de la graficadora (divisiones milimétricas) para determinar la demanda incógnita de los contaminantes.

2.3 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno se utiliza como una medida de la cantidad de oxígeno requerida para oxidar la materia orgánica biodegradable presente en la muestra de agua por la acción bioquímica aeróbica. La demanda de oxígeno de las aguas residuales la ejercen tres clases de materiales: (1) materiales orgánicos carbonosos, utilizables como fuente de alimento por los organismos aeróbicos; (2)

nitrógeno oxidable derivado de nitrito, amoníaco y compuestos de nitrógeno orgánico, que sirven como alimento para ciertas bacterias específicas (por ejemplo, Nitrosomonas y Nitrobacter). Este tipo de oxidación (nitrificación) se explica en la sección 8; y (3) compuestos químico-reductores, por ejemplo, ión ferroso (Fe^{2-}), sulfitos (SO_3^{2-}) y sulfuro (S^{2-}) que se oxidan con el oxígeno disuelto.

En cuanto al drenaje doméstico, casi toda la demanda de oxígeno se debe a materiales orgánicos carbonosos y se determina con las pruebas de la DBO descritas en las secciones 2.3.1 y 2.3.2. En lo referente a efluentes sometidos a tratamiento biológico, una parte considerable de la demanda de oxígeno se puede deber a la nitrificación (sección 8 de este capítulo).

2.3.1 Prueba de dilución para la DBO

En la referencia [13] se incluye una descripción detallada de la prueba de dilución, así como la preparación de reactivos. A continuación se da el procedimiento.

1. Prepare varias diluciones de la muestra que se va a analizar con agua destilada de alta pureza. Las diluciones recomendadas dependen de la concentración estimada de los contaminantes responsables de la demanda de oxígeno. Para aguas altamente contaminadas, las relaciones de la dilución (ml de muestra diluida/ml de la muestra original) pueden ser

de 100:1. Para aguas fluviales, la muestra se puede tomar sin diluir en el caso de corrientes de baja contaminación y en otros casos, las relaciones de las diluciones de 4:1 son las más apropiadas.

2. Se utilizan frascos de incubación (con capacidad de 250 a 300 ml), con tapones de vidrio molido. En el frasco de la DBO se coloca (a) la muestra diluida (es decir, el 'sustrato'), (b) una semilla de micro-organismos (generalmente el licor sobrenadante del drenaje doméstico) y (c) la solución nutriente para los micro-organismos. Esta solución contiene fosfatos de sodio y de potasio y cloruro de amonio (el nitrógeno y el fósforo son elementos necesarios como nutrientes para los micro-organismos).

El pH de la solución del frasco para la DBO debe ser como de 7.0 (neutro). La solución de fosfato utilizada es un reactivo. En el caso de las muestras que contienen una alcalinidad o acidez cáustica, se hace la neutralización a un pH aproximado de 7 con H_2SO_4 o $NaOH$ diluidos antes de la prueba de la DBO.

Por cada frasco para la DBO se prepara también un frasco testigo que no contenga el sustrato.

3. Los frascos se incuban a $20^{\circ}C$. Cada período subsiguiente de 24 horas, se toma un frasco de muestra y un frasco testigo correspondiente de la incubadora y se determina el

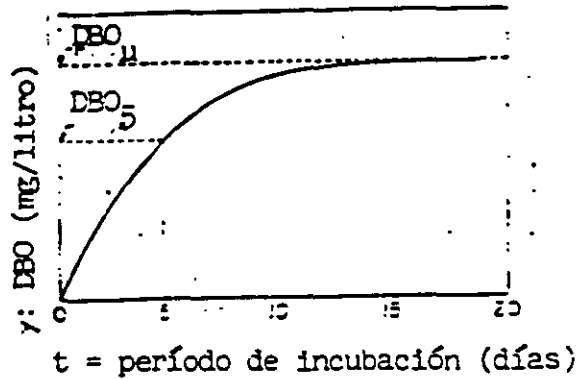


FIGURA 2.2 Curva típica de la DBO en la oxidación de materiales carbonosos.

oxígeno disuelto en ambos, como se describe al final de esta sección. La diferencia entre las concentraciones de oxígeno disuelto (mg/litro) en la botella testigo y en el frasco de la muestra corresponde al oxígeno utilizado en la oxidación bioquímica de los contaminantes [ecuación (2.11)].

$$y \text{ (mg/litro)} = \text{DO (frasco testigo)} - \text{DO (frasco de la muestra)} \quad (2.11)$$

Los valores de y (DBO, mg/litro) se grafican contra el período de incubación t (días). En la figura 2.2 se muestra una curva típica de la DBO en la oxidación de materiales carbonosos. Las curvas de los casos en los que tiene lugar la nitrificación se describen en la sección 8.

La utilización del oxígeno en la prueba de la DBO es muy lenta. Una curva típica (figura 2.2) sólo llega a la DBO limitante en, más o menos, 20 días o más. A este valor se

le llama DBO final, denotada como DBO_{∞} .

No resulta práctico monitorear en forma continua la corriente de un proceso en términos de la DBO, debido al factor tiempo involucrado en la prueba. En la práctica, la DBO se reporta en términos de DBO a 5 días, denotada como DBO_5 (figura 2.2). Aún así, cinco días es un período demasiado largo para esperar el resultado de una prueba.

Es importante observar que el valor de la DBO_{∞} no es igual a la DTC, porque en el frasco de la DBO no se oxida todo el sustrato. Las relaciones de los valores de la DBO_{∞} (o DBO_5) a la DTC depende de la composición química del agua residual. Los valores promedio están dados en el cuadro 2.1.

La relación de DBO_5 a DBO_{∞} también varía de acuerdo con el sustrato. En el caso del drenaje doméstico, esta relación es aproximadamente de 0.77 [ecuación (2.12)].

$$DBO_5 / DBO_{\infty} = 0.77 \tag{2.12}$$

Se requiere una experiencia considerable para obtener resultados fiables en la prueba de dilución para la DBO. En general, la mejor reproducibilidad de los resultados es de $\pm 15\%$. Algunas de las dificultades que se encuentran en la prueba de dilución para la DBO se comentan en las siguientes secciones. En vista de estas fluctuaciones, se recomienda que se tomen varios frascos de la DBO de la incubadora cada 24 horas y que se tome un promedio estadístico de los resultados.

a. Relación de la DQO y la DBO_u

Se ha indicado que los valores de la DBO_u y de la DTO no son iguales. En forma similar, el valor de la DBO_u generalmente es más bajo que el de la DQO obtenida por el método estándar de oxidación con dicromato, como se indica en el cuadro 2.1. Las razones son que (1) muchos compuestos orgánicos que se oxidan con $K_2Cr_2O_7$ no son bioquímicamente oxidables y (2) ciertos iones inorgánicos, tales como los sulfuros (S^{2-}), tiosulfatos ($S_2O_3^{2-}$), sulfitos (SO_3^{2-}), nitritos (NO_2^-) y iones ferrosos (Fe^{2+}) se oxidan con $K_2Cr_2O_7$, justificando, por tanto, la DQO de los materiales inorgánicos, que no se detecta con la prueba de la DBO.

b. Efecto del sembrado y aclimatación de la semilla en la prueba de la DBO

Una de las razones más frecuentes por las que se obtienen valores no fiables de la DBO es la utilización de una cantidad insuficiente de semilla de micro-organismos. Otro problema serio con los desechos industriales es la aclimatación de la semilla. En el caso de muchos desechos industriales, la presencia de materiales tóxicos interfiere con el crecimiento de la población de micro-organismos. Las curvas de la DBO que se obtienen muestran un período de retraso (figura 2.3).

Se obtienen valores bajos de la DBO si no se toman las me-

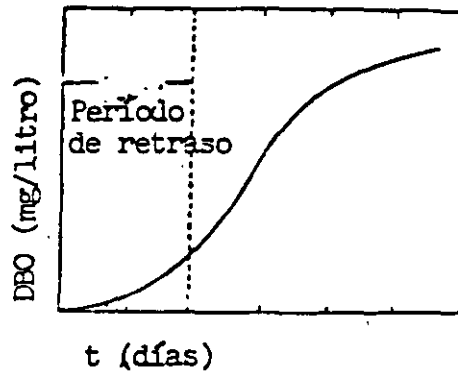


FIGURA 2.3 Período de retraso en la prueba de la DBO

didas correctivas adecuadas. Es necesario aclimatar la semilla de los micro-organismos al desecho específico. Se hace comenzando con una muestra del drenaje doméstico ya asentado que contenga una gran variedad de micro-organismos y se agrega una pequeña cantidad de efluente industrial. El aire burbujea por esta mezcla. La operación se hace en reactores de banco, ya sea continuos o por lotes. En el capítulo 5, sección 6.1 se describen estos reactores.

Este proceso se repite con un aumento gradual de la proporción de desecho industrial a drenaje doméstico, hasta que se desarrolle un cultivo microbiano aclimatado al desecho industrial específico. Puede tratarse de un procedimiento largo y difícil cuando se trata de aguas residuales industriales muy tóxicas. Una vez que se haya desarrollado un cultivo aclimatado, la curva de la DBO no presentará un período de retraso, volviéndose, así, una curva típica de la DBO con la forma general que se muestra en la figura 2.2.

c. Efecto de la presencia de algas sobre la prueba de la DBO

La presencia de algas en el agua residual que se está analizando afecta la prueba de la DBO. Si se incubaba la muestra en presencia de luz, se obtendrán valores bajos de la DBO debido a la producción de oxígeno por fotosíntesis, lo que satisface parte de la demanda de oxígeno. Por otro lado, si la incubación se hace en la oscuridad, las algas sobrevivirán por un cierto tiempo. Entonces, las determinaciones de la DBO a corto plazo muestran el efecto que les produce el oxígeno. Después de un período en la oscuridad, las algas mueren y las células algáicas contribuyen al aumento del contenido total de materia orgánica de la muestra por la cual se obtienen valores altos de la DBO. Por lo tanto, el efecto de las algas sobre la prueba de la DBO es difícil de evaluar.

d. Verificación con ácido glutámico-glucosa

La calidad del agua para la dilución, que, si estuviera contaminada, daría valores incorrectos de la DBO, la efectividad de la semilla y la técnica analítica se verifican periódicamente utilizando compuestos orgánicos puros de los que se conoce o puede determinar la DBO. Uno de los que se utilizan con más frecuencia es una mezcla de glucosa ($C_6H_{12}O_6$) y ácido glutámico [$HOOCCH_2CH_2CH(NH_2)COOH$]. Se recomienda una mezcla de 150 mg/litro de cada uno. La

glucosa pura tiene un índice de oxidación excepcionalmente alto con semillas relativamente sencillas. Cuando se usa con ácido glutámico, el índice de oxidación se estabiliza y es similar al de la mayoría de las aguas residuales municipales. La DBO de la solución estándar de glucosa-ácido glutámico es de 220 ± 11 mg/litro. Cualquier divergencia apreciable de estos valores hace surgir dudas sobre la calidad del agua destilada o sobre la viabilidad del material seminal. Si ocurre una variación mayor que $\pm 20-22$ mg/litro con una frecuencia de más del 5% de las veces, la técnica que se está utilizando no es la adecuada.

e. Determinación del oxígeno disuelto (OD)

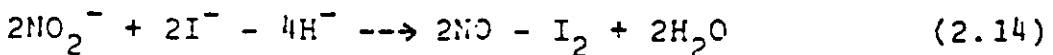
El método de dilución para la DBO requiere determinaciones de la cantidad de oxígeno disuelto. Estas determinaciones se hacen por titulación o por métodos instrumentales. El método básico de titulación es el de Winkler. Las aguas residuales pueden contener varios iones y compuestos que interfieren con la determinación original del OD. Para eliminar dichas interferencias, se han propuesto algunas modificaciones del método básico [13]. A continuación se describe sucintamente la modificación con nitrato del método de Winkler, que efectivamente elimina la interferencia causada por los nitritos. Esta es la interferencia que se encuentra más a menudo en la práctica. En la referencia [13] se describen otras modificaciones para eliminar las interferencias.

El método de Winkler está basado en la oxidación del ion de yoduro (I^-), que contiene el reactivo de nitrato-yoduro-álcali, a yodo (I_2) por el oxígeno disuelto de la muestra y en la titulación del yodo con tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$), utilizando almidón como indicador. La oxidación se lleva a cabo en un medio ácido (H_2SO_4) en presencia de sulfato de manganeso ($MnSO_4$). El reactivo de nitrato-yoduro-álcali es una solución de NaOH, NaI y NaN_3 (nitrato de sodio).

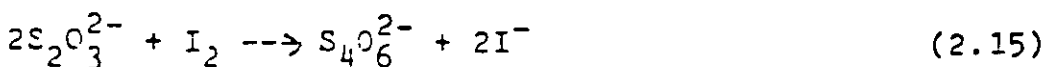
La ecuación (2.13) corresponde a la oxidación de I^- a I_2 .



La interferencia de los nitritos se debe a su oxidación a NO con la formación de I_2 [ecuación (2.14)].



La titulación de I_2 con tiosulfato corresponde a la ecuación (2.15) [el tiosulfato ($S_2O_3^{2-}$) se oxida a tetratiónato ($S_4O_6^{2-}$)].



El almidón produce un color azul en presencia de yodo. Se continúa la titulación con tiosulfato de sodio hasta que desaparece el color azul.

En una variación de este procedimiento se utiliza un reactivo nuevo (óxido de fenilarsina, PAO) en lugar de tiosulfato de sodio. Este reactivo tiene la ventaja de ser estable, mientras que el tiosulfato de sodio se deteriora con rapidez y debe re-estandarizarse antes de cada determinación. En la referencia [8] se incluye una descripción de este procedimiento mejorado.

La determinación instrumental del oxígeno disuelto se hace con analizadores del OD. En la figura 2.4 se ilustra un modelo típico del instrumento. El analizador de OD es un sistema galvánico que utiliza un ánodo de plomo en forma de cilindro que rodea un cátodo de plata en forma de varilla. Ambos electrodos están cubiertos con una capa de electrolito KOH contenido en un cojín electrolítico delgado. Los electrodos y el electrolito están cubiertos por una membrana de plástico y sirve como barrera de difusión selectiva, permeable a todos los gases, incluyendo oxígeno molecular, pero es virtualmente impermeable a las especies iónicas que pudieran estar presentes en las aguas residuales. Para medir el OD, el sensor se sumerge en la muestra. La corriente de una celdilla, proporcional a la concentración de oxígeno de la muestra, se mide directamente en términos de mg/litro de oxígeno disuelto con la aguja del medidor de oxígeno. La muestra se agita constantemente durante la medición, ya que sólo bajo estas condiciones la corriente es

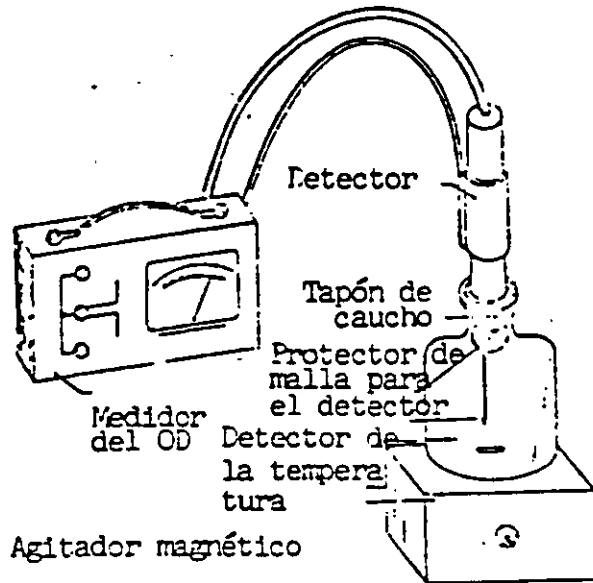


FIGURA 2.4 Analizador del oxígeno disuelto

directamente proporcional a la concentración de oxígeno del volumen de la muestra para prueba. La calibración del analizador de OD se lleva a cabo midiendo el OD de una muestra de contenido de oxígeno conocido, determinado por métodos analíticos estándar (es decir, el método de Winkler) [13].

2.3.2 Métodos manométricos para la DBO

El aparato manométrico descrito en esta sección es el Hach modelo 2173 [7]. El aparato de Hach para la DBO se ha comparado con el método de dilución estándar bajo condiciones de laboratorio comprobadas. En los análisis sistemáticos da resultados y precisión casi equivalentes. Puesto que se conserva un cambio químico, no se requiere un análisis químico de laboratorio. En la figura 2.5 se ilustra un diagrama que muestra sólo un frasco. El principio de operación.

es el siguiente: Se pone en un frasco en el aparato una muestra medida de agua de alcantarillado o residual; el aparato se conecta a un manómetro de mercurio de extremo ciego. Arriba de la muestra del drenaje o del agua hay una cantidad de aire (que contiene aproximadamente 21% de oxígeno por volumen). Durante un cierto tiempo las bacterias del drenaje utilizan el oxígeno para oxidar la materia orgánica presente en la muestra y, por tanto, se consume el oxígeno disuelto. El aire dentro del frasco cerrado que contiene la muestra restaura el oxígeno utilizado, resultando en una caída de la presión del aire del frasco de la muestra. El mercurio de la pata del manómetro que está conectado al frasco se mueve hacia arriba, como indica la flecha de la figura 2.5. Así, se registra la caída de presión en el manómetro de mercurio y da una lectura directa de la DBO en mg/litro. Antes de iniciar la prueba, los tornillos prisioneros de la escala del manómetro están flojos y la marca del cero está arriba de la columna de mercurio.

Durante el período de la prueba (5 días para la DBO), el sistema se incubaba a 20°C y la muestra se agita continuamente con una varilla magnética de agitación, que rota por un sistema de poleas conectado a un motor. Se produce bióxido de carbono por la oxidación de la materia orgánica y tiene que sacarse del sistema para que no desarrolle una presión positiva del gas que resultaría en un error. Esto se hace

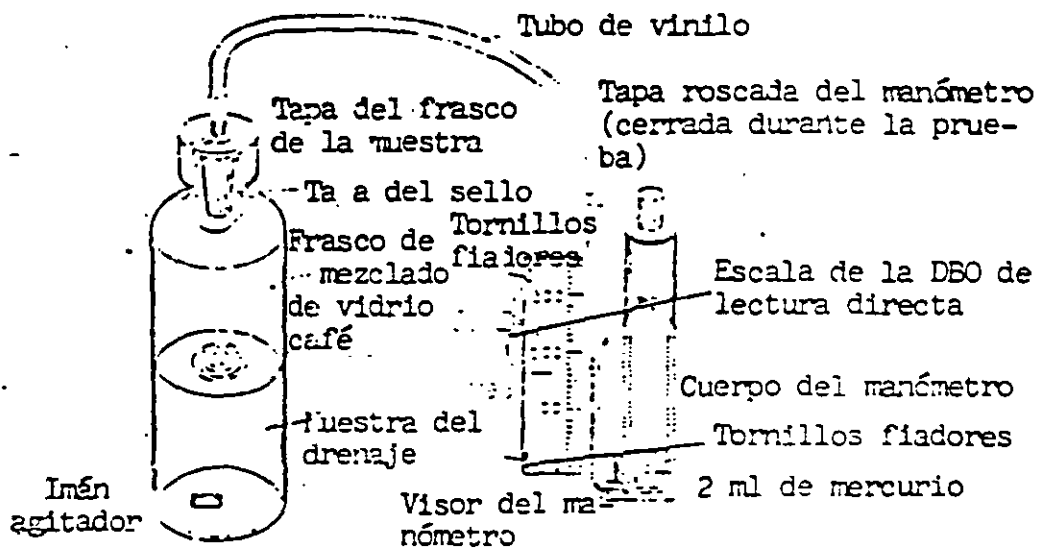


FIGURA 2.5 Aparato manométrico de la DBO (que muestra una celdilla) [7]. (Cortesía de Hach Chemical Company.)

agregando unas cuantas gotas de solución de hidróxido de potasio en la taza del sello de cada frasco de muestra. Las lecturas de la DBO se comprueban periódicamente utilizando la solución estándar de glucosa-ácido glutámico.

Cuando se encuentran altas demandas de oxígeno, se tiene que diluir la muestra. Se dice que la exactitud de la prueba manométrica es comparable a la de la prueba de dilución.

2.4 DEMANDA TOTAL DE OXIGENO (DTO) [6, 9, 17]

La utilidad del método estándar de la DTO se debe al hecho de que los resultados se obtienen en 2 horas y no en cinco días como en el caso de la medición común de la DBO. Sin

embargo, el método de la DQO, según se sabe, no oxida los contaminantes como piridina, benceno y amoníaco, aunque se ha reportado una oxidación de muchos compuestos orgánicos hasta del 95 - 100% de la oxidación teórica.

Por lo tanto, se ha enfocado la búsqueda de métodos analíticos mejorados para determinar la demanda de oxígeno en técnicas [6] que sean (1) significativas y se correlacionen con los parámetros aceptados de control y supervisión; (2) rápidas, para que se tengan los resultados en minutos, no en horas ni días; y (3) verdaderamente adaptables a la automatización y el monitoreo constante.

El modelo 225 de Ionics, analizador de la demanda total de oxígeno (DTO) determina la demanda total de oxígeno en tres minutos. La figura 2.6 muestra los elementos funcionales del sistema que incluye el sistema de inyección, la unidad de combustión, el ensamble del detector de oxígeno y la graficadora.

La muestra de agua residual se transmite por un aspirador neumático a la válvula de inyección del líquido. Al actuar, la válvula entrega una muestra de 20 μ l (0.02 cm³) en la cámara de combustión. El sistema de muestreo está controlado por un regulador de tiempo ajustable del programa o por medio de un botón oprimible manual. Simultáneamente se introduce un gas portador (nitrógeno) que contiene una pequeña cantidad de oxígeno, del orden de 200 ppm, con la mues-

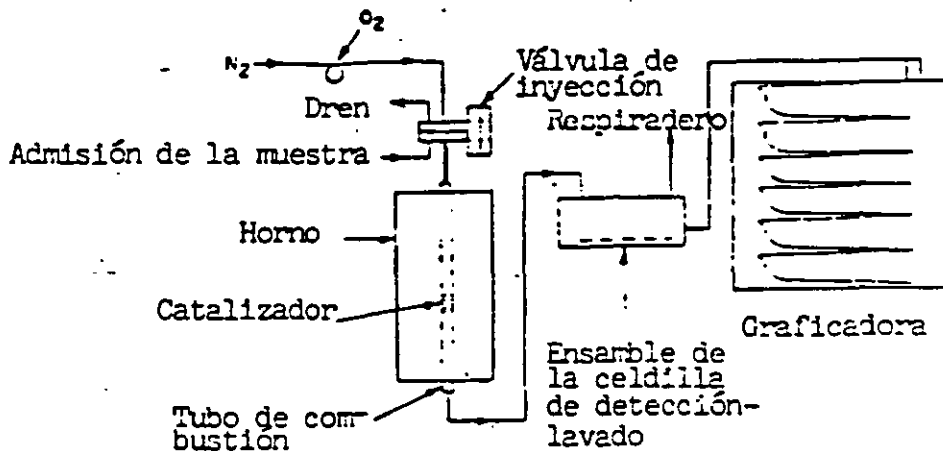


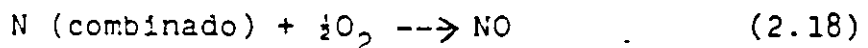
FIGURA 2.6 Diagrama de flujo del analizador de la DTO [6].
(Reimpreso con autorización. Copyright por The American
Chemical Society.)

tra de agua residual en la cámara de combustión. La muestra se vaporiza y los componentes combustibles se oxidan en un tubo de combustión. El tubo, que contiene un catalizador con tamiz de platino, está montado en un horno eléctrico que se mantiene a 900°C . Como resultado de la utilización del oxígeno en el proceso de combustión, ocurre un agotamiento momentáneo del oxígeno en la corriente de gas inerte. Este agotamiento se mide con exactitud pasando el efluente por una celdilla con combustible de platino-plomo. Antes de entrar a la celdilla, el gas se lava y humecta. El lavado se hace pasando el gas por una solución cáustica acuosa que elimina las impurezas del gas portador nocivas a la celdilla del detector y humedece la muestra gaseosa. La celdilla de combustible y el lavador es-

tán localizados en una cámara termostáticamente controlada y aislada.

La salida de corriente de la celdilla de combustible es una función de la concentración de oxígeno. Se monitorea gráficamente en una graficadora potenciométrica, en la que los cambios de la corriente toman la forma de picos en la graficadora. El sistema de la graficadora incluye un circuito automático de cero que mantiene una línea de partida constante. Los picos graficados son linealmente proporcionales a la concentración reducida del oxígeno en el gas portador y la demanda total de oxígeno de la muestra. La medición de la DTO, en el caso de muestras desconocidas, se determina comparando las alturas de los picos graficados con una curva de calibración estándar. En la figura 2.7 se ilustra una curva de calibración típica para análisis de soluciones estándar, que demuestra la linealidad de las alturas de los picos contra la DTO.

El método de la DTO mide la cantidad de oxígeno consumido basado en las siguientes reacciones químicas para el proceso de combustión catalítica [ecuaciones 2.16 a 2.18].



Los compuestos sulfurosos se oxidan a una condición esta-

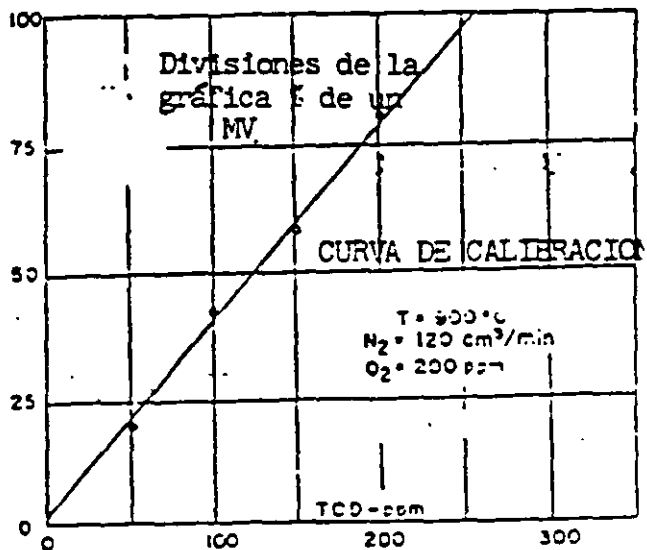
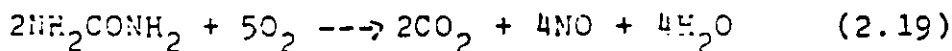


FIGURA 2.7 Curva de calibración típica para el analizador de la DTO [9]. (Cortesía de Ionics Incorporated.)

ble consistente en una relación fija de SO_2 a SO_3 . Normalmente se usa nitrógeno molecular como gas portador, ya que no reacciona en el proceso de combustión.

La ecuación (2.19) corresponde a una oxidación teórica típica (para el caso de urea).



Los resultados del análisis de la DTO de un cierto número de compuestos diferentes indican que la demanda de oxígeno medida generalmente se aproxima más al cálculo teórico que en el caso de los métodos químicos. Estos resultados están incluidos en Solóvkin et al. [6]. Ninguno de los iones



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS RESIDUALES

M. en I. JOSÉ LUIS TORRESCANO

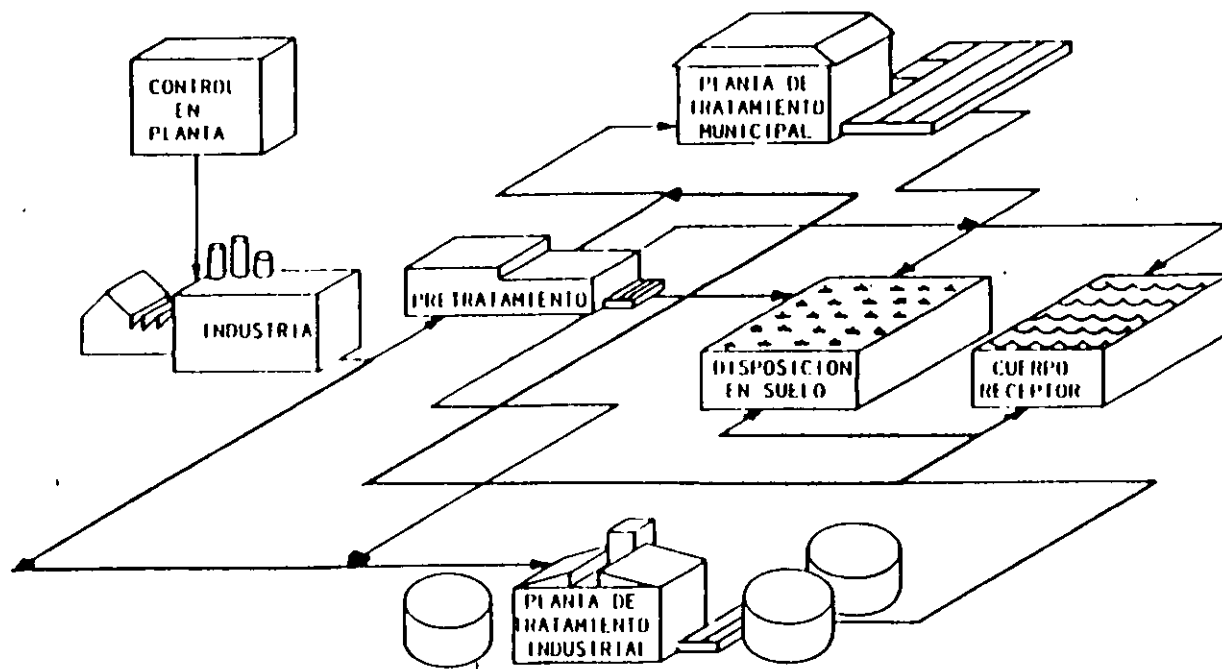


FIG. No. 1 ALTERNATIVAS DE MANEJO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

LODOS RESIDUALES

- GENERALIDADES:**
- ES SUBPRODUCTO DEL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL
 - CANTIDAD DE AGUA DE 93-99.5 %

GENERACION Y CARACTERISTICAS:

- LODO PRIMARIO:**
- GENERADO POR SEDIMENTACION
 - CONCENTRACION DE SOLIDOS 3-7 %
 - PRODUCCION DE 100-300 mg/l

ESTIMACION: SST X EFICIENCIA DEL SEDIMENTADOR PRIMARIO

LODO SECUNDARIO (PROCESO BIOLÓGICO):

CONCENTRACION DE SOLIDOS DE 0.5-2 %

PRODUCCION: LODOS ACTIVADOS, FILTROS BIOLÓGICOS Y BIODISCOS

LODO TERCARIO: SISTEMAS AVANZADOS COMO PRECIPITACION QUIMICA, FILTRACION, ETC., SU PRODUCCION DEPENDE DEL QUIMICO UTILIZADO Y DE LA VELOCIDAD DE ADICION

CARACTERISTICAS FISICAS DEL LODO

COLOR DE PARDO A GRIS Y OLOR DESAGRADABLE

CONTENIDO DE MATERIA SECA Y MATERIA VOLATIL

CONTENIDO DE AGUA:

AGUA LIBRE - LA QUE SE ELIMINA FACILMENTE POR
FILTRACION O DECANTACION

AGUA LIGADA.- CONTENIDA EN MOLECULAS QUIMICAS
COLOIDES Y CELULAS DE MATERIA
ORGANICA

CARGA ESPECIFICA: CAPACIDAD DE SEDIMENTACION
DEL LODO EN Kg/m²/d

RESISTENCIA ESPECIFICA: CAPACIDAD DE FILTRACION
BAJO UNA PRESION DADA

COMPRESIBILIDAD: PERMITE CONOCER LA SEQUEDAD
LIMITE

PODER CALORIFICO: LA M. ORGANICA PRESENTE LE

CARACTERISTICAS QUIMICAS DEL LODO

**MATERIA ORGANICA: GRASAS Y ACEITES, FIBRAS,
ALMIDONES Y MICROORGANISMOS**

**ELEMENTOS NUTRIENTES: NITROGENO TOTAL, POTASIO,
FOSFORO**

**MICROCONTAMINANTES ORGANICOS: DETERGENTES
MEDICINAS**

**TOXICOS ORGANICOS: HIDROCARBUROS AROMATICOS
POLINUCLEARES, PLAGUICIDAS,
PCBs**

METALES PESADOS

CARATERISTICAS MICROBIOLOGICAS

**BACTERIAS: AEROBIAS ESTRICTAS Y FACULTATIVAS
ANAEROBIAS ESTRICTAS Y FACULTATIVAS**

**MICROORGANISMOS PATOGENOS. BACTERIAS, HELMINTOS
PROTOZOARIOS. VIRUS**

LODOS DE SEDIMENTADORES PRIMARIOS

EFICIENCIA DE REMOCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)
EN SEDIMENTADORES PRIMARIOS : 50 A 60 % (LITERATURA)

EFICIENCIA DE REMOCION DE SST EN SED. PRIMARIO DE ECCACIV:
53 % (FEBREIRO DE 1993)

EN LOS CASOS DONDE LA GENERACION DE LODO ES DE 100 A 300
mg/L. Y LA EFICIENCIA DE REMOCION DE 50 A 60 %, CONSIDERA:

- TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMESTICA.
- LODO NO TIENE FLOCULANTES QUIMICOS.
- NO SE AGREGAN LODOS DE PROCESOS BIOLOGICOS.

EFFECTOS DE LAS DESCARGAS INDUSTRIALES:

- DEPENDE DEL GIRO DE INDUSTRIAS QUE DESCARGAN.
- EN ALGUNOS CASOS AUMENTA LA CONCENTRACION DE SST Y EN OTROS DISMINUYE LA GENERACION DE SOLIDOS.

PRODUCCION Y CARACTERISTICAS DE LODOS LODOS DE SEDIMENTADORES PRIMARIOS

LA MAYORIA DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UTILIZAN LA SEDIMENTACION PRIMARIA PARA REMOVER, FACILMENTE, SOLIDOS SEDIMENTABLES.

LODO DE SEDIMENTACION PRIMARIA GENERALMENTE MAS FACIL DE MANEJAR (DESAGUADO, ESPESAMIENTO) QUE LOS LODOS BIOLOGICOS O QUIMICOS.

GENERACION DE LODO PRIMARIO O CRUDO:

100 A 300 mg/ L. DE AGUA RESIDUAL TRATADA (LITERATURA)

GENERACION DE LODO PRIMARIO EN ECCACIV (FEB-93)

FLUJO = 191 L/seg.

SST(AFLUENTE) = 277 mg/L. = 4,571 Kg/d.

SST(EFLUENTE) = 129 mg/L. = 2,129 Kg/d.

LODOS REMOVIDOS DEL SISTEMA = 2,442 Kg/d.

REMOCION DE LODO EN SEDIMENTACION PRIMARIA (ECCACIV).

148 mg/L.

EJEMPLO PARA CALCULAR LA GENERACION DE LODO DE DESECHO EN UN PROCESO DE LODOS ACTIVADOS CONVENCIONAL:

Q DE ALIMENTACION = 10 l/seg.

DBO₅ AFLUENTE = 350 mg/l.

DBO₅ EFLUENTE = 40 mg/l.

DBO⁵ REMOVIDA / DIA = 268 kg/DIA.

LODO DE DESECHO = 268 * 0.5 = 134 kg/DIA.

SI EL LODO TIENE UNA CONCENTRACION DE 15,000 mg/L.

EL VOLUMEN DE LODO SERA = 8.9 M³/DIA.

DATOS TÍPICOS DE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y CANTIDAD DE LODO GENERADO DE VARIOS PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL.

PROCESO DE TRATAMIENTO	GRAVEDAD ESPECÍFICA DE LOS SÓLIDOS DEL LODO	GRAVEDAD ESPECÍFICA DEL LODO	SÓLIDOS SECOS, Kg/1,000 M ³	
			RANGO	TÍPICO
SEDIMENTACION PRIMARIA	1.4	1.02	110 - 170	150
LODOS ACTIVADOS (LODO DE DESECHO)	1.25	1.005	70 - 100	85
FILTROS BIOLÓGICOS (LODO DE DESECHO)	1.45	1.025	55 - 90	70
AERACION EXTENDIDA (LODO DE DESECHO)	1.30	1.015	80 - 120	100 #
LAGUNAS AERADAS (LODO DE DESECHO)	1.30	1.010	80 - 120	100 #

SE ASUME QUE NO HAY SEDIMENTACION PRIMARIA.

GENERACION DE LODO DE DESECHO EN EL PROCESO DE
LADOS ACTIVADOS.

TIPO DE PROCESO	LODO DE DESECHO KG/KG DBO ₅ REMOVIDA
AERACION EXTENDIDA	0.15 - 0.3
CONVENCIONAL	0.4 - 0.6
ALTA TASA	0.5 - 0.7
ESTABILIZACION-CONTACTO	0.4 - 0.6

GENERACION DE SOLIDOS Y LODO EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE LODOS ACTIVADOS

OPERACION UNITARIA O PROCESO	TIPO DE SOLIDO O LODO	OBSERVACIONES
REJILLAS	SOLIDOS GRUESOS	GENERALMENTE BASURA, LA CUAL ES RETIRADA Y DISPUESTA EN LUGARES ADECUADOS.
DESARENADORES	ARENA Y ALGUNAS VECES ESPUMA	ARENA, GRAVA Y PIEDRAS QUE LLEGAN CON EL AGUA RESIDUAL.
PREAERACION	ESPUMA	EN ALGUNAS PLANTAS ESTA REMOCION DE ESPUMA NO SE LLEVA A CABO EN ESTAS UNIDADES.
SEDIMENTACION PRIMARIA	LODO PRIMARIO O CRUDO Y NATAS SOBRENADANTES	LA CANTIDAD DE LODO Y NATAS DEPENDE DEL SISTEMA DE DRENAJE Y SI EXISTEN DESCARGAS INDUSTRIALES.
TANQUE DE AERACION O REACTOR	SOLIDOS SUSPENDIDOS	PRODUCCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS POR LA CONVERSION DE LA DBO. SI SE RETIRAN LODOS DEL TANQUE DE AERACION, GENERALMENTE SE REQUIERE UN SISTEMA DE ESPESAMIENTO PARA LOS LODOS.
SEDIMENTACION SECUNDARIA	LODO SECUNDARIO O BIOLÓGICO Y NATAS SOBRENADANTES	EN MUCHOS CASOS EL LODO RETIRADO DEL SISTEMA SE REALIZA DE ESTAS UNIDADES. ALGUNAS TIENEN SISTEMA PARA RETIRAR NATAS SOBRENADANTES.
INSTALACIONES DE PROCESAMIENTO DE LODO	LODO Y CENIZAS.	LAS CARACTERISTICAS Y CONTENIDO DE HUMEDAD DEL LODO Y CENIZAS DEPENDE DE LAS OPERACIONES Y PROCESOS QUE SON USADOS

LODOS DE COAGULACION Y PRECIPITACION QUIMICA

CUANDO SE AGREGAN QUIMICOS AL AGUA RESIDUAL PARA REMOCION DE FOSFORO O COAGULACION DE SOLIDOS NO SEDIMENTABLES, SE FORMAN GRANDES CANTIDADES DE PRECIPITADOS.

LA CANTIDAD DE SOLIDOS GENERADOS EN UN TRATAMIENTO QUIMICO DEPENDERA DE:

- CANTIDAD Y TIPO DE QUIMICO(S) AGREGADOS.**
- CONSTITUYENTES QUIMICOS DEL AGUA RESIDUAL.**
- EFICIENCIA DE LOS PROCESOS DE COAGULACION Y SEDIMENTACION.**

ES DIFICIL PREDECIR LA CANTIDAD DE LODO PRODUCIDO.

EN LA PRACTICA LAS PRUEBAS DE JARRAS ES UN MEDIO PARA ESTIMAR LA GENERACION DE LODOS QUIMICOS

TRATAMIENTO DE LODO

ACONDICIONAMIENTO

ES CUALQUIER TRATAMIENTO BIOLÓGICO, QUÍMICO O FÍSICO DE UN LODO PARA AUMENTAR LA REMOCIÓN DE AGUA.

FLOCULACIÓN.- ADICIÓN DE PRODUCTOS PARA DESESTABILIZAR COLOIDES POR COAGULACIÓN Y FORMAR FLOCULOS.

QUÍMICO	DOSES
CLORURO FÉRICO	20 - 63Kg/TON DE LODO SECO
CAL	150 - 550Kg/TON DE LODO SECO
POLIELECTROLITOS	0.5 - 5Kg/TON DE LODO SECO

TRATAMIENTOS TÉRMICOS.

CONGELACIÓN.- CONSISTE EN CONGELAR EL AGUA CONTENIDA EN LOS LODOS CUANDO SE INYECTA UN GAS, GENERALMENTE BUTANO.

TRATAMIENTOS CON CALOR.- SE CALIENTA EL LODO RESIDUAL HASTA TEMPERATURAS DE 180 - 240 C, A UNA PRESIÓN DE 250 A 400 PSIG POR PERÍODOS DE 15 A 40 MINUTOS. PRODUCE UNA TORTA DE LODO DE 30 A 50% DE SÓLIDOS Y DESINFECTA EL LODO.

DIGESTION AEROBIA

ES LA DEGRADACION BIOLÓGICA DE LA MATERIA ORGANICA EN PRESENCIA DE OXIGENO, OBTENIENDO COMO PRODUCTOS FINALES LODO DIGERIDO, CO_2 , AGUA Y NH_3 .

VENTAJAS

MENOS COSTOS DE CAPITAL
FACIL DE OPERAR
NO GENERA OLOR
SOBRENADANTE CON BAJA
CONCENTRACION DE
CONTAMINANTES

DESVENTAJAS

PRODUCE LODO CON POCOS
CARACTERISTICAS DE DESAGUADO
ALTOS COSTOS DE ENERGIA POR
CONSUMO DE OXIGENO

ESTABILIZACION CON CAL

ES LA ADICION DE CAL AL LODO HASTA ALCANZAR UN pH DE 12 O MAYOR DURANTE DOS HORAS

VENTAJAS

REDUCCION DE
MICROORGANISMOS
PATOGENOS
ELIMINA MALOS OLORES

DESVENTAJAS

INCREMENTA LA MASA DEL LODO
INCREMENTA COSTOS DE TRANSPORTE
Y DISPOSICION FINAL

DIGESTOR AEROBIO

PARAMETROS TIPICOS DE DISEÑO

TIEMPO DE RETENCION DE SOLIDOS:

1) PARA REDUCCION DE 40 % DE SSV.

DIAS	TEMP. DEL LIQUIDO, C.
------	-----------------------

108	4
-----	---

31	16
----	----

18	27
----	----

2) PARA REDUCCION DE 55 % DE SSV.

386	4
-----	---

109	16
-----	----

64	27
----	----

REQUERIMIENTOS DE OXIGENO:

1) 2 Kg DE O₂ / Kg DE SSV DESTRUIDOS A UNA TEMP. DE 45 C O MENOS.

2) 1.45 Kg DE O₂ /Kg DE SSV DESTRUIDOS A UNA TEMP. DE 45 C O MAYOR.

OXIGENO RESIDUAL :

1 mg/L. DE O₂ EN LAS PEORES CONDICIONES DE DISEÑO

CONCENTRACION DE SOLIDOS EN PURGA:
2 A 3.5 % DE SOLIDOS.

DIGESTORES ANAEROBIOS TERMOFILICOS

PARAMETROS TIPICOS DE DISEÑO

<u>PARAMETRO</u>	<u>BAJA TASA</u>	<u>ALTA TASA</u>
CRITERIO DE VOLUMEN (M3 / CAPITA)		
LODO PRIMARIO	0.056 - 0.084	0.036
LODO PRIMARIO MAS LODO ACT., KgSSV/M3	0.11 - 0.14	0.078-0.092
TASA DE CARGA DE SOLIDOS KgSSV/M3	0.64 - 1.6	2.4-6.4
TIEMPO DE RETENCION DE SOLIDOS, DIAS	30 - 60	10 - 20

DESHIDRATACION DE LODOS

ES UNA OPERACION MECANICA PARA REDUCIR EL AGUA PRESENTE EN EL LODO.

METODOS:

LECHOS DE SECADO.- SE USA PARA DESHIDRATAR LODOS EXTENDIENDOLO EN CAPAS DE 20 A 30 CM.

LAGUNAS DE SECADO.

USO.- DESHIDRATACION DE LODOS DIGERIDOS.

VENTAJAS: BAJO CONSUMO DE ENERGIA

NO REQUIERE QUIMICOS.

BAJOS COSTOS DE OPERACION Y MANTENIMIENTO.

DESVENTAJAS: PUEDE GENERAR OLOR.

PROBLEMAS DE VECTORES.

POSIBLE CONTAMINACION DE ACUIFEROS.

CENTRIFUGAS.- EQUIPO UTILIZADO PARA SEPARAR EL LODO BAJO LA FUERZA CENTRIFUGA

TIPOS DE CENTRIFUGAS: CAMISA MACIZA.

DE DISCOS

DE CANASTA.

TORTA DE LODOS : 20 - 30 % DE SOLIDOS TOTALES.

FILTROS DE LODO .- RETIENEN LAS PARTICULAS SOLIDAS SOBRE UN MATERIAL POROSO COMO ARENA O UNA TELA

TIPOS DE FILTROS.- FILTROS AL VACIO, FILTROS A PRESION, DE BANDAS Y DE PLATOS

ESTABILIZACION DE LODOS:

ES EL TRATAMIENTO QUE SE LE HACE AL LODO PARA HACERLO MENOS PUTRESCIBLE. DISMINUYE OLORES Y DISMINUIR LA CONCENTRACION DE MICROORGANISMOS

ESTABILIZACION BIOLÓGICA

DIGESTION ANAEROBIA.- DEGRADACION BIOLÓGICA DE SUSTANCIAS ORGANICAS EN AUSENCIA DE OXIGENO, DURANTE ESTAS REACCIONES SE LIBERA ENERGIA Y LA MAT. ORGANICA SE CONVIERTE EN METANO, CO₂ Y AGUA

VENTAJAS.- REDUCE LA MASA DEL LODO. PRODUCE METANO Y UN LODO ADECUADO PARA USO EN SUELO

DESVENTAJAS.- ALTOS COSTOS, SENSIBLE A TEMPERATURAS BAJAS Y PRODUCE UN SOBRENADANTE CON ALTA CONC. DE CONTAMINANTES

DOSIS TÍPICAS DE POLIELECTROLITO PARA FLOCULACION, UTILIZADOS
FILTROS PRENSA

TIPO DE LODO	gr. DE POLIMERO SE POR kg. DE LODO SE
PRIMARIO	2 - 4
PRIMARIO MAS FILTROS BIOLÓGICOS	1.5 - 5
PRIMARIO MAS LODO ACTIVADO (AIRE)	2 - 5
LODO ACTIVADO (AIRE)	4 - 6
LODO ACTIVADO (OXIGENO)	4 - 6
DIGERIDO AEROBICAMENTE, PRIMARIO MAS LODO ACTIVADO (AIRE)	2 - 5
DIGERIDO ANAEROBICAMENTE, PRIMARIO	1 - 3
DIGERIDO ANAEROBICAMENTE, PRIMARIO MAS LODO ACTIVADO (AIRE)	1.5 - 4.5
ECCACIV (FEB- 1993) LODO DIGERIDO AEROBICAMENTE, PRIMARIO MAS LODOS ACTIVADOS.	3.71

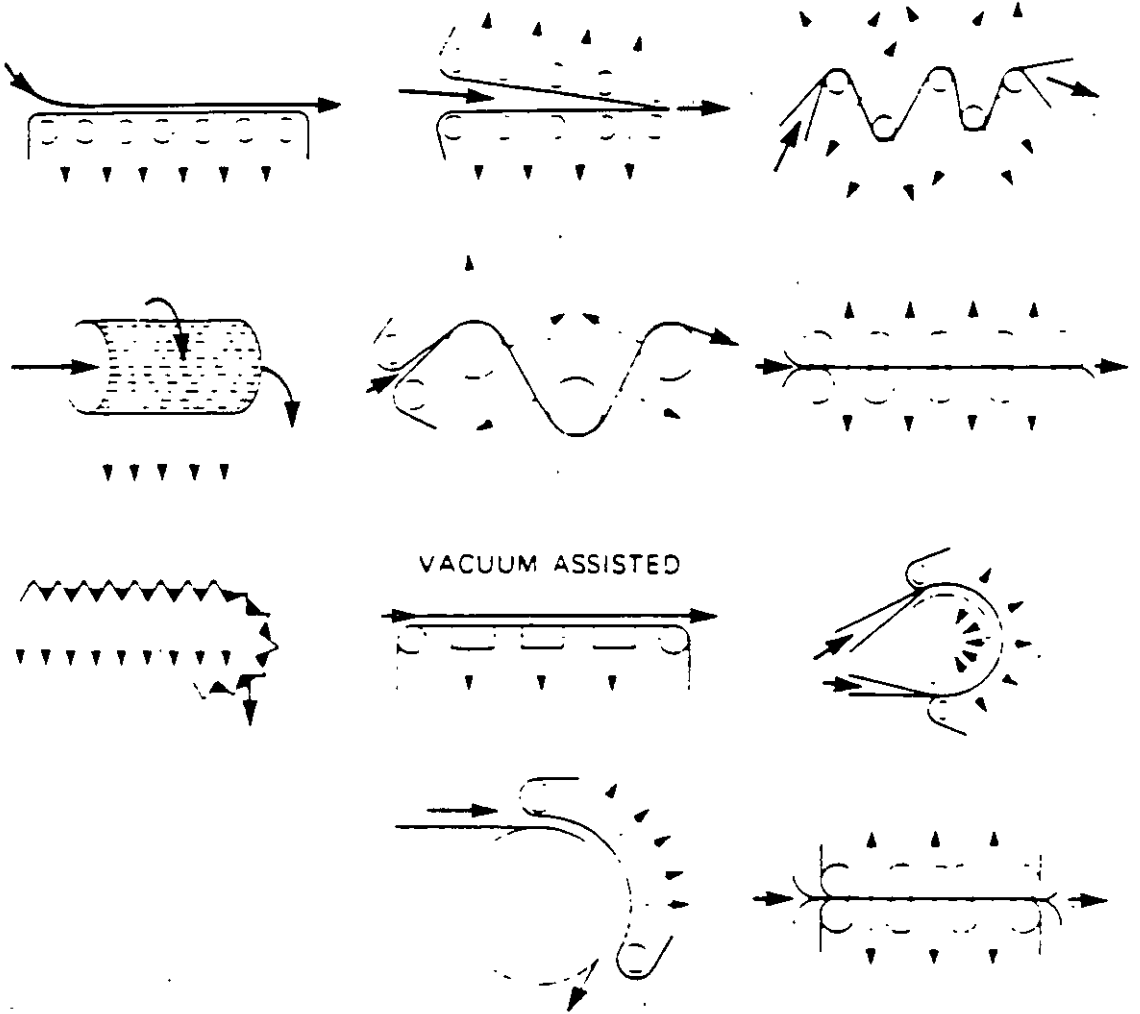
GRAVITY
DRAINAGE

COMPRESS
DEWATERING

DRYING

LOW PRESSURE
SECTION

HIGH PRESSURE
SECTION



ALTERNATIVE DESIGNS FOR OBTAINING WATER
RELEASES WITH BELT FILTER PRESSES

**OTROS METODOS: PASTEURIZACION DE LODOS, TRATAMIENTO
CON CLORO U OZONO, RAYOS ULTRAVIOLETA
E IRRADIACION DE LODOS**

SISTEMAS DE DISPOSICION

RELLENO SANITARIO:

**ES LA DISPOSICION DEL LODO EN UN AREA ESPECIFICA, CON O
SIN RESIDUOS SOLIDOS Y ENTERRADOS BAJO UNA CUBIERTA DE
SUELO**

EXISTEN 2 TIPOS DE DISPOSICION EN RELLENO:

- DISPOSICION DE LODOS EN ZANJAS O TRINCHERAS**
- CODISPOSICION, LODO-DESECHOS SOLIDOS MUNICIPALES
LODO-TIERRA**

**VENTAJAS: RAPIDA ESTABILIZACION Y CONTROL DE CONTAMINACION
AMBIENTAL**

**DESVENTAJAS: ALTOS COSTOS DE OPERACION Y MANTENIMIENTO,
ALTOS REQUERIMIENTOS DE SUELO Y GENERACION DE
LIXIVIADOS**

INCINERACION

ES EL QUEMADO DE LOS SOLIDOS VOLATILES DE LOS LODOS EN PRESENCIA DE OXIGENO.

VENTAJAS

**80% DE REDUCCION DE LODO
REDUCCION TOTAL DE
MICROORGANISMOS PATOGENOS
OXIDACION DE COMPUESTOS
ORGANICOS**

DESVENTAJAS

**ALTOS COSTOS DE OPERACION
Y MANTENIMIENTO
CONTAMINACION ATMOSFERICA SI
NO HAY CONTROL DE EMISIONES
DISPOSICION DE CENIZAS**

DISPOSICION AL SUELO

**ES LA DISPOSICION DEL LODO SOBRE O DEBAJO DE LA SUPERFICIE DEL SUELO.
EL LODO SE UTILIZA COMO FERTILIZANTE O ACONDICIONADOR DE SUELOS.**

FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE COMPOSTEO

HUMEDAD 10 - 60 %

TEMPERATURA: RANGO TERMOFILICO 40 - 60 C.

POTENCIAL HIDROGENO 6 - 8

NUTRIENTES: C/N DE 20:1 Y 40:1

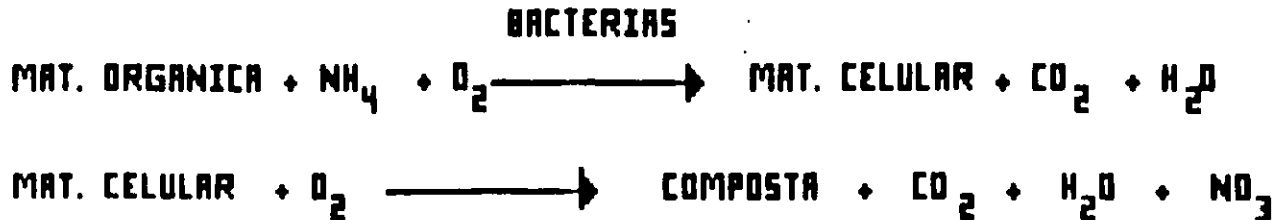
OXIGENO: 5 a 15 % EN VOLUMEN.

SISTEMA DE COMPOSTEO

ESTABILIZACION BIOLÓGICA DE LA MATERIA ORGÁNICA BAJO CONDICIONES CONTROLADAS

REACCIONES:

FASE 1



MATERIALES ACONDICIONADORES:

PROPORCIONAN ESTRUCTURA, TEXTURA Y POROSIDAD AL LODO

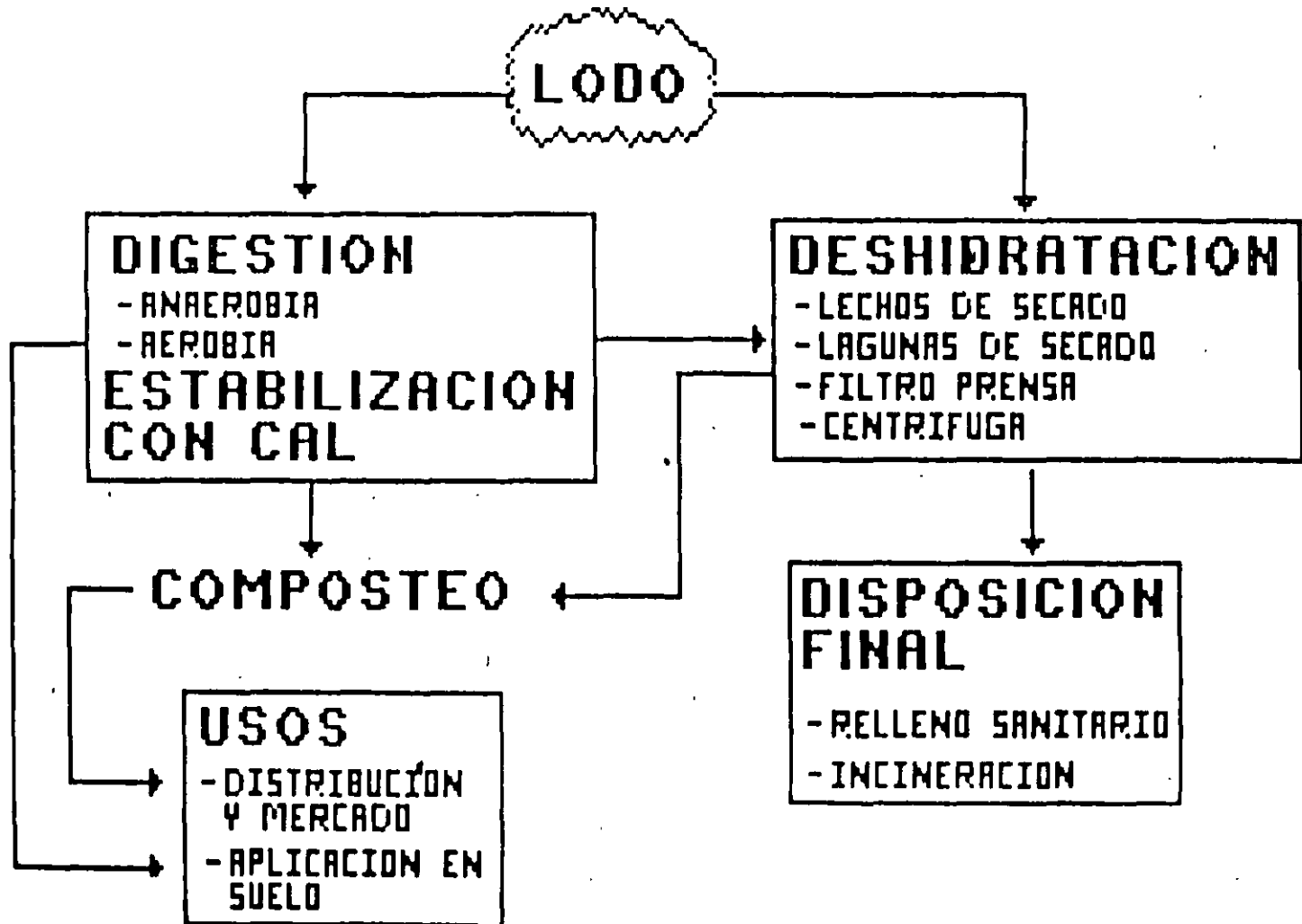
PROCESO DE COMPOSTEO:

LA SECUENCIA DE OPERACIONES DEL PROCESO ES LA SIGUIENTE:

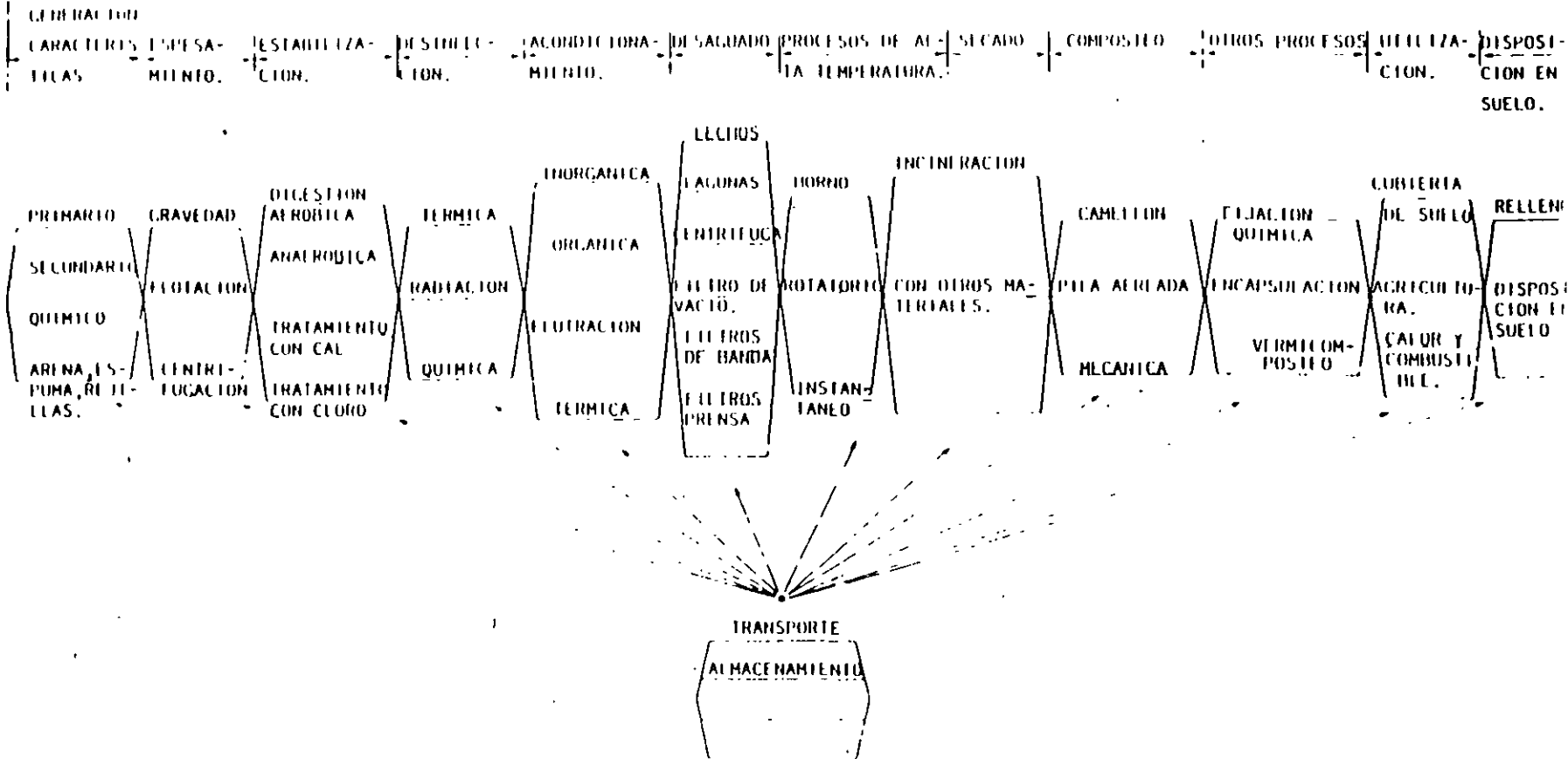
CONTROL AGROSANITARIO PARA
EL USO DE LA COMPOSTA

U S O S	SEGURIDAD DE LA COMPOSTA
AGRICOLA	- SIN RIESGO PARA LA CADE ALIMENTICIA. SE DOSIFICA SEGUN EL TI DE CULTIVO Y SUELO.
VIVEROS	- SEGURIDAD SANITARIA PA PRODUCTORES. LA COMPOSTA SE MEZCLA C SUSTRATOS ORGANICOS.
CASERO	- SIN RIESGO PARA USUARIO PRINCIPALMENTE NIÑOS.
SILVICOLA Y EN RECUPERACION DE SUELOS EROSIONADOS	- APLICACION INTENSIVA, PELIGRO DE CONTAMINAR ECOSISTEMAS NATURALES. SE CONTROLA EL NUMERO APLICACIONES.

ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO Y DISPOSICION FINAL DE LODOS RESIDUALES



CONSIDERACIONES GENERALES - PLANTAMIENTO

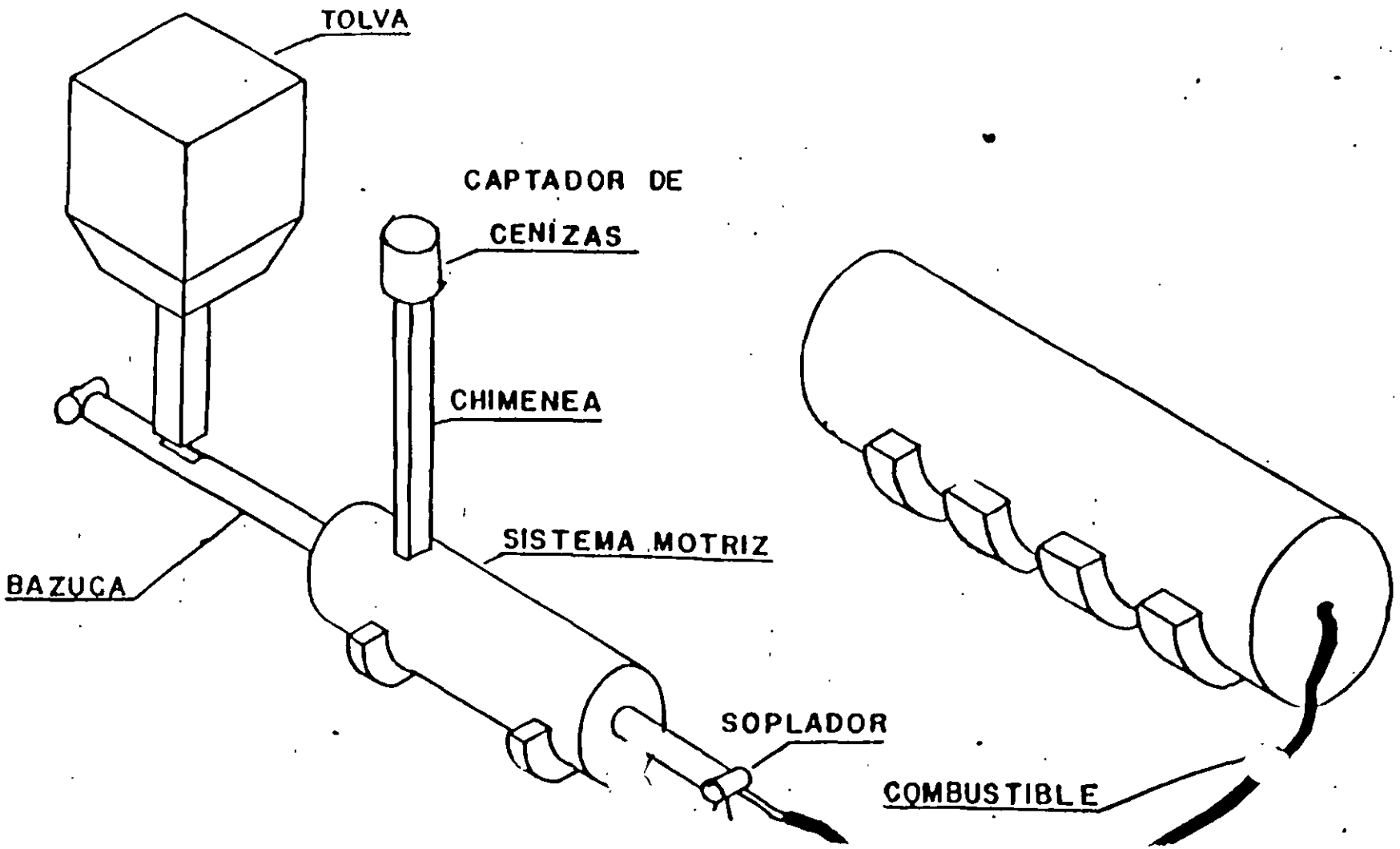


CLASIFICACION DE OPCIONES PARA EL TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE LOROS.



empresa :
control de
contaminación del
agua en la zona de
CIVAC

SISTEMA DE INCINERACION DE LODOS RESIDUALES



E C C A C I V

CARACTERISTICAS DEL INCINERADOR

TIPO	ROTATORIO A CONTRA CORRIENTE
CAPACIDAD MAXIMA	40 M3 DE LODO/DIA AL 20 % DE SOLIDOS
CONSUMO DE COMBUSTIBLE, DIESEL	40 L / HORA
TEMPERATURA DE COMBUSTION	1000 GRADOS C.
CENIZAS	3 A. 5 %
TIEMPO DE RETENCION	25 A 75 MIN..
PERSONAL REQUERIDO PARA OPERACION POR TURNO	1 OPERADOR 1 AYUDANTE
COSTO DE TRATAMIENTO	\$ 500 MILLONES/AÑO
CONTROL DE EMISIONES	EN ESTUDIO

E C C A C I V
DISPOSICION ACTUAL DE LODOS (1993)

CARACTERISTICAS DEL RELLENO SANITARIO

UBICACION : TETLAMA, TEMIXCO, MORELOS

SUELO : CALIZO

TIPO DE RELLENO: TRINCHERAS 1^m x 150 M.

AREA TOTAL: 7,500 METROS CUADRADOS

MAQUINARIA:

1 TRASCAVO

1 TRACTOR

2 CAMIONES DE VOLTEO

MATERIAL ACONDICIONADOR Y DE CUBIERTA:

TIERRA DE LA MISMA AREA DEL RELLENO

PROPORCION DE MEZCLADO:

2 DE MATERIAL : 1 DE LODO

COSTO DE TRANSPORTE Y DISPOSICION FINAL:

NS 900,000 / AÑO

E C C A C I V

COSTOS DE MANEJO Y DISPOSICION DE LODO

1.- POLIMERO (CATIONICO).....	N\$ 468,000
2.- REFACCIONES DE FILTRO PRENSA.....	144,000
3.- MANTENIMIENTO EQUIPO DEL AREA...	12,000
4.- TRANSPORTE Y DISPOSICION FINAL A RELLENO SANITARIO (30 Km).....	900,000
T O T A L A N U A L	N\$ 1'524,000

VOLUMEN DE LODO DISPUESTO EN RELLENO SANITARIO

- 18 M³ /DIA. 3,600 KG / DIA.
- 4,680 M³ / AÑO 936,000 KG / AÑO.
- CONCENTRACION DE SOLIDOS 20 %.

DOSIS APROXIMADA DE POLIMERO.

- 130 A 250 mg/l. DE LODO BASE HUMEDA AL 3.5 %
- 3.7 A 7.14 gr/kg DE LODO BASE SECA.

COSTO POR kg. DE LODO (BASE SECA) DISPUESTO EN RELLENO SANITARIO.

N\$ 1.635

SISTEMA ESTABILIZACION Y DESHIDRATADO DEL LODO GENERADO EN ECCACIV

ESTABILIZACION:

DIGESTOR DE LODOS

TIPO AEROBIO.

TIEMPO DE RETENCION 5 DIAS

SOLIDOS TOTALES 4 %.

DESHIDRATACION:

FLOCULACION

POLIMERO CATIONICO (ACRILAMIDA)

DOSIS DE 130 A 250 mg/l.

SISTEMA DE FILTRO PRENSA DE DOBLE BANDA (BELT PRESS).

SOLIDOS TOTALES DE 18 A 22 %.

PRODUCCION DE 20 TON/DIA.

OPERACION Y MANTENIMIENTO PARA LA DESHIDRATACION DEL LODO

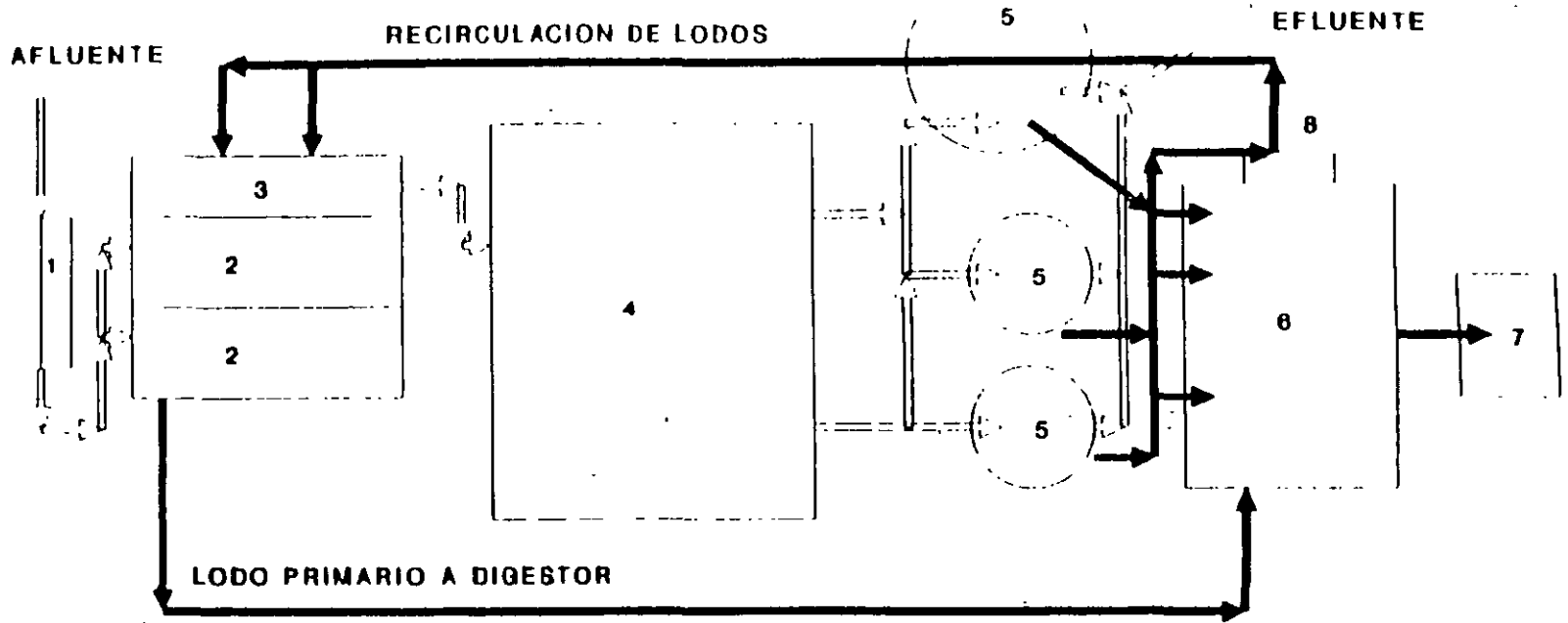
PERSONAL

1 OPERADOR Y 1 AYUDANTE / TURNO.

COSTO

N\$ 630,000 / AÑO.

ECCACIV



- 1 PRETRATAMIENTO
- 2 SEDIMENTACION PRIMARIA
- 3 TANQUE DE REGULACION
- 4 AERADOR
- 5 SEDIMENTACION SECUNDARIA
- 6 DIGESTOR AEROBIO DE LODOS
- 7 DESAGUADO DE LODOS
- 8 CARGAMO DE RECIRCULACION DE LODOS

- > LINEA DE AGUA Y LICOR MEZCLADO
- > LINEA DE LODOS

DIAGRAMA DE FLUJO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO

unpaved area, 2 to 3 feet (0.6 to 1 m) wide is placed along either side or down the middle for drainage. Paved drying beds can be built with or without a roof.

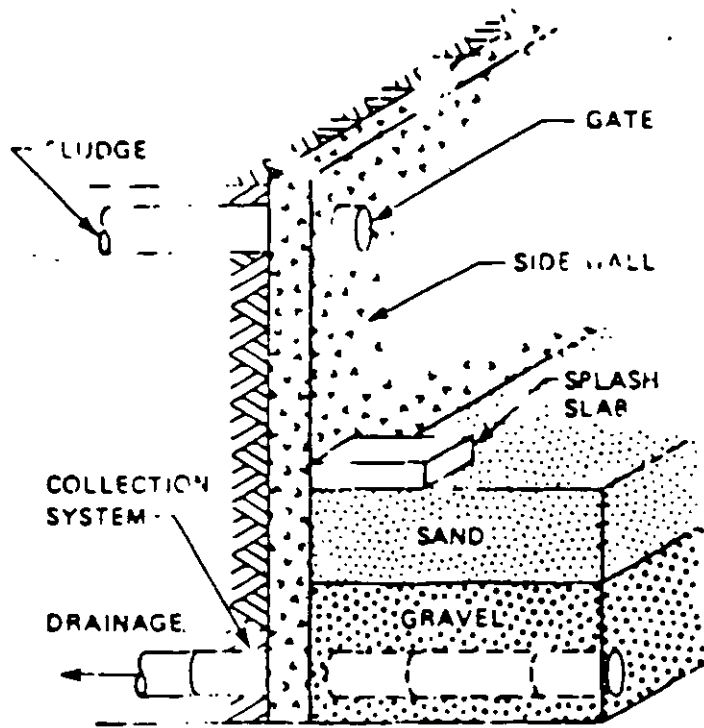


FIGURE 9-2

TYPICAL SAND DRYING BED CONSTRUCTION (18)

For a given amount of sludge, paved drying beds require more area than sand beds. Their main advantages are that front-end loaders can be used for sludge removal and reduced bed maintenance (21). Figure 9-3 shows typical paved drying bed construction.

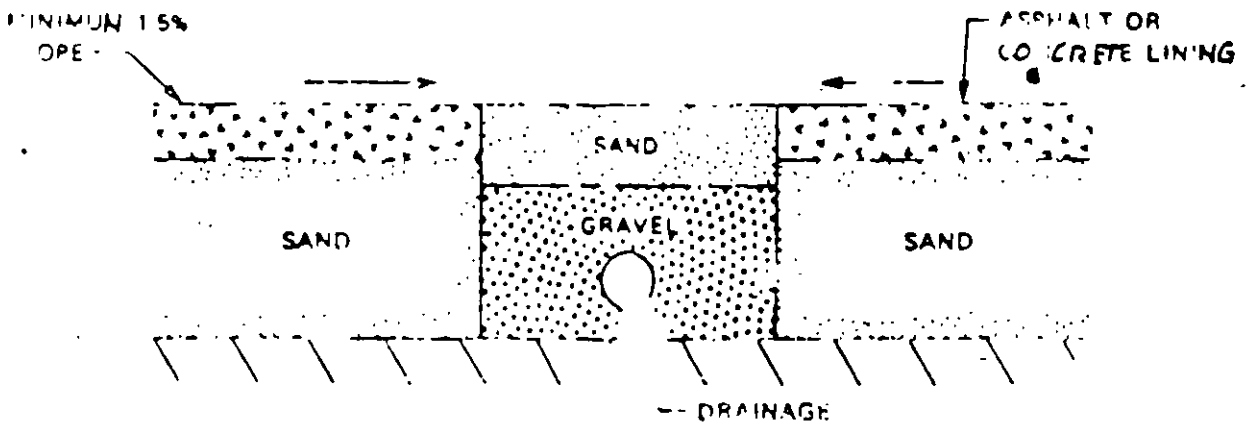
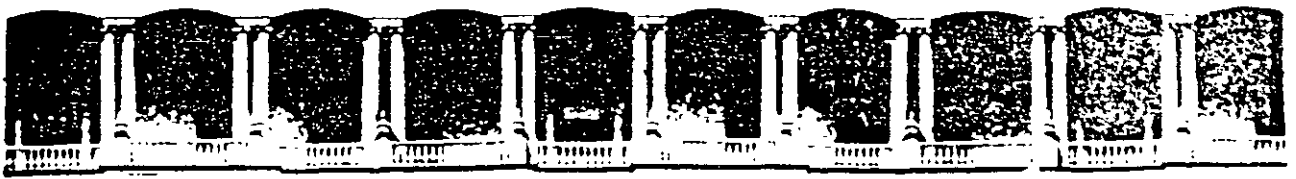


FIGURE 9-3

TYPICAL PAVED DRYING BED CONSTRUCTION

VENTAJAS Y DESVENTAJAS EN EL USO DE LECHOS SECADO

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<p>CUANDO HAY TERRENO DISPONIBLE EL COSTO DE CAPITAL ES BAJO</p> <p>MINIMO DE OPERACION.</p> <p>NO REQUIERE PERSONAL CALIFICADO</p> <p>BAJO CONSUMO DE ENERGIA</p> <p>POCO SENSIBLE A VARIACIONES EN LA CALIDAD DEL LODO</p> <p>NO REQUIERE EQUIPO MECANICO</p> <p>NO REQUIERE DE QUIMICOS</p> <p>ALTO CONTENIDO DE SOLIDOS EN LA TORTA DE LODOS</p>	<p>REQUIERE MAS TERRENO QUE LOS DEMAS METODOS MECANICOS.</p> <p>FALTA DE BASES PARA UN DISEÑO DE INGENIERIA ADECUADO.</p> <p>PARA EVITAR OLORES REQUIERE LODO ESTABILIZADO.</p> <p>AFECTADO POR CONDICIONES CLIMATOLOGICAS.</p> <p>PARA LA REMOCION DEL LODO REQUIERE DE LABOR INTENSIVA.</p>



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

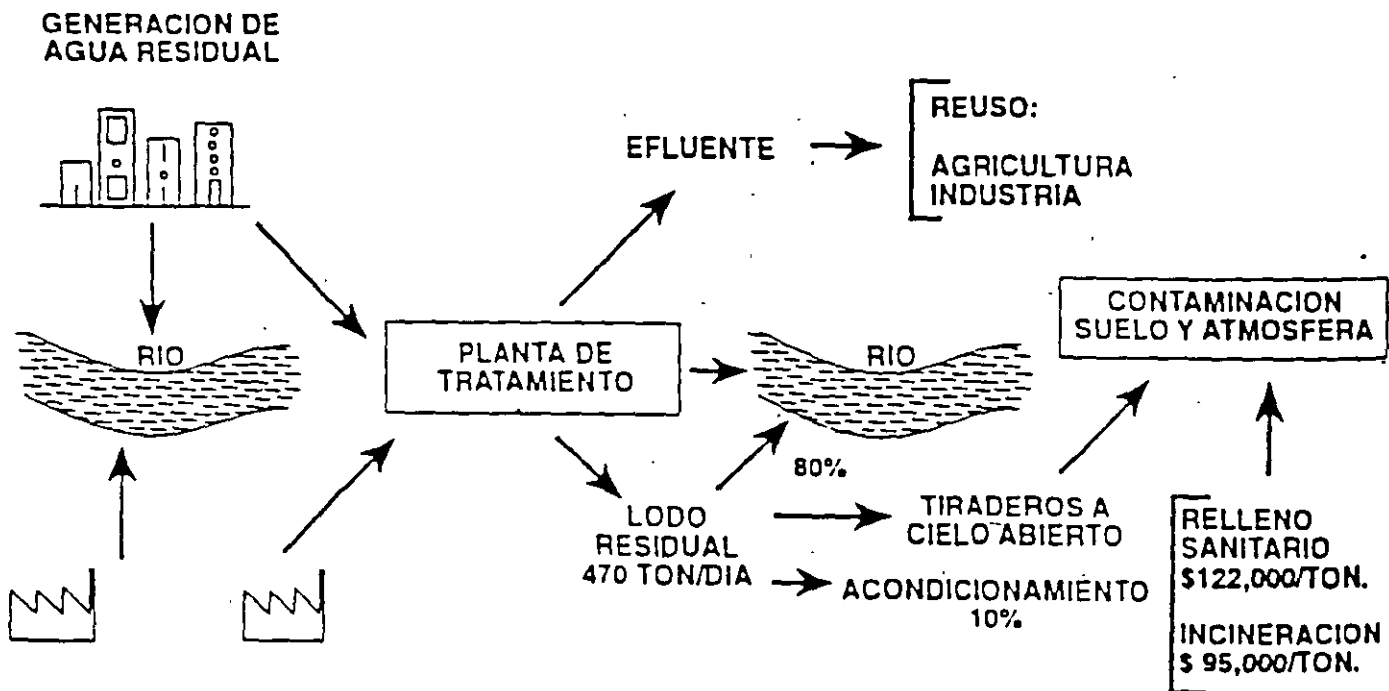
**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

LINEA Y GESTIÓN DE LODOS RESIDUALES

M. en I. JOSÉ LUIS TORRESCANO

SITUACION ACTUAL DE TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE LODOS RESIDUALES



CARACTERÍSTICAS DE RESIDUOS GENERADOS EN DIFERENTES OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS

Identificación	Unidad de tratamiento	Características
a	A; Rejillas	Basura, generalmente se dispone en relleno sanitario, $20.0 \times 10^{-3} \text{ m}^3/10^3 \text{ m}^3$
b	B; Desarenador	Sólidos inorgánicos pesados, $30 \times 10^{-3} \text{ m}^3/10^3 \text{ m}^3$
c	C; Lodo primario	Lodo viscoso, olor desagradable, $150 - 250 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 3.0 - 4.5 por ciento.
c'	C; Espuma y natas	Material flotante, grasas y aceites, 8 g/m^3
d	D,F; Lodo biológico (lodos activados)	$50 - 90 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 0.3 - 1.0 por ciento.
e	E,F; Lodo biológico (filtros biológicos)	$40 - 60 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 3 por ciento.
f	H,F, Lodo de precipitación química.	Lodo viscoso o gelatinoso, $80 - 300 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 3 - 4 por ciento.
g	H,D o F,F; Lodo químico-biológico	Generación $100 - 150 \text{ g/m}^3$ a 0.8 por ciento de L.A. y $50 - 80 \text{ g/m}^3$ de F.B.
h	I1,F; Lodo de precipitación con cal una etapa	Lodo viscoso o gelatinoso, generación $500 - 600 \text{ g/m}^3$. Contenido de sólidos 2 - 5 por ciento.
i	I1,D o E,F Lodo biológico con cal.	Generación $200 - 300 \text{ g/m}^3$ al 1 por ciento de L.A. y $150 - 200 \text{ g/m}^3$ al 3 por ciento de F.B.
j	I2,F1,F2 Lodo de cal dos etapas.	Lodo viscoso y gelatinoso, generación 900 g/m^3 al 4 - 5 por ciento.
k	J1,F; Nitrificación una etapa.	Generación de lodo $70 - 100 \text{ g/m}^3$ al 0.8 por ciento de L.A. y $40 - 70 \text{ g/m}^3$ al 3 por ciento de F.B.

CARACTERÍSTICAS DE RESIDUOS GENERADOS EN DIFERENTES OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS

Identificación	Unidad de tratamiento	Características
l	J2,F; Nitrificación etapas separadas	Generación de sólidos 10 -12 g/m ³ contenido de sólidos 0.8 - 3 por ciento.
m	K,F; Denitrificación etapas separadas	Generación de sólidos 40 - 20 g/m ³ contenido de sólidos 0.8 - 2 por ciento.
n	O; Retrolavado del filtrado.	Generalmente este líquido, con sólidos suspendidos, se retorna al principio de la planta.
o	P; Retrolavado de carbón activado.	Generalmente este líquido, con sólidos suspendidos, se retorna al principio de la planta.
p	Q; Salmuera del sistema de osmosis inversa.	Sales disueltas, requiere tratamiento y disposición especial.
q	R; Salmuera del sistema de electrodiálisis.	Sales disueltas, requiere tratamiento y disposición especial.

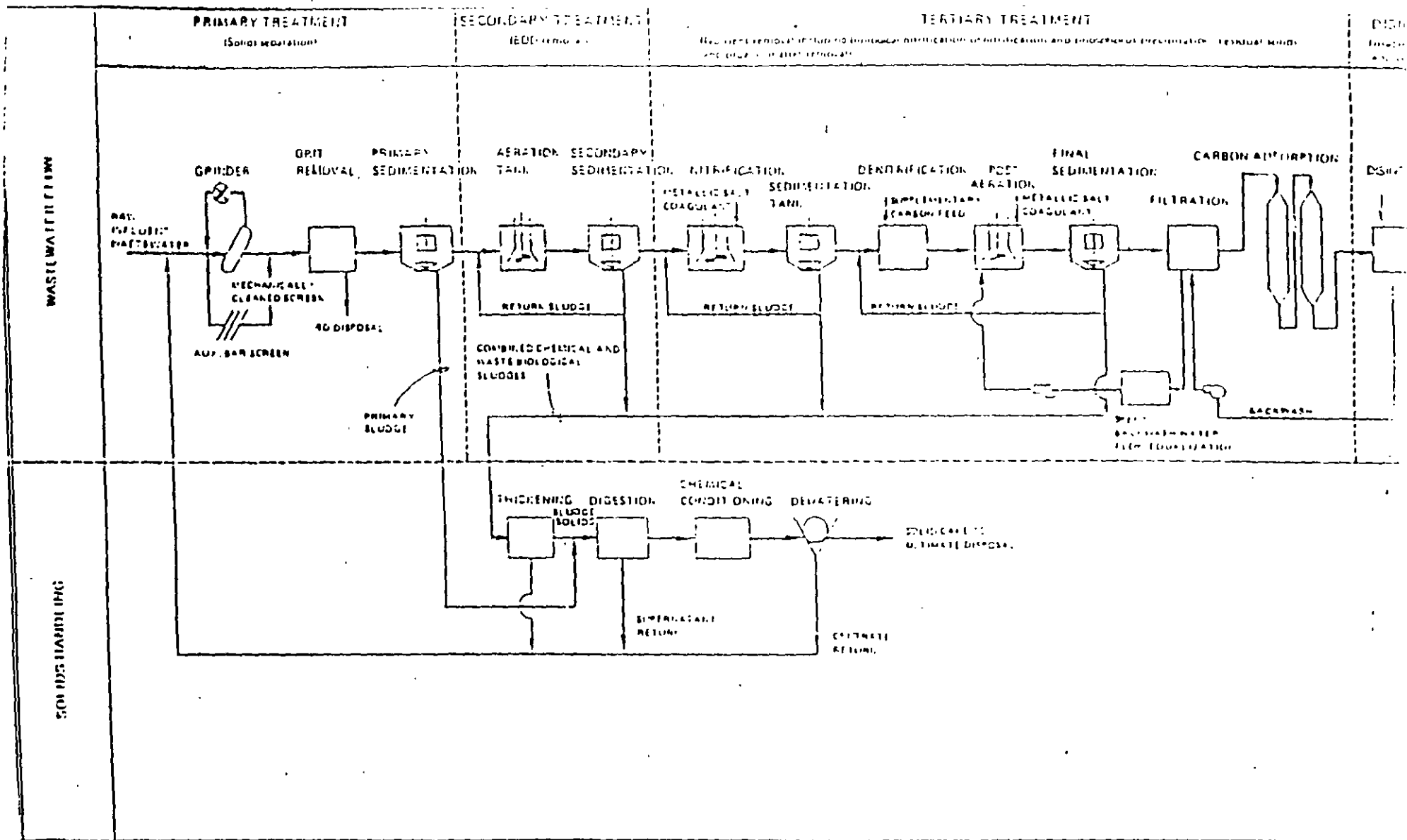


FIGURE 2-1. Typical schematic flow and process diagram.

COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LODOS CRUDOS Y DIGERIDOS

CONSTITUYENTE	LODO PRIMARIO	RESIDUO DE LODO ACTIVADO	LODO DIGERIDO
pH	5.0 - 6.5	6.5 - 7.5	6.5 - 7.5
sólidos totales, por ciento en peso.	3 - 8	0.5 - 1.0	5.0 - 10.0
Sólidos totales volátiles, % en peso	60 - 90	60 - 80	30 - 60
Gravedad específica de partículas de sólidos.	1.3 - 1.5	1.2 - 1.4	1.3 - 1.6
Gravedad específica total.	1.02 - 1.03	1.0 - 1.005	1.03 - 1.04
DBO ₅ /STV	0.5 - 1.1	-	-
DQO/STV	1.2 - 1.6	2.0 - 3.0	-
Alcalinidad, mg/l como CaCO ₃ .	500 - 1500	200 - 500	2,500 - 3,500
Celulosa, % de peso seco.	8 - 15	5 - 10	8 - 15
Carbón, % en peso	3 - 7	-	-
Grasa y aceite, % en peso	6 - 35	5 - 12	5 - 20
Proteínas, % en peso	20 - 30	32 - 41	15 - 20
Nitrogeno N, % en peso	1.5 - 4.0	2.5 - 7.0	1.6 - 6.0
Fosforo P, % en peso	0.8 - 2.8	2.0 - 7.0	1.4 - 4.0
Potasio, % en peso	0.1 - 1.0	0.2 - 0.5	0.1 - 3.0
Valor calorífico, kJ/kg	15,000 - 24,000	12,000 - 16,000	6,000 - 14,000
Cadmio, mg/kg	16	-	76
Cromo, mg/kg	110	-	160
Cobre, mg/kg	200	-	340
Plomo, mg/kg	500	-	-
Niquel, mg/kg	46	-	63
Zinc, mg/l	620	-	930
Hexaclorobenceno, mg/kg	0.4	0.8	
Lindano, mg/kg	0.6	1.0	
Clordano	2.6	4.4	

1 kJ/kg = 0.43 Btu/lb

REF - U.S. Environmental Protection Agency, *Process Design Manual, Sludge Treatment and Disposal*, USEPA, Technology Transfer, EPA-625/1-79-011, September 1979.

- U.S. Environmental Protection Agency, *Process Design Manual Municipal Sludge Landfills*, Environmental Research Information Center, Technology Transfer, Office of Solid Waste, EPA-625/1-78-010, SW705, October 1978

ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LADOS RESIDUALES

GENERALIDADES: SUBPRODUCTO DEL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL
CANTIDAD DE AGUA DE 93-99.5%

GENERACIÓN Y CARACTERÍSTICAS

LODO PRIMARIO: - GENERADO POR SEDIMENTACIÓN
- CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS DE 3-7%
- PRODUCCIÓN DE 100-300 mg/l

ESTIMACIÓN: SST * EFICIENCIA DEL SEDIMENTADOR PRIMARIO

LODO SECUNDARIO (PROCESO BIOLÓGICO)

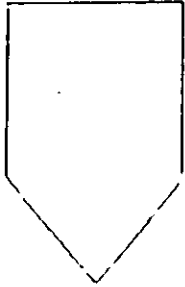
CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS DE 0.5 A 2%

PRODUCCIÓN: LODOS ACTIVADOS, FILTROS BIOLÓGICOS, BIODISCOS
SISTEMAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIOS

LODO TERCIARIO: SISTEMAS AVANZADOS COMO PRECIPITACIÓN
QUÍMICA, FILTRACIÓN, ETC., SU PRODUCCIÓN
DEPENDE DEL REACTIVO UTILIZADO Y DE LA
VELOCIDAD DE ADICIÓN.

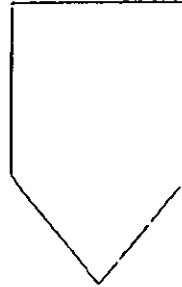
TIPO DE LODOS GENERADOS.

LODO PRIMARIO



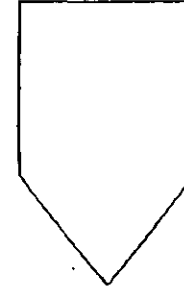
3 - 7 % DE SÓLIDOS
FÁCIL DE DESAGUAR

LODO SECUNDARIO



0.5 - 2 % DE SÓLIDOS
GENERADO EN TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS.
- EN SUSPENSIÓN
- DE PELÍCULA FIJA
AEROBIOS Y ANAEROBIOS

LODO TERCIARIO



GENERADO POR TRATAMIENTO AVANZADO
- PRECIPITACIÓN QUÍMICA
- FILTRACIÓN:

CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

COLOR DE PARDO A GRIS Y OLOR DESAGRADABLE

CONTENIDO DE MATERIA SECA. PESO DEL LODOS DESPUÉS DE SU CALENTAMIENTO A 105°C A PESO CONSTANTE

CONTENIDO DE MATERIA VOLÁTIL. MEDIDA INDIRECTA DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA. SE DETERMINA POR DIFERENCIA DEL PESO DEL LODO SECO A 150°C Y 550°C.

CONTENIDO DE AGUA INTERSTICIAL

- AGUA LIBRE. LA QUE SE ELIMINA FÁCILMENTE POR FILTRACIÓN Y DECANTACION
- AGUA LIGADA. ES LA CONTENIDA EN MOLÉCULAS QUÍMICAS COLOIDES Y CÉLULAS DE MATERIA ORGÁNICA.

CARGA ESPECÍFICA. PERMITE MEDIR LA CAPACIDAD DE SEDIMENTACIÓN DEL LODO EN KG/M²/D.

RESISTENCIA ESPECIFICA. CAPACIDAD DE FILTRACIÓN DEL LODO BAJO UNA PRESIÓN DADA. M/KG.

COMPRESIBILIDAD. PERMITE CONOCER LA SEQUEDAD LIMITE DEL LODO

PODER CALORÍFICO. CAPACIDAD DE COMBUSTIÓN DEL LODO.

**PRINCIPALES PATOGENOS PRESENTES EN EL AGUA Y
LODO RESIDUAL**

PATOGENO	ENFERMEDAD/SINTOMAS
Bacterias:	
<i>Salmonella</i> spp.	Salmonelosis; fiebre tifoidea
<i>Shigella</i> spp.	Disentería bacilar
<i>Yersinia</i> spp.	Gastroenteritis aguda
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis
Virus:	
Polivirus	Poliomelitis
Coxsackievirus	Meningitis, neumonía, hepatitis, fiebre y escalofríos
Echovirus	Meningitis, parálisis, encefalitis, fiebre, escalofríos, diarrea
Virus de Hepatitis A	Hepatitis
Rotavirus	Gastroenteritis aguda con diarrea severa
Agentes Norwalk	Gastroenteritis contagiosa con diarrea severa
Reovirus	Infecciones respiratorias, gastroenteritis
Protozoarios:	
<i>Cryptosporidium</i> , sp	Gastroenteritis
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria amibiana (Enteritis aguda)
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis (incluyendo diarrea, calambres abdominales, pérdida de peso)
<i>Balantidium coli</i>	Diarrea y disentería
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmosis
Helmintos:	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Disturbios digestivos y nutricionales, dolores abdominales, vómito
<i>Ascaris suum</i>	Puede producir síntomas tales como tos, dolor de pecho y fiebre
<i>Trichuris trichiura</i>	Dolor abdominal, diarrea, anemia, pérdida de peso
<i>Toxocara canis</i>	Fiebre, dolor abdominal, dolor muscular, síntomas neurológicos
<i>Taenia saginata</i>	Nerviosismo; insomnio, anorexia, dolor abdominal, disturbios digestivos
<i>Taenia solium</i>	Nerviosismo, insomnio, anorexia, dolor abdominal, disturbios digestivos
<i>Necator americanus</i>	Anquilostomiasis
<i>Hymenolepis nana</i>	Teniasis

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

MATERIA ORGÁNICA NATURAL. DE ORIGEN ANIMAL O VEGETAL
GRASAS, ACEITES, FIBRAS, ALMIDONES

MATERIA ORGÁNICA SINTÉTICA. PRODUCIDA EN LA SÍNTESIS DE
COMPUESTOS ORGÁNICOS.
DETERGENTES, MEDICAMENTOS,
PLÁSTICOS, PINTURAS, ETC.

ELEMENTOS NUTRIENTES. NITRÓGENO, FÓSFORO, POTASIO
IMPORTANTES PARA LA UTILIZACIÓN DEL
LODO COMO ABONO O ACONDICIONADOR
DE SUELO

METALES PESADOS. SU PRESENCIA DEBE CONTROLARSE YA QUE
PUEDEN ACUMULARSE EN LOS TEJIDOS
DE PLANTAS Y ANIMALES Y REPRESENTAN
UN RIESGO A LA SALUD. -

COMPUESTOS TÓXICOS ORGÁNICOS

SUSTANCIAS CONSIDERADAS PRIORITARIAS
POR SU POTENCIAL TÓXICO TANTO A LA
VIDA ACUÁTICA, COMO A LA SALUD HUMANA
(MUTAGÉNICAS, CARCINOGENICAS,
TERATOGENICAS)

COMPUESTOS ALIFÁTICOS CLORADOS

COMPUESTOS AROMÁTICOS CLORADOS

COMPUESTOS AROMÁTICOS POLINUCLEARES

PLAGUICIDAS

DIFENILOS POLICLORADOS

TRATAMIENTO DE LODOS RESIDUALES

LA CARACTERIZACIÓN FÍSICA, QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL LODO ES FUNDAMENTAL PARA SELECCIONAR EL SISTEMA DE TRATAMIENTO ADECUADO Y CUMPLIR CON LOS REQUISITOS DE LA LEGISLACIÓN

SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA APROPIADA

PARA LODOS, GENERALMENTE DE ORIGEN INDUSTRIAL, LA SELECCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN ADECUADO, PUEDE SER DIFÍCIL. SIN EMBARGO, VARIAS CONSIDERACIONES DEBEN HACERSE PARA ESCOGER LA MEJOR ESTRATEGIA.

EVALUACIONES EXPERIMENTALES

REQUERIMIENTOS DE LA LEGISLACIÓN

COMPARACIONES ECONÓMICAS

CARACTERIZACIÓN DE LODOS RESIDUALES

Características	Parámetros controlados por normas	Procesos físicos	Procesos químicos	Procesos biológicos	Procesos térmicos	Relleño sanitario	Técnicas de análisis
Producción de lodos		X	X	X	X	X	
Sólidos		X	X	X	X	X	MET. 25-40 ¹
Sólidos volátiles	X	X	X	X	X		" "
Densidad		X	X	X	X	X	
Viscosidad/consistencia		X	X	X	X		
Tamaño de partículas		X	X		X		
pH	X	X	X	X	X		
Alcalinidad/acidez		X	X	X	X		MET. 23-20, 23-10 ¹
Capacidad calorífica					X	X	Zanon ² ASIM 02015-66 ³
Resistencia específica		X					Embudo Buchner ⁴
Explosividad	X				X		
Grasas y aceites		X	X	X			MET. 5520 ¹
Contenido de halógenos (Cl, F, Br, I)			X		X		
Nitrógeno			X	X	X		351.2 ⁵
Fósforo				X			365.2 ⁵
Sulfatos				X	X		4500 EM ¹
Metales alcalinos					X		MET. 3050 ⁶
Metales pesados	X			X	X		335.2 ⁵
Cianuros	X						4500 ¹
Sulfuros	X			X	X		624 ^{7,8}
Orgánicos - volátiles y semivolátiles - Pest. organo-clorados y BPC	X		X	X	X		624 ^{7,8} 609.6 1618
Punto de ignición	X	X					
Compuestos EP ⁹	X		X				

⁹Compuestos analizados con D Procedimiento de extracción para determinar toxicidad de acuerdo a la NTE-CNP-002-88

MATRIZ DE SELECCION DE TECNOLOGIAS

PROCESO	TIPO DE LOOO					
	General	Metales inorgánicos	Metales pesados	Orgánicos halogenados	Orgánicos no halogenados	BPC's
Espesamiento por gravedad	X	X				
Espesamiento por flotación						
Centrifugado	X	X				
Espesamiento por gravedad + buxias	X	X				
Filtro al vacío	X	X				
Filtro de barbas	X	X				
Lecho de secado	X	X				
Evaporadores/desecadores	X	X				
Acondicionamiento	X	X	X			
Neutroalización		X	X			
Extracción				X	X	X
Oxidación/reducción		X	X			
Estabilización/solidificación		X	X			
Decloración				X		X
Digestión aerobia					X	
Digestión anaerobia					X	X
Composteo				X	X	
Relleño sanitario				X	X	
Incineración				X	X	X
Vitrificación		X	X	X	X	X
Oxidación con aire húmedo				X	X	X
Crystallización por enfriamiento	X	X				

ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS

PROCESOS FÍSICOS.

REDUCEN EL VOLUMEN Y PESO DEL LODO, POR MEDIO DE LA REMOCIÓN DE AGUA LIBRE O LIGADA.

PROCESOS QUÍMICOS.

EN ESTOS PROCESOS SE ADICIONAN REACTIVOS QUÍMICOS AL LODO Y POR MEDIO DE REACCIONES SE REALIZAN LAS MODIFICACIONES DESEADAS A LAS PROPIEDADES DEL LODO.

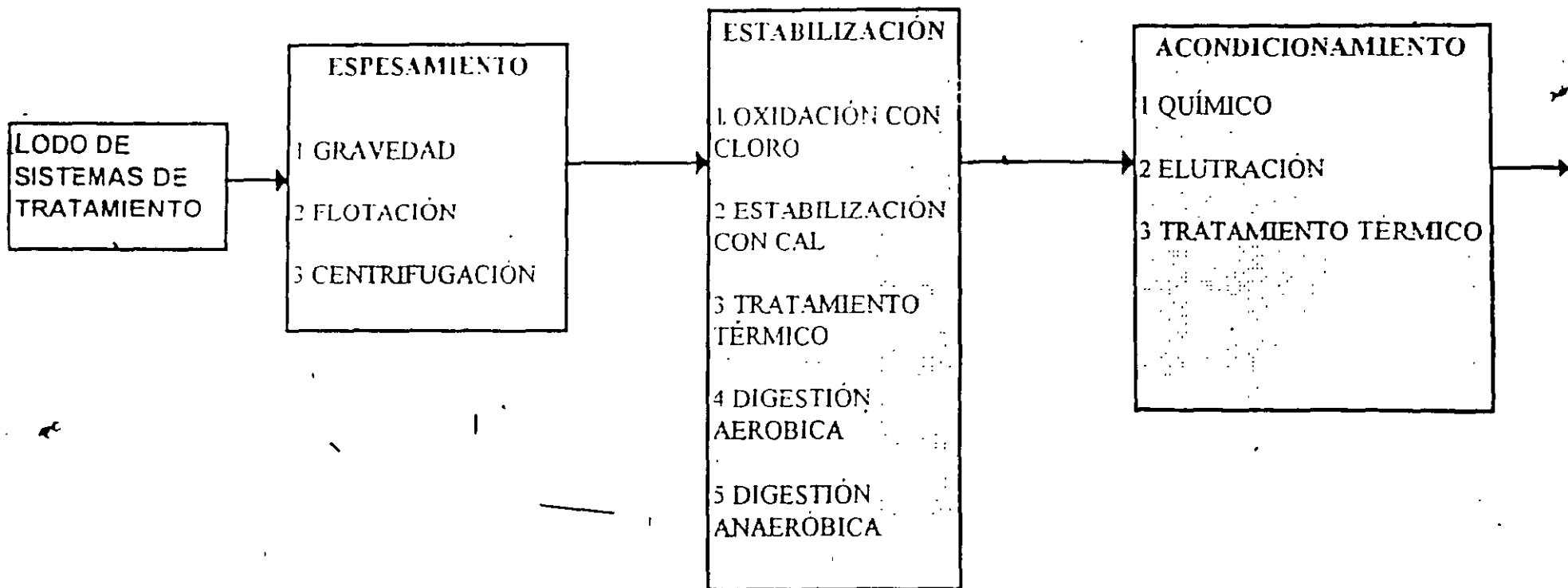
PROCESOS BIOLÓGICOS.

OXIDAN LA MATERIA ORGÁNICA POR MEDIO DE REACCIONES BIOQUÍMICAS.

PROCESOS TÉRMICOS.

SE APLICA ENERGÍA PARA DESHIDRATAR, DESTRUIR O REDUCIR LA TOXICIDAD DE LOS LODOS.

ALTERNATIVAS DE OPERACIONES Y PROCESOS PARA TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS



PROCESOS FÍSICOS

REDUCEN EL VOLUMEN Y PESO DEL LODO. GENERALMENTE REQUIEREN DE UN ACONDICIONAMIENTO QUÍMICO PARA FACILITAR EL PROCESO DE DESHIDRATACIÓN.

LA DESHIDRATACIÓN DE LODOS PUEDE REALIZARSE EN DOS ETAPAS:

ESPESAMIENTO DEL LODO. INCREMENTA LA CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS A UN 5 - 10%.

DESHIDRATACIÓN. ESTA SEGUNDA ETAPA SE REALIZA POR MEDIO DE EQUIPO MECÁNICO, SE PUEDEN OBTENER LODOS ENTRE 10-60% DE SÓLIDOS.

EQUIPO UTILIZADO:

ESPESADOR POR GRAVEDAD

CONSISTE EN UN TANQUE CON UN MECANISMO ROTATORIO DE BAJA VELOCIDAD QUE AL HACER CONTACTO CON LAS PARTÍCULAS DEL LODO INCREMENTA LA SEDIMENTACIÓN Y COMPACTACIÓN. SE OBTIENE UNA SOLUCIÓN CONCENTRADA DE LODO EN EL FONDO DEL TANQUE Y UN SOBRENADANTE QUE SE REGRESA A LA PLANTA DE TRATAMIENTO

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL ESPESADOR POR GRAVEDAD

VENTAJAS

MAYOR CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE LODOS

OPERACIÓN SENCILLA

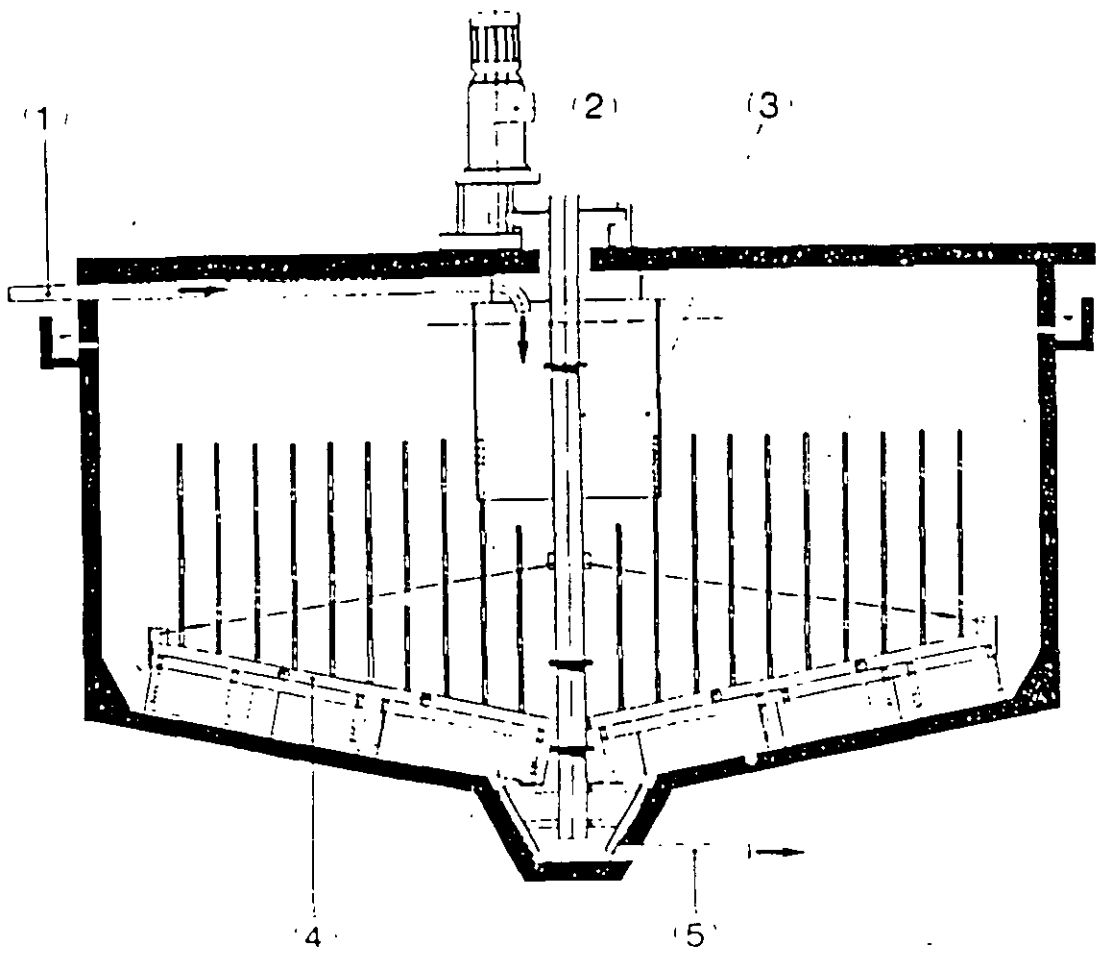
BAJOS COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

DESVENTAJAS

MAYOR ÁREA REQUERIDA

PRODUCCIÓN DE OLOR

EN ALGUNOS LODOS DIFÍCIL SEPARACIÓN SÓLIDO LÍQUIDO



1 - Alimentación
 2 - Grupo motorreductor de arrastre

3 - Campana de repartición
 4 - Brazo rascador.
 5 - Salida de fangos espesados

Espesador de rasquetas Arrastre central

CRITERIOS DE DISEÑO

Tipo de Lodo	Porcentaje de Sólidos		Carga de Sólidos	
	No esp.	Esp.	ld/día-pie ²	Kg/día-m ²
Lodos separados:				
Primarios	2.5-5.5	8-10	20-30	97.7-146.5
Fil. Percoladores	4-7	7-9	8-10	39.1-48.8
Aereación	2-4	4.3-7.9	7-18	34.2-87.9
Activados	0.5-1.2	2.5-3.3	4-8	19.5-39.1
Lodos combinados:				
Prim.+ Percoladores	3-6	7-9	10-20	48.8-97.7
Prim.+ Aereación	3-4	8.3-11.6	12-20	58.6-97.7
Prim.+ Activados	2.5-4.8	4-8	6-16	29.3-78.1

CRITERIOS DE DISEÑO PARA ESPESADORES POR GRAVEDAD

TIPO DE LODOS	AFLUENTE % DE CONCENTRACION DE LODOS	LODOS ESPESADOS % DE CONCENTRACION DE LODOS	CARGA HIDRAULICA M ³ /M ² .D	CARGA DE SOLIDOS Kg/M ² .D	% CAPTURA DE SOLIDOS	EFLUENTE SST mg/L
PRIMARIO	10 - 70	50 - 100	240 - 330	90 - 144	85 - 98	300 - 1.000
FILTROS BIOLÓGICOS	10 - 40	20 - 60	2.0 - 6.0	35 - 50	80 - 92	200 - 1.000
LODOS ACTIV	02 - 15	2.0 - 4.0	2.0 - 4.0	100 - 35	60 - 85	200 - 1.000
PRIM+LA	05 - 20	40 - 60	40 - 10.0	25 - 80	85 - 92	300 - 800

ESPESAMIENTO POR FLOTACIÓN

LA FLOTACIÓN CON AIRE DISUELTO ES COMUNMENTE UTILIZADA EN EL ESPESAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS.

EN ESTE PROCESO UNA PORCIÓN DE EFLUENTE SE PRESURIZA Y SE AIREA HASTA UNA CONCENTRACIÓN DE 70 A 80% DE SATURACIÓN. EL LÍQUIDO PRESURIZADO SE MEZCLA CON EL INFLUENTE DE LA CORRIENTE DE LODO Y SE LIBERA A LA ATMÓSFERA EN EL TANQUE DE FLOTACIÓN. LAS PARTÍCULAS DE AIRE PERMITEN LA FLOCULACIÓN DEL LODO ELEVÁNDOLO A LA SUPERFICIE, DONDE SE SEPARA.

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL ESPESADOR POR FLOTACIÓN

VENTAJAS

MEJOR SEPARACIÓN SÓLIDO LÍQUIDO QUE EL ESPESADOR POR GRAVEDAD

MAYOR CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS Y MENOS ÁREA QUE EL DE GRAVEDAD

PUEDE REMOVER ARENAS Y GRASAS

DESVENTAJAS

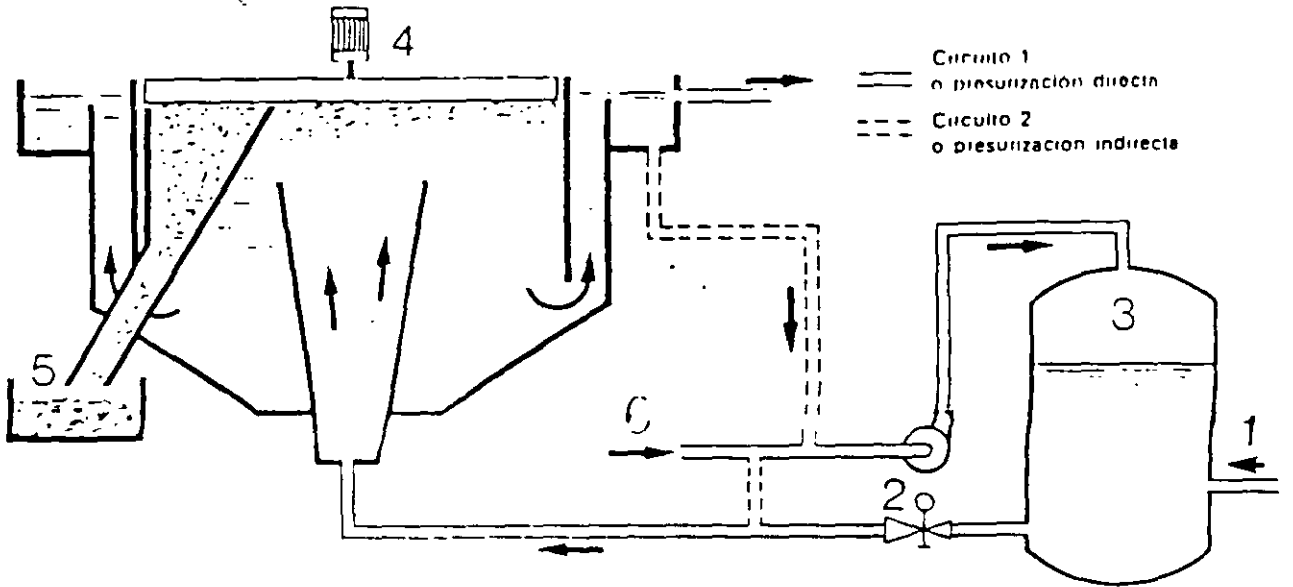
MAYORES COSTOS DE OPERACIÓN QUE EL DE GRAVEDAD

POCA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO

MENOR CONCENTRACIÓN DE LODOS QUE CON CENTRÍFUGAS.

CRITERIOS DE DISEÑO

CARGA DE SÓLIDOS	0.6 - 1.25 LIB/PIE ² /H HASTA 2.5 CON FLOCULANTES
CARGA HIDRÁULICA	0.79 - 4.0 GAL/MIN/PIE ²
PRESIÓN DEL SISTEMA	40 - 80 PSIG

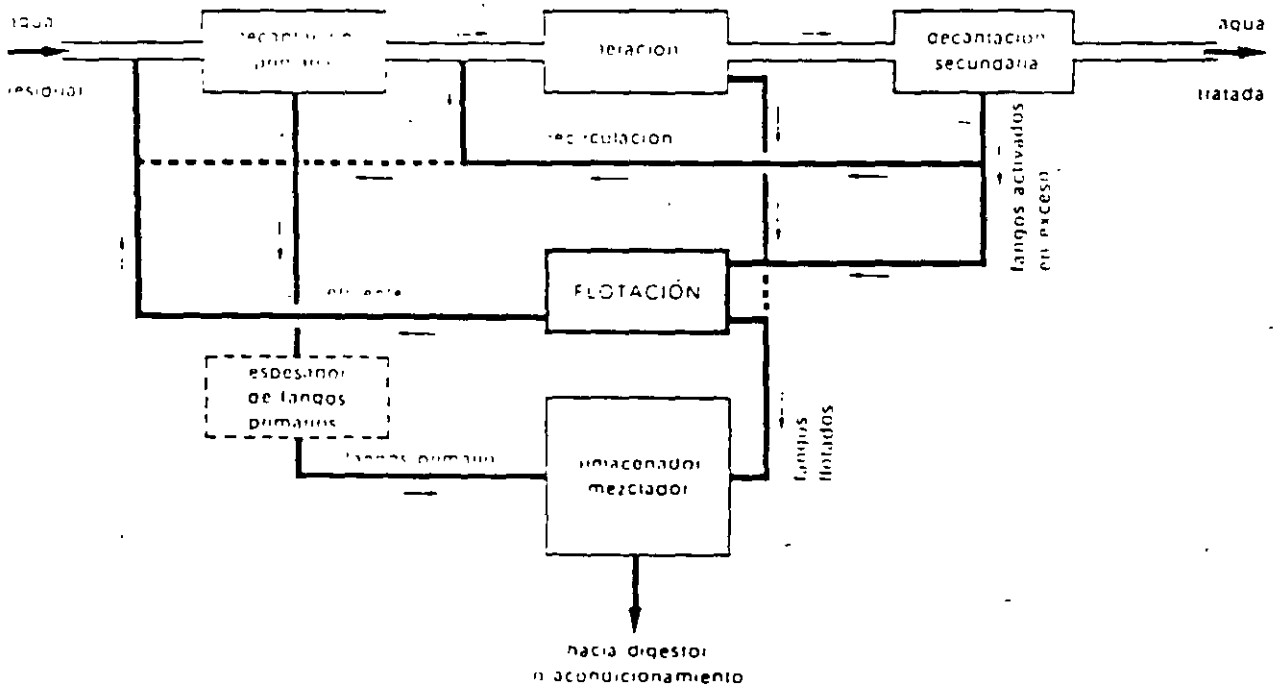


1 - Aire comprimido
2 - Expansor

3 - Balón de saturación.
4 - Flotador.

5 - Fangos espesados
6 - Fangos a espesar

- Principio de espesamiento de fangos por flotación.



- Espesamiento por flotación de fangos activados urbanos.

ESPEMAMIENTO POR CENTRÍFUGAS

SE EMPLEAN TANTO EN EL ESPEMAMIENTO COMO EN LA DESHIDRATACIÓN DE LODOS.

EN ESTE PROCESO EL LODO SE INTRODUCE EN UN RECIPIENTE ROTATORIO. LA FUERZA CENTRÍFUGA EMPUJA LA MATERIA SÓLIDA HACIA LAS PAREDES DEL RECIPIENTE. ES UN PROCESO DONDE SE MULTIPLICA EL ESPEMAMIENTO POR GRAVEDAD.

TIPOS DE CENTRÍFUGAS MÁS UTILIZADAS.

CENTRÍFUGAS DE CANASTA
CENTRÍFUGAS DE DISCOS

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA CENTRÍFUGA DE DISCOS

VENTAJAS

PRODUCCIÓN DE EFLUENTES CLARIFICADOS SIN QUÍMICOS
CAPACIDAD DE MANEJAR GRANDES CANTIDADES DE LODO EN UN PEQUEÑO ESPACIO
NO PRODUCE OLOR

DESVENTAJAS

PUEDE USARSE SOLAMENTE PARA PARTÍCULAS DE 400 MICRAS O MENOS.
REQUIERE PRETRATAMIENTO Y DESARENADO
PERSONAL ESPECIALIZADO PARA OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO.

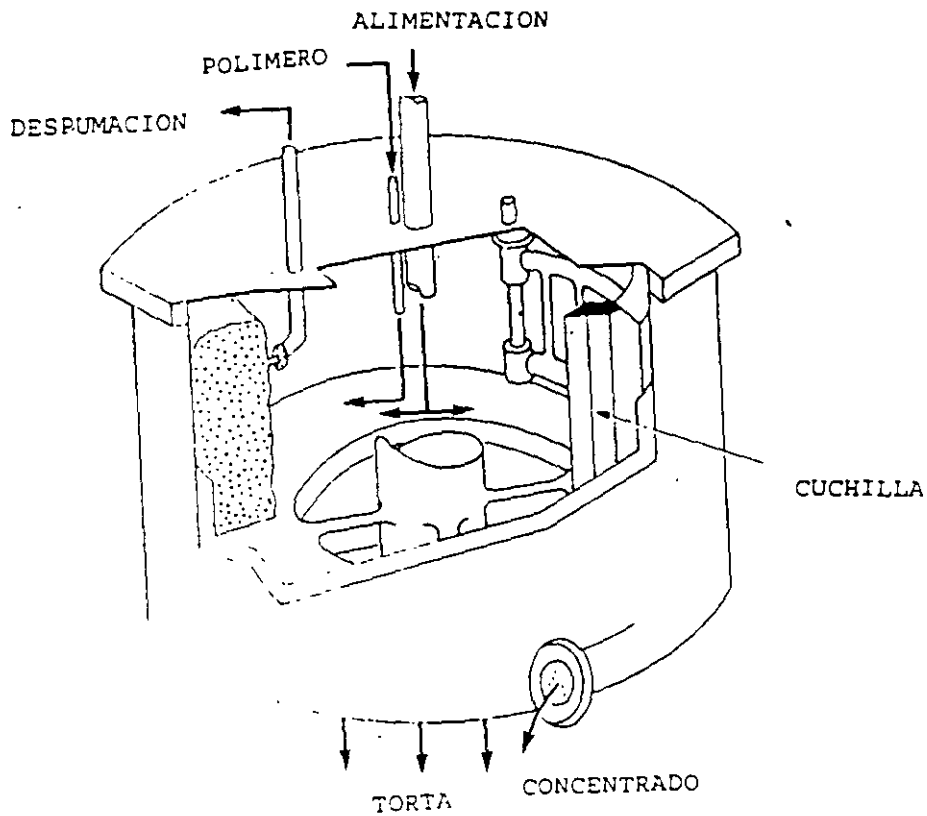
VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA CENTRÍFUGA DE CANASTA

VENTAJAS

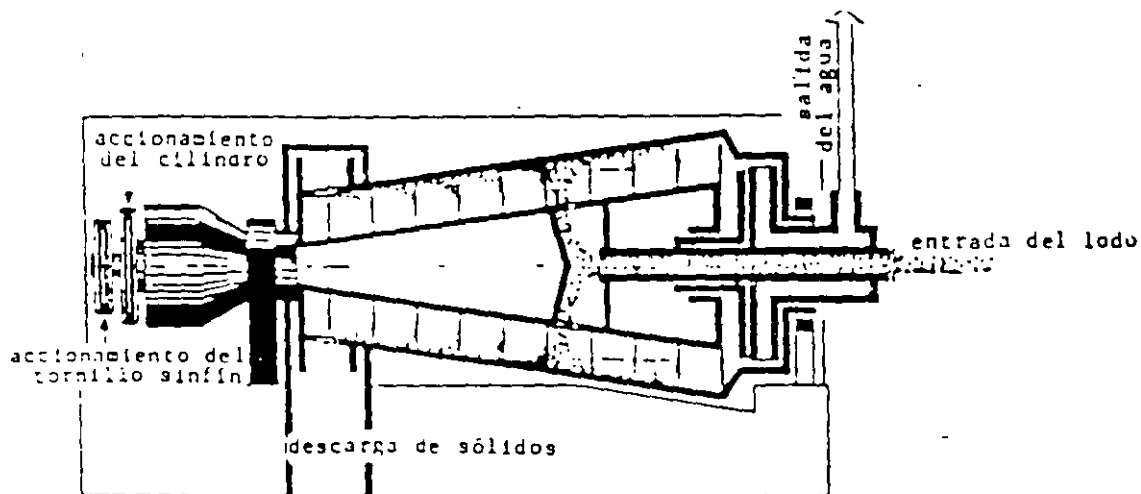
PUEDE UTILIZARSE PARA ESPEMAMIENTO O DESHIDRATACIÓN
FLEXIBILIDAD PARA CONSEGUIR CONDICIONES DEL PROCESO
MENORES COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE TODAS LAS CENTRÍFUGAS.
EXCELENTE ESPEMADOR DE LODOS

DESVENTAJAS

OPERACIÓN INTERMITENTE
REQUIERE ESTRUCTURA DE SOPORTE ESPECIAL
MAYOR RELACIÓN COSTO DE CAPITAL - CAPACIDAD



ESQUEMA GENERAL DE UNA CENTRIFUGA DE CANASTA



Esquema de un decantador centrífugo

LECHOS DE SECADO

SE UTILIZAN PARA DESHIDRATAR LODO DIGERIDO (ESTABILIZADO BIOLÓGICAMENTE O QUÍMICAMENTE)

EL LODO SE APLICA SOBRE LECHOS DE ARENA Y GRAVA Y LA DESHIDRATACIÓN OCURRE POR EVAPORACIÓN Y PERCOLACIÓN

LECHO DE ARENA 10 - 30 CMS

LECHO DE GRAVA 25 - 50 CMS

ESPESOR DEL LODO 20 - 30 CMS

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS LECHOS DE SECADO

VENTAJAS

COSTO DE INVERSIÓN BAJO SI HAY TERRENO DISPONIBLE

MÍNIMO DE OPERACIÓN

BAJO CONSUMO DE ENERGÍA

NO AFECTA LA VARIACIÓN EN LAS CARACTERÍSTICAS DEL LODO.

NO REQUIERE PRODUCTOS QUÍMICOS

ALTO CONTENIDO DE LODOS EN LA TORTA RESULTANTE.

DESVENTAJAS

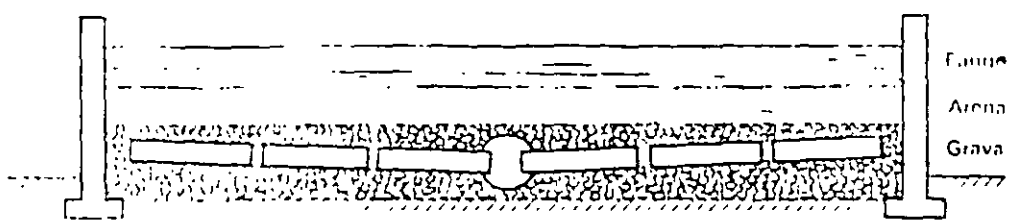
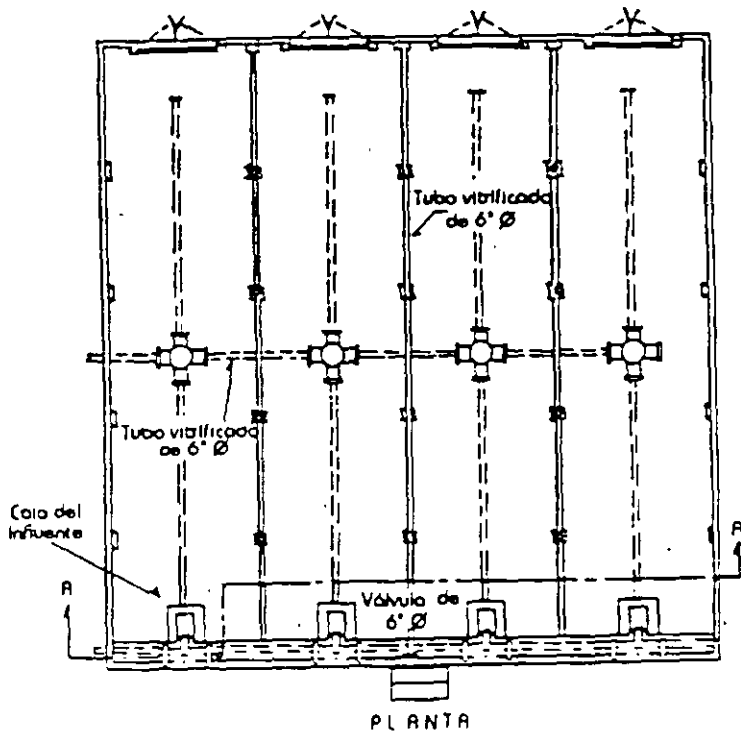
REQUIERE DE MAYOR ÁREA QUE LOS MÉTODOS MECÁNICOS

FALTA DE BASES PARA UN DISEÑO DE INGENIERÍA ADECUADO

LODO ESTABILIZADO PARA EVITAR OLORES

SISTEMA AFECTADO POR CONDICIONES CLIMATOLÓGICAS

LA REMOCIÓN DE LODOS REQUIERE DE LABOR INTENSA



Sección de un lecho de secado

Concepto	Lechos Abiertos	Lechos Cerrados
Area Requerida:		
Lodos primarios digeridos [pies ² /capita]	1.0-1.5	0.75-1.0
[m ² /capita]	0.09-0.14	0.07-0.09
Lodos primarios y activados [pies ² /capita]	1.75-2.5	1.25-1.5
[m ² /capita]	0.16-0.23	0.12-0.14
Lodos precipitados con aluminio o fierro [pies ² /capita]	2.0-2.5	1.25-1.5
[m ² /capita]	0.19-0.23	0.12-0.14
Carga de Sólidos [lb/pie ² -año]	10-28	12-40
[Kg/m ² -año]	48.8-136.7	58.6-195.3

LAGUNAS DE SECADO

SE UTILIZAN PARA LA DESHIDRATACIÓN NATURAL DEL LODO
SE REQUIERE QUE LOS LODOS ESTÉN ESTABILIZADOS, NO SE RECOMIENDA
PARA LODOS ESTABILIZADOS CON CAL O QUE TENGAN SOBRENADANTES DE
ALTA CONCENTRACIÓN QUE PUEDAN CAUSAR PROBLEMAS DE OLOR.
EL RENDIMIENTO DEPENDE DEL CLIMA, LA PRECIPITACIÓN Y LA
TEMPERATURA.

LAS LAGUNA ESTÁN CONSTITUIDAS POR PAREDES SOPORTADAS POR DIQUES
DE 0.7 A 1.4 M DE ALTURA FORMANDO UNA SUPERFICIE RECTANGULAR CON
SUELO IMPERMEABLE

OPERACIÓN DE UNA LAGUNA DE LODOS

EL LODO SE APLICA EN CAPAS DE 0.7 A 1.4 M.

EL SOBRENADANTE SE RETIRA EN FORMA CONTINUA O INTERMITENTE Y SE
REGRESA AL SISTEMA DE TRATAMIENTO.

SE LLENA LA LAGUNA CON LA PROFUNDIDAD DE LODO DESEADA Y SE
PERMITE LA DESHIDRATACIÓN. SE REQUIERE DE 3 A 12 MESES PARA
ALCANZAR ENTRE UN 20 A 40% DE SÓLIDOS EN EL LODO.

EL LODO DESHIDRATADO SE RETIRA POR MEDIO DE EQUIPO MECÁNICO

SE DEJA LA LAGUNA POR 3 A 6 MESES SIN ADICIONAR LODOS

SE REPITE EL CICLO.

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LAS LAGUNAS DE SECADO

VENTAJAS

BAJO CONSUMO DE
ENERGÍA

NO REQUIERE ADICIÓN
DE QUÍMICOS

ESTABILIZACIÓN
ADICIONAL DE MATERIA
ORGÁNICA

BAJOS COSTOS DE
OPERACIÓN Y
MANTENIMIENTO

BAJOS COSTOS DE CAPITAL SI
EXISTE EL TERRENO DISPONIBLE

DESVENTAJAS

GENERACIÓN DE
OLORES

POSIBLE FUENTE DE
CONTAMINACIÓN DE AGUA
SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA

PROBLEMAS DE VECTORES,
MOSCAS Y MOSQUITOS

REQUIEREN GRAN
EXTENSIÓN DE TIERRA

FILTRACIÓN AL VACÍO

PRODUCE UNA MASA DE LODOS CON 15 - 35% DE SÓLIDOS

EL EQUIPO CONSISTE EN UN TAMBOR HORIZONTAL CUBIERTO CON UN MEDIO FILTRANTE. UNA CUARTA PARTE DEL TAMBOR SE SUMERGE EN EL LODO. CONFORME EL TAMBOR GIRA, EL VACÍO APLICADO EN LA PARTE INTERNA DEL MEDIO FILTRANTE DESHIDRATA EL LODO Y MANTIENE UNA CAPA DE ÉSTE EN EL TAMBOR. SE CONTINÚA APLICANDO EL VACÍO CONFORME EL LODO ES RETIRADO DEL FILTRO.

EL LODO REQUIERE ACONDICIONAMIENTO QUÍMICO PARA OBTENER ALTAS EFICIENCIAS

EFICIENCIA DEL PROCESO:

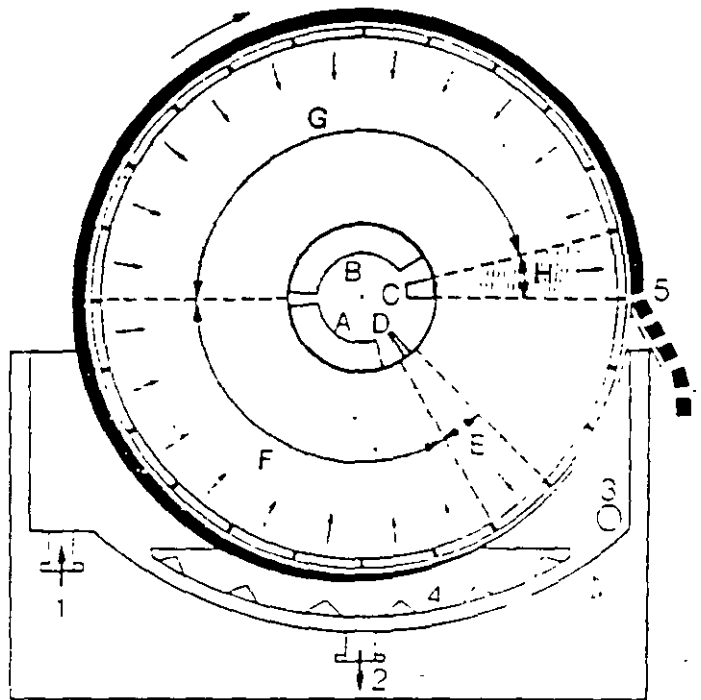
REMOCIÓN DE SÓLIDOS	85 A 99%
HUMEDAD DEL LODO	60 A 90%

- 1 - Alimentación.
- 2 - Vaciado.
- 3 - Rebose
- 4 - Rastrillo de agitación.
- 5 - Descarga por cuchilla rascadora

- E - Lavado de la tela
- F - Zona de filtración
- G - Zona de escurrido
- H - Desprendimiento de la torta

- A B Sectores al vacío
- C D Sectores a presión de aire

Fig. 335 — Principales fases de un ciclo de filtración a vacío



CRITERIOS DE DISEÑO

Filtración al vacío

Tipo de Lodos	lb/h-pie ²	Kg/h-m ²
R e n d i m i e n t o		
Sólidos frescos:		
Lodos primarios	4-12	19.5-58.6
Lodos prim. - filtros percoladores	4-8	19.5-39.1
Lodos primarios + activados	4-5	19.5-24.4
Lodos solamente activados	2.5-3.5	12.2-17.1
Sólidos digeridos:		
Lodos primarios	4-8	19.5-39.1
Lodos prim. - filtros percoladores	4-5	19.5-24.4
Lodos primarios + activados	4-5	19.5-24.4
C a r g a d e s ó l i d o s (base seca)		
Lodos primarios	7-15	34.2-73.2
Lodos primarios digeridos	4-7	19.5-34.2
Lodos mezclados digeridos	3.5-5	17.1-24.4

La carga de sólidos esta en funcion de la concentración de los mismos, subsecuentemente de los requerimientos del proceso y del preacondicionamiento químico.

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS FILTROS DE VACÍO

VENTAJAS

NO REQUIERE PERSONAL
ESPECIALIZADO

POCO MANTENIMIENTO
PARA OPERACIONES
CONTINUAS

FILTRADO CON BAJA
CANTIDAD DE SÓLIDOS
SUSPENDIDOS

DESVENTAJAS

MAYOR CONSUMO DE ENERGÍA
POR UNIDAD DE LODO
DESHIDRATADO

REQUIERE SUPERVISIÓN
CONTINUA DE LA OPERACIÓN

EL EQUIPO AUXILIAR
(BOMBAS DE VACÍO)
ES MUY RUIDOSO

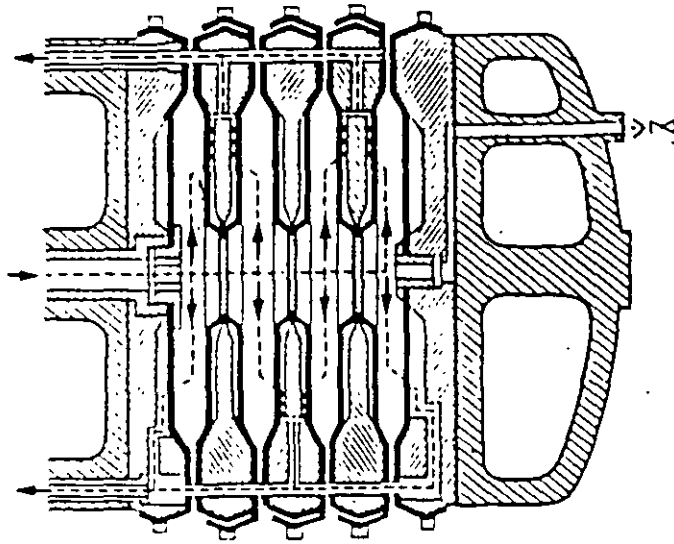
FILTRACIÓN A PRESIÓN

EL LODO DESPUÉS DE ACONDICIONAMIENTO QUÍMICO SE BOMBEA ENTRE DOS PLACAS, DONDE SE APLICA PRESIÓN. ESTO FUERZA AL LÍQUIDO A PASAR POR EL MEDIO FILTRANTE Y SALIR DEL FILTRO, LAS PLACAS SE SEPARAN Y EL LODO SE REMUEVE.

PRESIÓN DE OPERACIÓN	60 A 80 PSI
ESPESOR DEL LODO	2.5 A 4 CMS
CONTENIDO DE HUMEDAD	45 A 55%

VENTAJAS Y DESVENTAJAS

VENTAJAS	DESVENTAJAS
PRODUCE LA MAYOR	OPERACIÓN DISCONTINUA
CONCENTRACIÓN DE	ALTOS COSTOS OPERACIÓN
SÓLIDOS EN	ALTOS COSTOS INVERSIÓN
LODO	SOPORTES ESPECIALES
	REQUIERE GRANDES
	ÁREAS



Esquema simplificado de un filtro-prensa

Filtración a Presión

Volumen de cámara [pies ³ /camara]	0.75-2.8
[m ³ /camara]	0.21-0.79
Area de filtro [pies ² /camara]	14.5-45
[m ² /camara]	1.35-4.18
Número de cámaras	hasta 100
Espesor de la masa de lodos [pulg]	1-1.5
[cm]	2.54-3.81
Flujo de lodos de [lb/ciclo-pies ²]	2
alimentación (base seca) [Kg/ciclo-m ²]	9.8

FILTRO PRENSA DE BANDAS

EL FILTRO PRENSA DE BANDAS ES MUY UTILIZADO ACTUALMENTE. ESTAS UNIDADES DESHIDRATAN EL LODO AL PASAR ENTRE DOS BANDAS MÓVILES. LA MAYORÍA DE LOS MODELOS INCLUYEN UNA ZONA DE DRENAJE POR GRAVEDAD, UNA ZONA DE PRESIÓN Y UNA ZONA DE CORTE.

LOS PRINCIPALES PARÁMETROS QUE DEBEN CONSIDERARSE PARA EL DISEÑO SON: TIPO Y CANTIDAD DE LOS ACONDICIONADORES QUÍMICOS, VELOCIDAD DE LA BANDA, ANCHO DE LA BANDA Y PRESIÓN

VENTAJAS Y DESVENTAJAS

VENTAJAS

DEPENDIENDO DE LA PRESIÓN PRODUCEN LODOS MUY SECOS

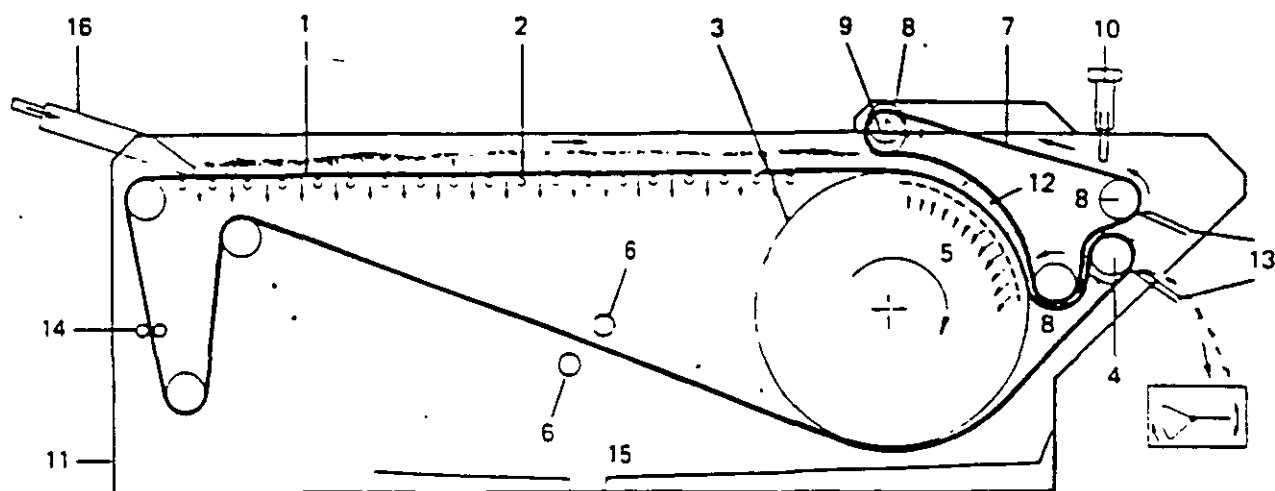
BAJO CONSUMO DE ENERGÍA

DESVENTAJAS

SENSIBLES A CAMBIOS EN LAS CARACTERÍSTICAS DEL LODO

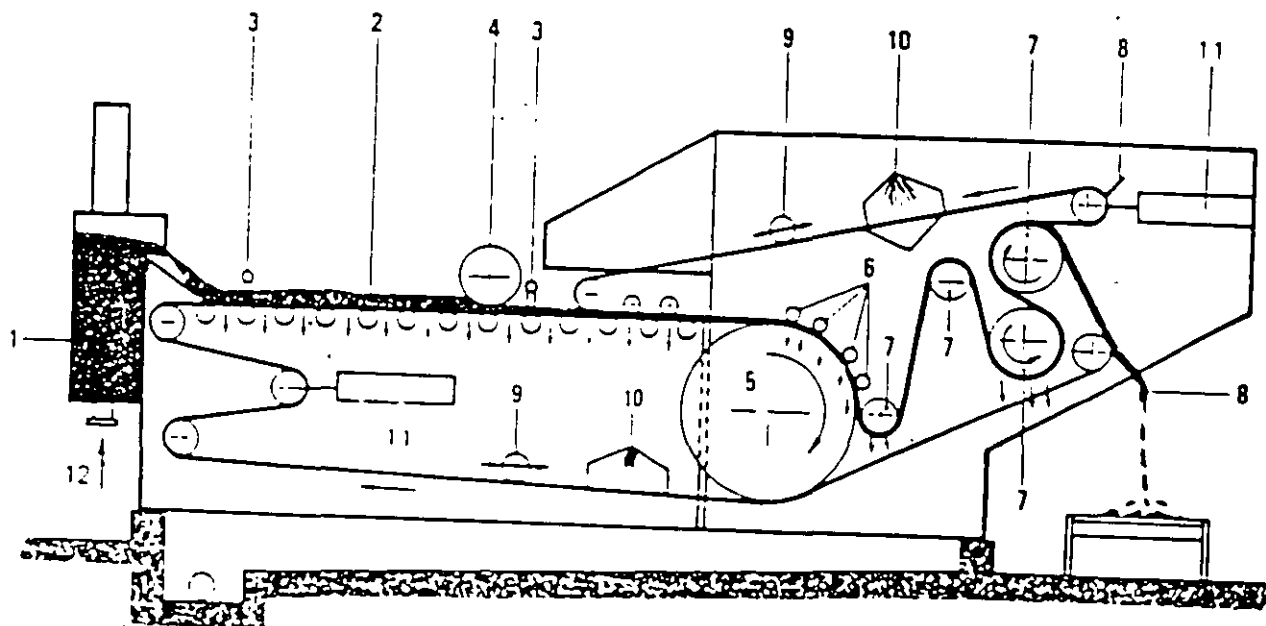
OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO CONTINUA

Filtración con bandas prensadoras



- | | |
|-------------------------------|---|
| 1 - Banda filtrante. | 9 - Eje de altura regulable. |
| 2 - Rodillos soporte. | 10 - Tornillo (regulación presión). |
| 3 - Tambor de prensado. | 11 - Bancada. |
| 4 - Rodillo de salida. | 12 - Espacio (entrehierro) de prensado. |
| 5 - Estrias y perforaciones. | 13 - Rasqueta. |
| 6 - Pulverizadores de lavado. | 14 - Dispositivo de guiado de tela. |
| 7 - Banda prensadora. | 15 - Evacuación filtrado + lavado |
| 8 - Rodillos prensadores. | 16 - Pala de alimentación. |

— Sección esquemática del FLOCPRESS.



- | | |
|---|--|
| 1 - Mezclador-floculador | 7 - Rodillos de devolución; de diferentes diámetros, y rodillos de arrastre. |
| 2 - Zona de escurrido | 8 - Rascadores |
| 3 - Peines (moviles) | 9 - Dispositivo de accionamiento neumático de centrado de las telas. |
| 4 - Rodillo de impulsión (movil) | 10 - Dispositivo de lavado en recinto cerrado. |
| 5 - Tambor filtrante | 11 - Tornillos neumáticos de tensado de las telas. |
| 6 - Rodillos de prensado complementarios accionados por tornillos neumaticos. | 12 - Inyección del polimero. |

— Sección esquemática del PRESSDEG

PROCESOS QUÍMICOS

LOS PROCESOS QUÍMICOS SE UTILIZAN PARA MODIFICAR LAS PROPIEDADES DEL LODO PARA LOS TRATAMIENTOS SUBSECUENTES, POR EJEMPLO, EL ACONDICIONAMIENTO, O PARA REDUCIR O INMOVILIZAR LOS COMPUESTOS TÓXICOS

ACONDICIONAMIENTO QUÍMICO

EL ACONDICIONAMIENTO QUÍMICO ES NECESARIO EN LA MAYORÍA DE LOS LODOS PARA HACER MÁS EFECTIVO Y ECONÓMICO EL ESPESAMIENTO Y LA DESHIDRATACIÓN.

LOS ACONDICIONADORES QUÍMICOS MÁS UTILIZADOS SON: CAL, CLORURO O SULFATO FÉRRICO, SALES DE ALUMINIO, CARBONATO DE SODIO Y POLIELECTROLITOS.

LA ADICIÓN DE ESTOS COMPUESTOS AL LODO FAVORECE LA DESESTABILIZACIÓN DE COLOIDES POR COAGULACIÓN Y LA FORMACIÓN DE FLÓCULOS AYUDANDO A LA DESHIDRATACIÓN

LAS PRUEBAS DE RESISTENCIA ESPECÍFICA AYUDAN A OPTIMIZAR EL ACONDICIONAMIENTO QUÍMICO.

NEUTRALIZACIÓN

LA NEUTRALIZACIÓN DEL LODO PUEDE REDUCIR LAS DOSIS DE ACONDICIONADORES O DISMINUIR LA LIXIVIACIÓN DE ALGUNOS CONTAMINANTES. LOS AGENTES NEUTRALIZANTES MÁS UTILIZADOS SON: SOLUCIONES DE CAL, HIDRÓXIDO DE SODIO, ÁCIDO SULFÚRICO, ETC.

EXTRACCIÓN

SE UTILIZA PARA EXTRAER ALGUNOS COMPONENTES DEL LODO UTILIZANDO SOLVENTES EN LOS CUALES SON BASTANTE SOLUBLES.

EXISTEN MUCHOS PROCESOS DE EXTRACCIÓN UTILIZADOS EN LA INDUSTRIA QUE ACTUALMENTE EMPIEZAN A USARSE EN EL TRATAMIENTO DE LODOS INDUSTRIALES.

LA ELUTRIACIÓN ES UN PROCESO QUE SE USA EN PLANTAS DE TRATAMIENTO MUNICIPALES PARA EXTRAER EL EXCESO DE ALCALINIDAD DE LODOS BIOLÓGICOS DIGERIDOS ANAERÓBICAMENTE

OXIDACIÓN - REDUCCIÓN

SE UTILIZA PARA DESTRUIR CONSTITUYENTES TÓXICOS DEL ALGUNOS LODOS Y CONVERTIRLOS A FORMAS MENOS TÓXICAS.

A BAJO pH LA ADICIÓN DE DIÓXIDO DE AZUFRE PUEDE REDUCIR EL Cr^{+6} A UNA FORMA MENOS TÓXICA Cr^{+3} .

EL BOROHIDRATO DE SODIO PUEDE UTILIZARSE PARA REDUCIR OTROS METALES TALES COMO EL MERCURIO Y LA PLATA A FORMAS ELEMENTALES, PARA RECUPERACIÓN.

ESTABILIZACIÓN CON CAL

LA ESTABILIZACIÓN SE REALIZA ADICIONANDO CAL AL LODO HASTA ALCANZAR UN pH DE 12 O MAYOR

EL ALTO pH CREA UN AMBIENTE POCO PROPICIO PARA LA SUPERVIVENCIA DE ORGANISMOS PATÓGENOS.

EL LODO NO SUFRE PUTREFACCIÓN, NI DESPRENDIMIENTO DE OLORES.

OBJETIVOS PRINCIPALES DE LA ESTABILIZACIÓN CON CAL

- REDUCIR RIESGOS A LA SALUD POR LA REDUCCIÓN DE MICROORGANISMOS PATÓGENOS
- ELIMINAR MALOS OLORES AL REDUCIR EL NÚMERO DE MICROORGANISMOS PRODUCTORES DE OLOR.

DOSIS DE CAL PARA SUBIR EL pH DE LOS LODOS

% DE SÓLIDOS EN LODOS	1%	2%	3%	4%
pH=11, DOSIS MG/L	1400	2500	3700	7200
pH=12, DOSIS MG/L	2600	4300	5000	9000

DOSIS DE CAL PARA MANTENER UN pH=11 POR 14 DÍAS

TIPO DE LODO	DOSIS (LB CaOH/TON)
PRIMARIO	200 - 300
SÉPTICO	200 - 600
BIOLÓGICO	600 - 1000
PRECIPITACIÓN DE Al	800 - 1200

REMOCIÓN DE MICROORGANISMOS CON CAL

TIPO DE LODO	BACTERIAS PATÓGENAS (organismos/100 ml)	
	SALMONELLA	COLI. FECALES
PRIMARIO CRUDO	62	8.3×10^3
PRIMARIO CON CAL	<3	5.0×10^3
LODOS ACTIVADOS	6	3.0×10^7
LODOS ACTIVADOS CON CAL	<3	1.0×10^4
SÉPTICO	6	1.0×10^7
SÉPTICO CON CAL	<3	2.6×10^2

PROCESOS BIOLÓGICOS

LA COMPOSICIÓN DE LOS LODOS Y LA PRESENCIA DE MICROORGANISMOS DIVERSOS FAVORECEN LAS TRANSFORMACIONES BIOQUÍMICAS

LA ESTABILIZACIÓN DE LOS LODOS CONSISTE EN LA ACELERACIÓN DE ESTOS PROCESOS

DIGESTIÓN AEROBIA

ES LA DESTRUCCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA POR MICROORGANISMOS AEROBIOS. SE OBTIENE UN PRODUCTO ESTABLE, DE VOLUMEN BAJO Y ACONDICIONADO PARA PROCESOS POSTERIORES

EL MECANISMO PREDOMINANTES ES LA "RESPIRACIÓN ENDÓGENA". EL TEJIDO CELULAR SE OXIDA AERÓBICAMENTE A CO_2 , AGUA Y NO_3 . PROCESO EXOTÉRMICO.

70 A 80% DE MATERIAL CELULAR BIODEGRADABLE

PARÁMETROS DE DISEÑO PARA DIGESTORES AEROBIOS.

PARÁMETRO	VALOR	OBSERVACIONES
Tiempo de retención de sólidos, d.		
Solo lodo activado	10 - 15	Dependiendo de la temperatura, tipo de lodo, mezcla, etc. la edad del lodo puede alcanzar de 10 a 40 d
Lodo de primario más lodos activados, o lodo primario	15 - 20	
Volumen requerido, m ³ /per capita.	0.085 - 0.113	
Carga de sólidos volátiles		
Kg/m ³ *d	0.384 - 1.600	Depende de la temperatura, tipo de lodo mezcla etc
Requerimientos de aire		Suficiente para mantener los sólidos en suspensión y mantener un OD de 1 a 2 mg/l.
Sistema de difusores Solo lodo activado, m ³ /m ³ *min Lodo de primario + LA m ³ /m ³ *min	0.020 - 0.035 > 0.06	
Sistema mecánico, kw/m ³	0.0263 - 0.0329	
Oxígeno disuelto mínimo, mg/l	1.0 - 2.0	
Temperatura, °C	> 15	Si la temperatura del lodo es menor a 15 °C se deberá adicionar tiempo de retención adicional
Porcentaje de reducción de SSV	35 - 50	
Diseño del tanque.	Los tanques de digestión aeróbica son abiertos y generalmente no requieren de equipo especial de transferencia de calor o aislamiento. Para sistemas de tratamiento pequeños 44 l/seg o menos, el diseño del tanque deberá ser suficientemente flexible para que el digestor pueda funcionar como unidad de espesamiento	
Requerimientos de energía, kW por 10,000 de población equivalente.	6 - 7.5	

CARACTERÍSTICAS DEL SOBRENADANTE DE UN DIGESTOR AEROBIO.

PARAMETRO	RANGO	TIPICO
pH	5.9 - 7.7	7.0
DBO ₅	9 - 1,700	500
DBO ₅ soluble.	4 - 183	51
DQO	288 - 8,140	2,600
SST	46 - 11,500	3,400
N, Kjeldahl	10 - 400	170
P, total.	19 - 241	98
P, soluble.	2.5 - 64 0	26

DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LODOS

DEGRADACIÓN BIOLÓGICA DE SUSTANCIAS ORGÁNICAS
COMPLEJAS EN AUSENCIA DE OXÍGENO LIBRE

DURANTE LAS REACCIONES, SE LIBERA ENERGÍA, Y LA
MATERIA ORGÁNICA SE CONVIERTE EN METANO, DIÓXIDO DE
CARBONO Y AGUA

LA DIGESTIÓN ANAEROBIA OCURRE EN DOS FASES O ETAPAS:

- ACIDOGÉNESIS. BACTERIAS PRODUCTORAS DE ÁCIDOS
DEGRADAN LA MATERIA ORGÁNICA A ÁCIDOS VOLÁTILES

- METANOGÉNESIS. LAS BACTERIAS FORMADORAS DE METANO
CONVIERTEN LOS ÁCIDOS A METANO Y DIÓXIDO DE CARBONO

DIGESTIÓN ANAERÓBICA PUEDE SER:

DIGESTIÓN DE BAJA TASA O ESTÁNDAR

NO TIENE SISTEMA DE CALENTAMIENTO

NO TIENE SISTEMA DE MEZCLADO

ALIMENTACIÓN INTERMITENTE

TIEMPO DE RETENCIÓN DE 30-60 DÍAS

CARGA DE LODOS 0.4- 1.6 KG SSV/m₃/d

DIGESTIÓN DE ALTA TASA

CON CALENTAMIENTO A TEMPERATURA CONSTANTE 30- 38°c

COMPLETAMENTE MEZCLADO

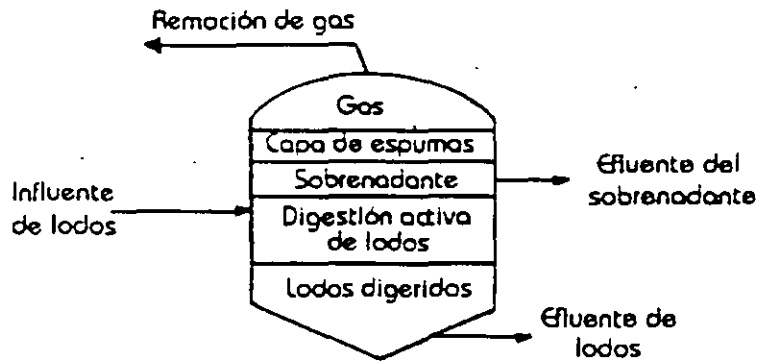
ALIMENTACIÓN CONTINUA

TIEMPO DE RETENCIÓN 10 - 15 DÍAS

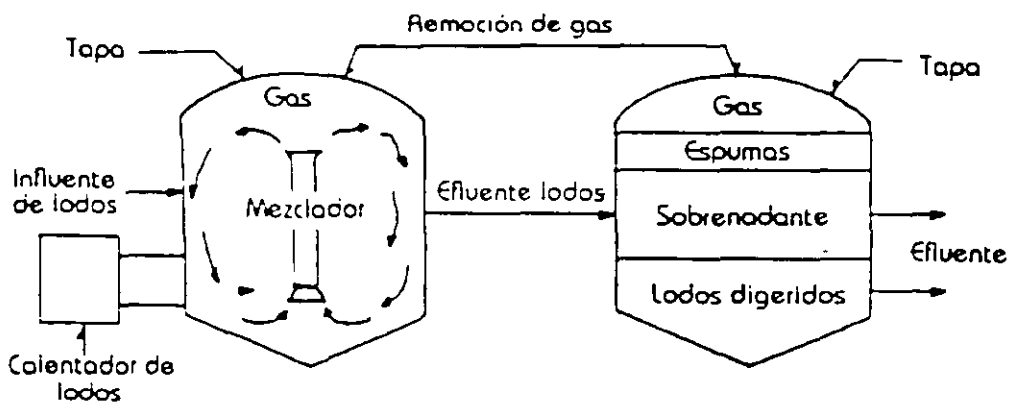
CARGA DE LODOS 1.6 - 8.0 KG SSV/m³/D

DIGESTIÓN EN DOS ETAPAS

LA DIGESTIÓN DE ALTA TASA SUELE TAMBIÉN REALIZARSE EN DOS ETAPAS: EL PRIMER TANQUE SE USA PARA LA DIGESTIÓN Y ESTÁ EQUIPADO CON UNIDADES DE CALENTAMIENTO Y AGITACIÓN. EL SEGUNDO TANQUE SE UTILIZA PARA EL ALMACENAMIENTO Y CONCENTRACIÓN DEL LODO DIGERIDO Y PARA LA FORMACIÓN DE UN SOBRENADANTE RELATIVAMENTE CLARO. ESTA SEGUNDA UNIDAD PUEDE TAMBIÉN SER UN TANQUE ABIERTO O UNA LAGUNA DE LODOS



Esquema de un proceso de digestión en dos pasos



CRITERIOS TÍPICOS DE DISEÑO PARA DIGESTORES ANAEROBIOS ESTÁNDARES Y DE ALTA TASA

PARÁMETRO	TASA ESTÁNDAR	ALTA TASA
Tiempo de retención de sólidos, días	30 - 60	10 - 20
Carga de lodos, kg SV/m ³ d.	0.64 - 1.60	2.4 - 6.41
Criterio de volumen.		
Lodo primario, m ³ /per capita	0.03 - 0.04	0.02 - 0.03
Lodo primario + lodo de desecho de lodos activados, m ³ /per capita	0.06 - 0.08	0.02 - 0.03
Lodo primario + lodo de filtro biológico, m ³ /per capita	0.06 - 0.14	0.02 - 0.04
Alimentación de lodos concentración de sólidos, % peso seco	2 - 4	4 - 6
Sólidos digeridos, concentración en el dren, % de peso seco	4 - 6	4 - 6

CARACTERÍSTICAS DEL SOBRENADANTE DE UN DIGESTOR ANAEROBIO, TRATANDO LODO PRIMARIO MÁS LODO ACTIVADO ESPESADOS.

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN, mg/l
Sólidos totales	3,000 - 15,000
DBO ₅	1,000 - 10,000
DQC ₅	3,000 - 30,000
Nitrogeno amoniacal como N	400 - 1,000
Fósforo como P	300 - 1,000

DIGESTION ANAEROBIA

CRITERIOS DE DISEÑO

Criterio Volumétrico	pies ³ /capita	m ³ /capita
Lodos primarios	1.3-3	0.037-0.085
Lodos prim. + fil. percoladores	2.6-5	0.074-0.142
Lodos primarios + activados	2.6-6	0.074-0.170

Tamaño de Tanques	pies	metros
Diámetro	20-115	6.1-35.1
Profundidad	25- 45	7.6-13.7
Pendiente del fondo:	1 vertical / 4 horizontal	

Carga de sólidos:	[lb/día-pie ³]	0.04 - 0.40
	[Kg/día-m ³]	0.64 - 6.41
Carga Volumétrica:	[pies ³ /cap-día]	0.038 - 0.10
	[m ³ /cap-día]	1.1E-3 - 2.8E-3
Carga de sólidos húmedos:	[lb/cap-día]	0.12 - 0.19
	[Kg/cap-día]	0.05 - .09
pH	[unidades]	6.7 - 7.6

El tiempo de retención requerido para los sólidos en el digestor a varias temperaturas para una digestión mesofílica, es el siguiente:

Temperatura:	[°F]	50	67	75	85	95
	[°C]	10	19	24	29	35
Tiempo de Retención [días]		55	40	30	25	20

EFICIENCIAS DEL PROCESO

- * Sólidos totales: 33 a 58%
- * Sólidos volátiles: 35 a 50%
- * Patógenos: 85 a menos de 100%

COMPOSTEO DE LODOS RESIDUALES

ESTABILIZACIÓN TERMOFÍLICA DE LA MATERIA ORGÁNICA, EN CONDICIONES AEROBIAS CONTROLADAS, RESULTANDO UN PRODUCTO ESTABLE EN FORMA DE HUMUS QUE PUEDE COMPETIR CON LOS ABONOS TRADICIONALES.

MÉTODOS DE COMPOSTEO

EXISTEN TRES MÉTODOS PARA COMPOSTEAR EL LODO: EN REACTOR, CAMELLÓN Y PILA ESTÁTICA. LA DURACIÓN DEL PROCESO ES DE 8 SEMANAS Y SE REALIZA EN TRES ETAPAS PRINCIPALES:

MEZCLADO. EL LODO SE MEZCLA CON UN MATERIAL ACONDICIONADOR COMO EL BAGAZO DE CAÑA, PEDACERÍA DE MADERA, ETC, CON EL OBJETO DE DAR ESTRUCTURA Y POROSIDAD Y PERMITIR LA AERACIÓN Y AUMENTAR EL CONTENIDO DE SÓLIDOS A 40%

DIGESTIÓN. SE REALIZA POR MEDIO DE MICROORGANISMOS TERMOFÍLICOS ENTRE 55-60°C, PROVOCANDO DESTRUCCIÓN DE MICROORGANISMOS PATÓGENOS. LAS CONDICIONES AEROBIAS SE MANTIENEN CON LA INYECCIÓN DE AIRE. DURACIÓN 21 DÍAS.

CURADO. ETAPA GENERALMENTE DE 30 DÍAS, ASEGURA LA ESTABILIZACIÓN COMPLETA DE LA COMPOSTA Y LA REMOCIÓN DE OLORES.

CRIBADO. OPCIONAL. SE REALIZA PARA RECICLAR EL MATERIAL ACONDICIONADOR Y HOMOGENEIZAR EL PRODUCTO.

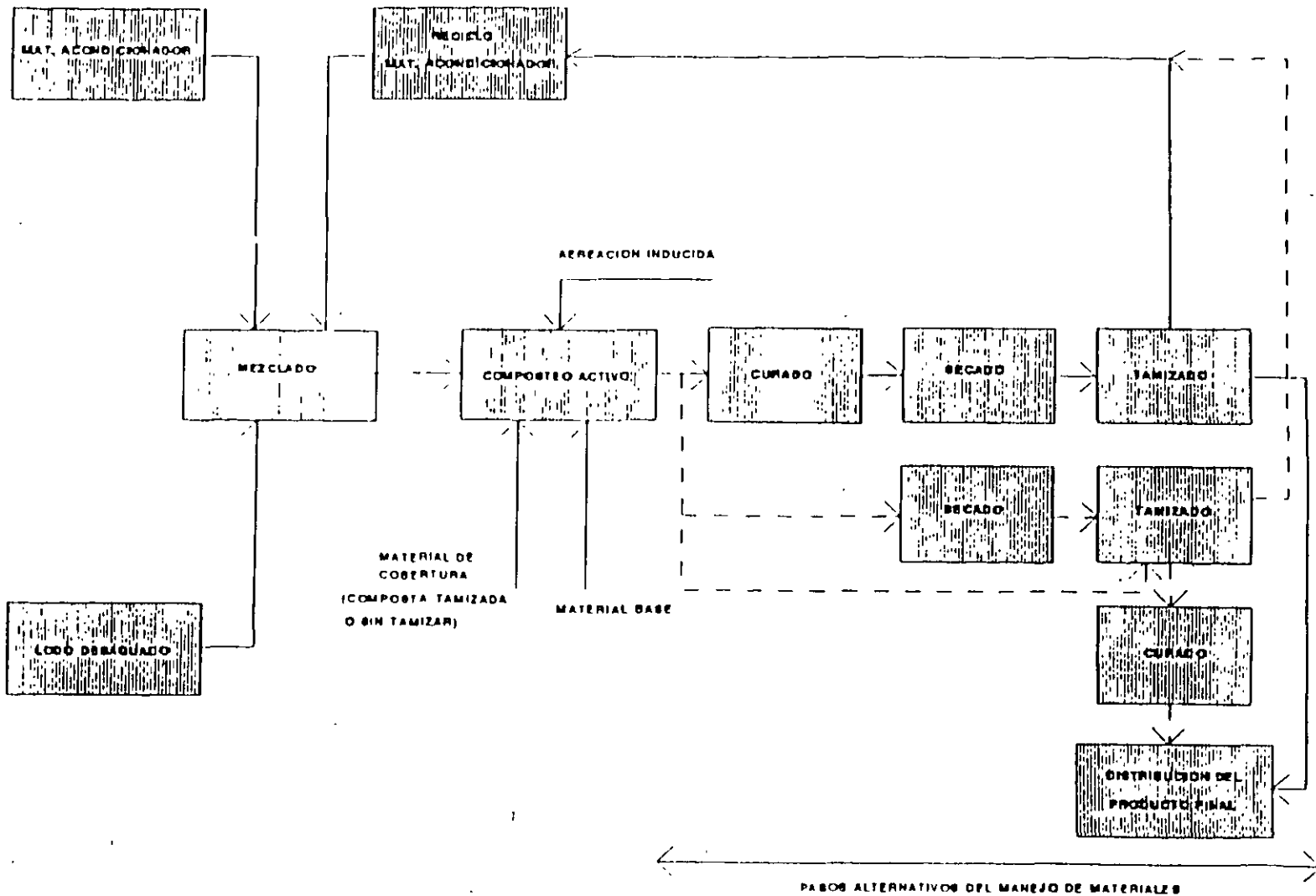
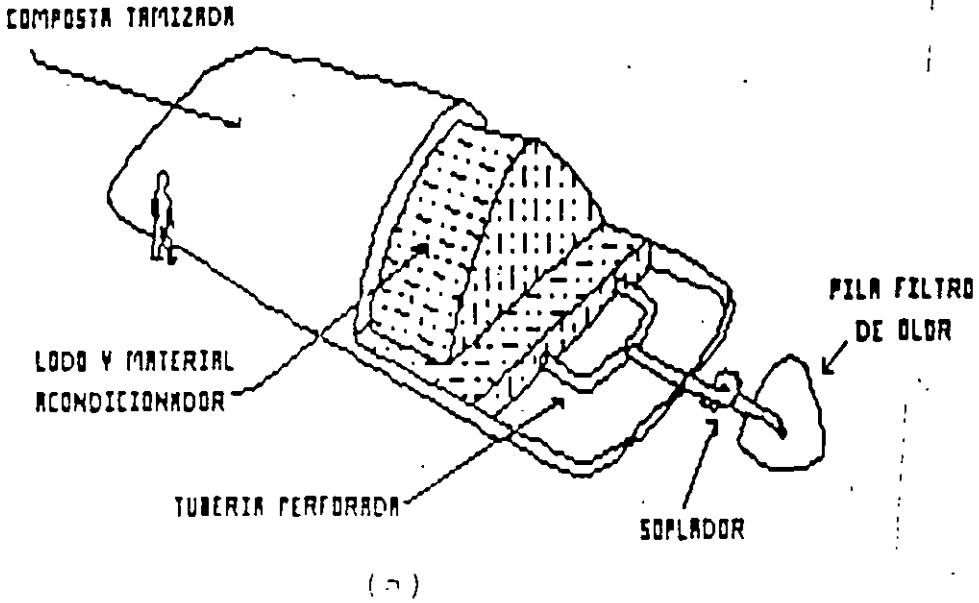
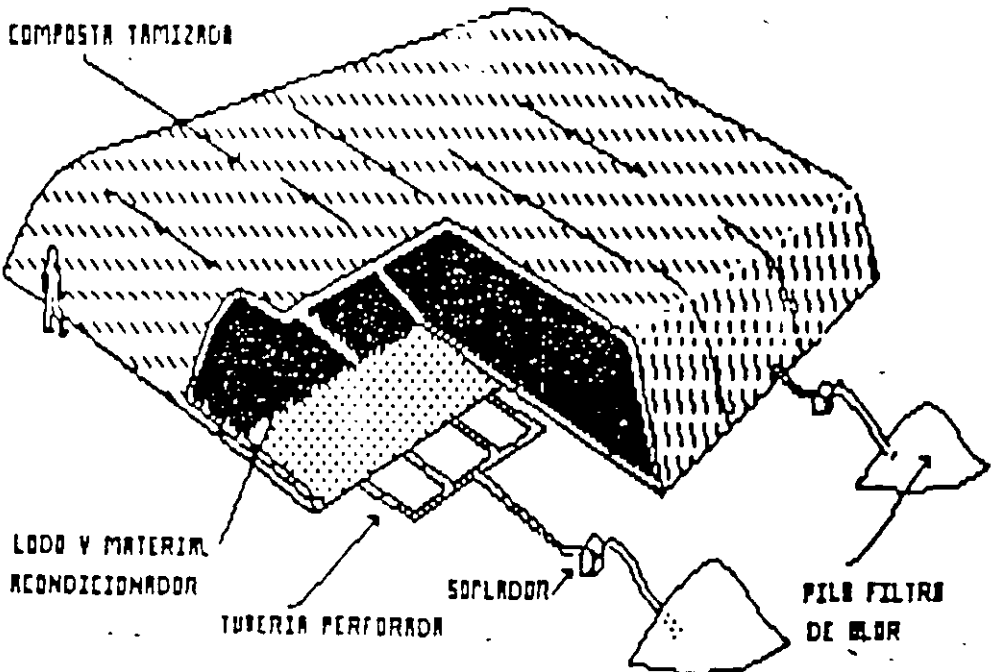


DIAGRAMA DE FLUJO DEL COMPOSTEO EN PILA ESTATICA AERADA.

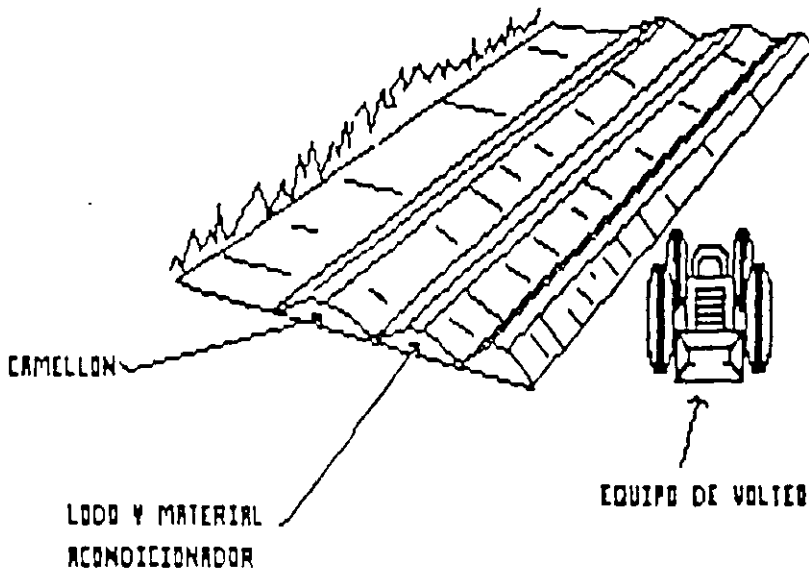
COMPOSTEO EN PILA ESTÁTICA



COMPOSTEO EN PILA ESTÁTICA EXTENDIDA

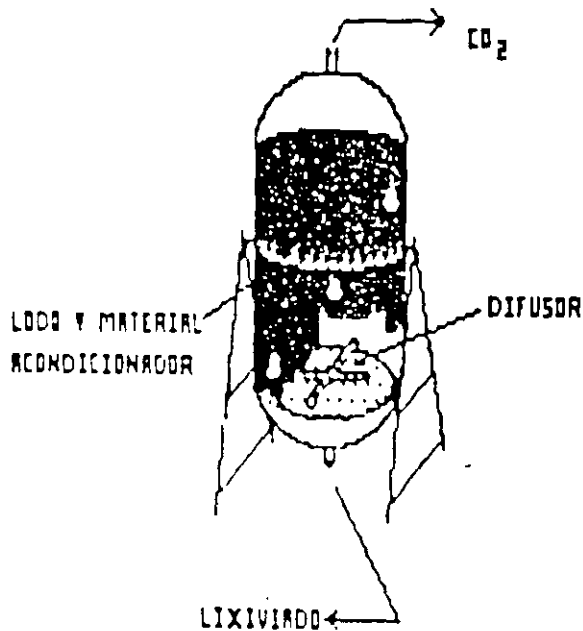


COMPOSTEO EN CAMELLONES



(...)

COMPOSTEO EN REACTOR



(...)

**CONTROL AGROSANITARIO PARA
EL USO DE LA COMPOSTA**

U S O S

SEGURIDAD DE LA COMPOSTA

AGRICOLA

**- SIN RIESGO PARA LA CADENA
ALIMENTICIA.
SE DOSIFICA SEGUN EL TIPO
DE CULTIVO Y SUELO.**

VIVEROS

**- SEGURIDAD SANITARIA PARA
PRODUCTORES.
LA COMPOSTA SE MEZCLA CON
SUSTRATOS ORGANICOS.**

CASERO

**- SIN RIESGO PARA USUARIOS
PRINCIPALMENTE NIÑOS.**

**SILVICOLA Y EN
RECUPERACION DE
SUELOS EROSIONADOS**

**- APLICACION INTENSIVA, SIN
PELIGRO DE CONTAMINAR LOS
ECOSISTEMAS NATURALES.
SE CONTROLA EL NUMERO DE
APLICACIONES.**

PROCESOS TÉRMICOS

UTILIZAN ALTAS O BAJAS CONDICIONES DE TEMPERATURA PARA DESTRUIR O REDUCIR LA TOXICIDAD DEL LODO.

LOS PROCESOS MÁS UTILIZADOS SON: LA INCINERACIÓN, VITRIFICACIÓN, OXIDACIÓN CON AIRE HÚMEDO, PIRÓLISIS, RECALCINACIÓN, COMPOSTEO POR SECADO CON CALOR Y LA CONGELACIÓN

INCINERACIÓN

ES EL QUEMADO DE LOS SÓLIDOS VOLÁTILES PRESENTES EN LOS LODOS EN PRESENCIA DE OXÍGENO, CONVIRTIENDO EL LODO EN CENIZA.

LA INCINERACIÓN SE REALIZA EN DOS ETAPAS:
SECADO DEL LODO
COMBUSTIÓN COMPLETA DE LA MATERIA ORGÁNICA.

TEMPERATURA MÍNIMA DE COMBUSTIÓN 700°C.

EXCESO DE AIRE DE 50 A 100% SOBRE LOS REQUERIMIENTOS ESTEQUIOMÉTRICOS.

COMO COMBUSTIBLE AUXILIAR SE UTILIZA EL GAS NATURAL O COMBUSTOLEO TANTO PARA LA IGNICIÓN COMO PARA MANTENER LA TEMPERATURA APROPIADA.

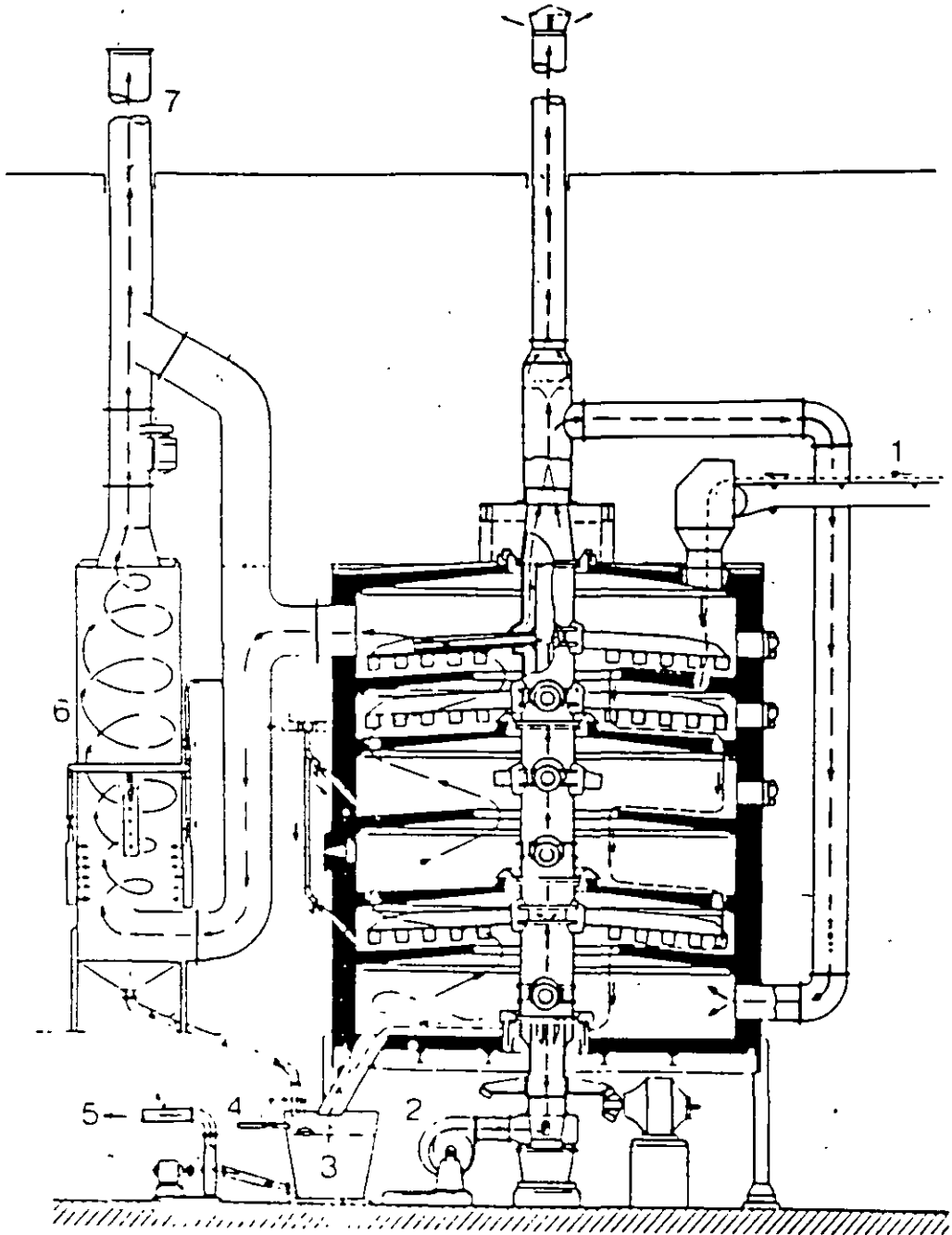
TIPOS DE INCINERADORES

- HORNO DE CHAROLAS MÚLTIPLES
- HORNO DE CAMA FLUIDIZADA
- HORNO REFRACTARIO

HORNO DE CHAROLAS MÚLTIPLES

EL INCINERADOR DE CHAROLAS MÚLTIPLES ES UNO DE LOS EQUIPOS MÁS UTILIZADOS EN LA INCINERACIÓN DE LODOS MUNICIPALES. CONSISTE EN UNA SERIE DE CHAROLAS VERTICALES, COLOCADAS UNA SOBRE OTRA. EL SECADO OCURRE EN LOS NIVELES SUPERIORES Y LA COMBUSTIÓN EN LOS NIVELES INTERMEDIOS. RANGO DE TEMPERATURA INTERNA ES DE 600 - 1000 °C. LAS CENIZAS RESIDUALES REQUIEREN LLEVARSE A UN SISTEMA DE DISPOSICIÓN FINAL, TAL COMO UN RELLENO SANITARIO. LAS EMISIONES A LA ATMÓSFERA SE CONTROLAN POR MEDIO DE FILTROS, PRECIPITADORES ELECTROSTÁTICOS Y SCRUBBERS.

INCINERACION



- 1 - Alimentación de tanques
- 2 - Aire de refrigeración
- 3 - Cenizas
- 4 - Aportación de agua

- 5 - Hacia laguna.
- 6 - Lavador ciclónico
- 7 - Gas de combustión a la atmósfera.

- Esquema de principio de un horno de soleras.

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA INCINERACIÓN

VENTAJAS.

REDUCCIÓN DEL VOLUMEN DEL LODO DE 80 - 95%
DESTRUCCIÓN TOTAL DE MICROORGANISMOS PATÓGENOS
OXIDACIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS
REQUIERE DE POCA ÁREA PARA SU INSTALACIÓN

DESVENTAJAS

ALTOS COSTOS DE INVERSIÓN, OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO.
REQUIERE DE PERSONAL CALIFICADO PARA SU OPERACIÓN
LOS METALES PESADOS, NO SON DEGRADADOS, SU
CONCENTRACIÓN AUMENTA EN LAS CENIZAS.
CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA SI NO HAY CONTROL DE
EMISIONES
DISPOSICIÓN DE CENIZAS

SISTEMAS DE DISPOSICIÓN FINAL

LAS MÉTODOS MÁS COMUNES PARA LA DISPOSICIÓN FINAL DE LODOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO SON:

RELLENO SANITARIO

DISPOSICIÓN AL SUELO

RECICLO. COMPOSTA, PRODUCCIÓN DE LADRILLOS, PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLE, ETC.

RELLENO SANITARIO

ES LA DISPOSICIÓN DEL LODO EN UN ÁREA ESPECÍFICA SÓLO O CON OTROS RESIDUOS SÓLIDOS Y ENTERRADO BAJO UNA CUBIERTA DE SUELO.

EXISTEN DOS TIPOS DE DISPOSICIÓN EN RELLENO..

- DISPOSICIÓN DE LODOS EN ZANJAS O TRINCHERAS
- CODISPOSICIÓN. LODOS- DESECHOS SÓLIDOS MUNICIPALES
LODOS-TIERRA

VENTAJAS Y DESVENTAJAS

VENTAJAS

RÁPIDA ESTABILIZACIÓN

CONTROL DE CONTAMINACIÓN SI EL RELLENO ESTÁ BIEN CONSTRUIDO

DESVENTAJAS

ALTOS COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

ALTOS REQUERIMIENTOS DE ÁREA

GENERACIÓN DE LIXIVIADOS

APLICACIÓN DE LODOS AL SUELO

OBJETIVOS:

ESTABILIZACIÓN FINAL DEL LODO

USOS DE LOS NUTRIENTES Y DE LA MATERIA ORGÁNICA COMO FERTILIZANTE O ACONDICIONADOR DE SUELO EN SUELOS AGRÍCOLAS, FORESTALES, SUELOS EROSIONADOS

APROVECHAMIENTO DEL CONTENIDO DE NITRÓGENO FÓSFORO Y POTASIO QUE SE ENCUENTRA EN LOS LODOS

APROVECHAMIENTO DEL CONTENIDO DE METALES EN LOS LODOS, YA QUE EN CANTIDADES TRAZAS SON ESENCIALES PARA EL CRECIMIENTO DE LAS PLANTAS

CARACTERÍSTICAS DE LOS SITIOS DE APLICACIÓN

- ◆ NO ESTAR PRÓXIMOS A ZONAS HABITACIONALES O CUERPOS DE AGUA SUPERFICIALES.
- ◆ TENER PENDIENTE MÁXIMA DE 5 A 8%
- ◆ CAPACIDAD PARA FILTRAR, AMORTIGUAR Y ABSORBER EL LODO
- ◆ PERMEABILIDAD MODERADA (1.5 A 5 CM/H)
- ◆ SER PROFUNDOS Y DE TEXTURA FINA PARA TENER CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE HUMEDAD Y FIJACIÓN DE NUTRIENTES.

Disposición de Lodos en Terreno

Criterio de Diseño	Pilas	Capas	Envase de diques o bordos
Contenido de sólidos	> 20 %	> 15 %	20-28% para equipo en el suelo; > 28% para equipo en lodo
Características del lodo	Estabilizado	Estabilizado	Estabilizado o no
Pendiente de Terreno	Sin limitaciones	Terreno nivelado bien preparado	Terreno nivelado o terraza acantilada bien preparada
Abultamiento requerido	Si	Si	Ocasionalmente
Relación tierra:lodo	0.5-2 : 1	0.25-1 : 1	0-0.5 : 1
Tasa de aplicación	3,000-14,000 yd ³ /acre (5,700-26,400 m ³ /ha)	2,000-9,000 yd ³ /acre (3,800-10,000 m ³ /ha)	4,800-15,000 yd ³ /acre (5,700-26,400 m ³ /ha)

Disposición de Lodos en Zanjas

Criterio de Diseño	Zanja Angosta < 10 pies (3.0 m)	Zanja Ancha > 10 pies (3.0 m)
Contenido de sólidos	15 a 20% para anchos de 2 a 3 pies (.6 a .9 m); 20 a 28% para anchos de 3 a 10 pies (.9 a 3 m).	20 a 28% para equipo en el suelo; más del 28% para equipo sobre el lodo.
Pendiente de Terreno	Menor a 20 por ciento	Menor a 10 por ciento
Espesor de la cubierta de tierra	2 a 3 pies (.6 a .9 m) para anchos de 2 a 3 pies; 3 a 4 pies (.9 a 1.2 m) para anchos de 3 a 10 pies (.9 a 3 m)	3 a 4 pies (.9 a 1.2 m) para equipo en el suelo 4 a 5 pies (1.2-1.5 m) para equipo sobre lodo.
Tasa de aplicación	1,200 a 5,600 yd ³ /acre (2,300-10,600 m ³ /ha)	3,200 a 14,500 yd ³ /acre (6,000-27,400 m ³ /ha)

CRITERIOS Y NORMAS PARA EL USO DE LODOS RESIDUALES

PARA LOGRAR EL REUSO DEL LODO Y SU INTRODUCCIÓN AL MERCADO SE NECESITAN CRITERIOS Y NORMAS PARA REDUCIR LOS RIESGOS DE CONTAMINACIÓN

ESTADOS UNIDOS HA DESARROLLADO LA LEGISLACIÓN EN ESTE ASPECTO Y SE ENCOENTRA EN EL CFR 40 PARTE 503, APLICABLE A LOS LODOS GENERADOS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO Y FOSAS SÉPTICAS

PARÁMETROS DE CONTROL

REDUCCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE PATÓGENOS

FIJA LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN QUE DEBEN CUMPLIR LOS DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA EL USO DEL LODO EN SUELO Y PARA SU COMERCIALIZACIÓN, EXIGIENDO DOS NIVELES DE CALIDAD.

- PROCESOS Y CONDICIONES DE OPERACIÓN PARA LOGRAR UN REDUCCIÓN SIGNIFICATIVA DE PATÓGENOS.

- PROCESOS Y CONDICIONES DE OPERACIÓN PARA LOGRAR UNA REDUCCIÓN ADICIONAL DE PATÓGENOS.

CONTENIDO DE METALES PESADOS

ESTABLECE DOS NIVELES DE CALIDAD DE BIOSÓLIDOS CON RESPECTO A LA CONTENIDO DE METALES PESADOS.

- CONCENTRACIÓN DE CONTAMINANTES MÁXIMA PERMITIDA

- BIOSÓLIDOS DE ALTA CALIDAD

REMOCION DE PATOGENOS OBTENIDA CON LOS PROCESOS DE REDUCCION SIGNIFICATIVA DE PATOGENOS (PRSP) Y CON LOS DE REDUCCION ADICIONAL (PRAP)

PATOGENOS	P R O C E S O S	
	PRSP ¹ Remoción Signifi- cativa de patógenos	PRAP ¹ Remoción Adicional de Patógenos.
Reducción de sólidos volátiles	38%	38%
Coliformes fecales	1.4 log	<100 NMP/g SSV
Enterococos	1.4 log	<NMP/g SSV
Salmonella	1.0 log	<3 NMP/100 ml
Huevos de helmintos	-	-1 huevo viable de Ascaris, spp. en 100 ml
Enterovirus	1.0 log	1 UFP/100 ml para el total de enterovirus

1 Restricciones de uso, impedir el acceso al público por lo menos 12 meses y se deberá prevenirse el pastoreo de animales cuyos productos son consumidos por humanos, por lo menos un mes después de la aplicación del lodo en el suelo.

2 No se aplica ninguna restricción.

Nota: Las restricciones de uso tienen como objeto prevenir que los patógenos no penetren en la cadena alimenticia.

PROCESOS Y CONDICIONES DE OPERACION PARA LOGRAR UNA REDUCCION SIGNIFICATIVA DE PATOGENOS (PRSP)

Proceso	Condiciones de operación			
	Temperatura °C	Tiempo de retención (días)	Reducción de sólidos volátiles	Otros
Digestión aerobia	15 20	60 40	38	
Lecho de secado	>0	90	-	Capa de 23 cm
Digestión anaerobia	20 35	60 15	38	
Composteo	40	5 días		Durante 24 hrs. la temperatura excederá de 55°C
Encalado	-	Dos horas	-	Elevar el pH hasta 12

Nota: Otros procesos pueden quedar incluidos si alcanzan una reducción de sólidos volátiles de 38°C y si los patógenos y los vectores de atracción se reducen a niveles equivalentes de los procesos mencionados.

PROCESOS Y CONDICIONES DE OPERACION PARA LOGRAR UNA REDUCCION ADICIONAL DE PATOGENOS (PRAP)

Proceso	Condiciones de operación		Reducción de sólidos volátiles	Otras especificaciones
	Temperatura °C	Tiempo de retención (días)		
Composteo: -Reactor -Pila estática -Camellón	55 o más durante 3 días consecutivos 55 o más durante 15 días	Etapa termofílica 21 Curado 31	38	En el camellón durante el período de digestión se necesita remover el material 5 veces
Secado por calor	80			Reducción de humedad hasta 10% o menos
Tratamiento con calor	180	30 minutos		
Digestión aerobia termofílica	55-60	10	38	
Irradiación de rayos beta	20			Menos de 1.0 megarad
Irradiación de gama	20			Menos de 1.0 megarad
Pasteurización	70	30		

Note: otros procesos pueden quedar incluidos si alcanzan una reducción de sólidos volátiles de 38% y si los patógenos y los vectores se reducen a niveles equivalentes de los procesos mencionados.

Fuente: 40 CFR 257 apéndice II.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**TRATAMIENTO DE LODOS
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES E INDUSTRIALES**

M. en I. JOSÉ LUIS TORRESCANO

CARACTERÍSTICAS DE RESIDUOS GENERADOS EN DIFERENTES OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS

Identificación	Unidad de tratamiento	Características
a	A; Rejillas	Basura, generalmente se dispone en relleno sanitario, $20.0 \times 10^{-3} \text{ m}^3/10^3 \text{ m}^3$
b	B; Desarenador	Sólidos inorgánicos pesados, $30 \times 10^{-3} \text{ m}^3/10^3 \text{ m}^3$
c	C; Lodo primario	Lodo viscoso, olor desagradable, $150 - 250 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 3.0 - 4.5 por ciento.
c'	C; Espuma y natas	Material flotante, grasas y aceites, 8 g/m^3
d	D.F, Lodo biológico (lodos activados)	$50 - 90 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 0.3 - 1.0 por ciento.
e	E.F, Lodo biológico (filtros biológicos)	$40 - 60 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 3 por ciento.
f	H.F, Lodo de precipitación química.	Lodo viscoso o gelatinoso, $80 - 300 \text{ g/m}^3$, contenido de sólidos 3 - 4 por ciento.
g	H.D o F.F, Lodo químico-biológico	Generación $100 - 150 \text{ g/m}^3$ a 0.8 por ciento de L.A y $50 - 80 \text{ g/m}^3$ de F.B.
h	I1.F, Lodo de precipitación con cal una etapa	Lodo viscoso o gelatinoso, generación $500 - 600 \text{ g/m}^3$ Contenido de sólidos 2 - 5 por ciento.
i	I1.D o E.F Lodo biológico con cal	Generación $200 - 300 \text{ g/m}^3$ al 1 por ciento de L.A. y $150 - 200 \text{ g/m}^3$ al 3 por ciento de F.B.
j	I2.F1 F2 Lodo de cal dos etapas	Lodo viscoso y gelatinoso, generación 900 g/m^3 al 5 por ciento
k	J1.F, Nitrificación una etapa	Generación de lodo $70 - 100 \text{ g/m}^3$ al 0.8 por ciento de L.A. y $40 - 70 \text{ g/m}^3$ al 3 por ciento de F.B.

CARACTERÍSTICAS DE RESIDUOS GENERADOS EN DIFERENTES OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS

Identificación	Unidad de tratamiento	Características
l	J2,F; Nitrificación etapas separadas	Generación de sólidos 10 -12 g/m ³ contenido de sólidos 0.8 - 3 por ciento.
m	K,F; Denitrificación etapas separadas	Generación de sólidos 40 - 20 g/m ³ contenido de sólidos 0.8 - 2 por ciento.
n	O; Retrolavado del filtrado.	Generalmente este líquido, con sólidos suspendidos se retorna al principio de la planta.
o	P; Retrolavado de carbón activado.	Generalmente este líquido, con sólidos suspendidos se retorna al principio de la planta
p	Q; Salmuera del sistema de osmosis inversa.	Sales disueltas, requiere tratamiento y disposición especial.
q	R; Salmuera del sistema de electrodialisis.	Sales disueltas, requiere tratamiento y disposición especial.

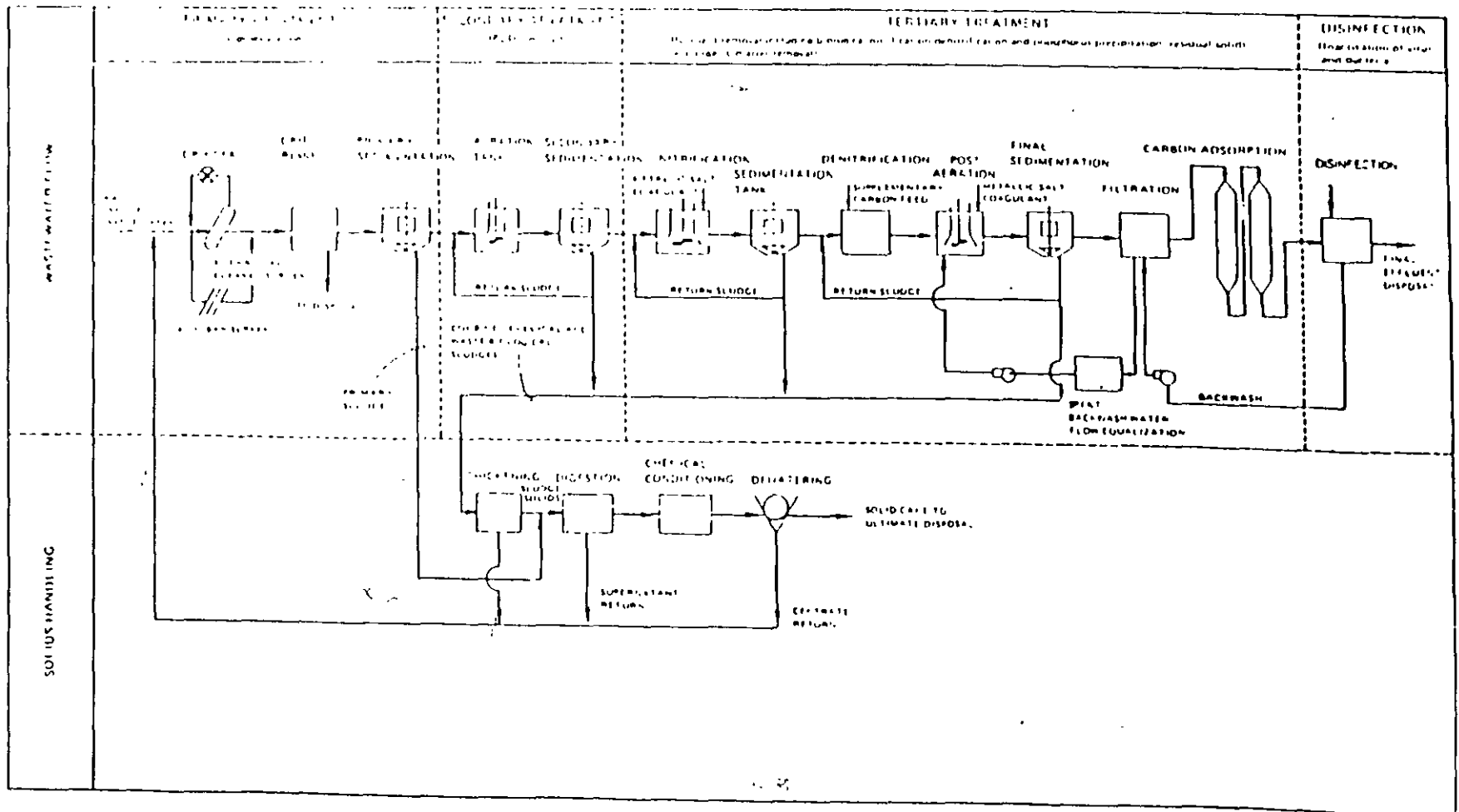


FIGURE 2-1. Typical schematic flow and process diagram.

GRADOS DE TRATAMIENTO LLEVADOS A CABO POR VARIAS OPERACIONES Y PROCESOS.

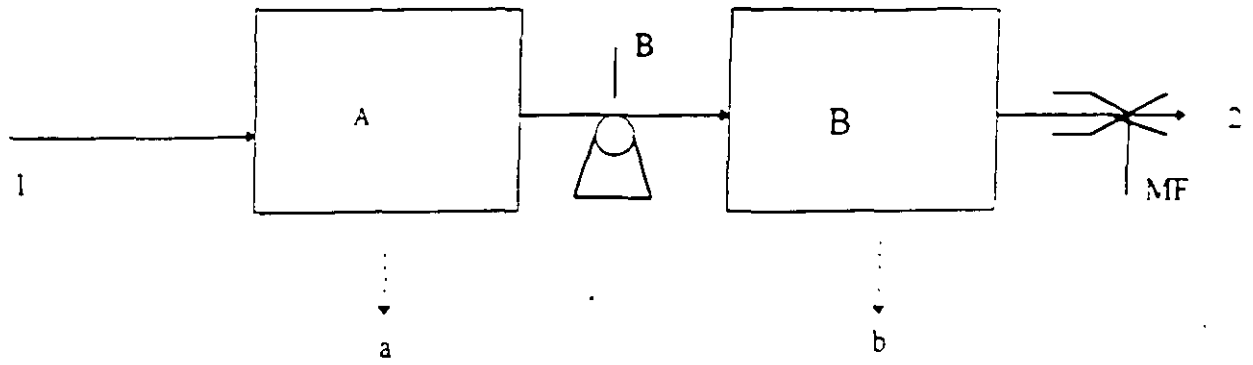
UNIDAD DE TRATAMIENTO O COMBINACION	ETAPAS DE TRATAMIENTO INVOLUCRADAS	ESTACION A TRAVES DE LA UNIDAD	EFICIENCIA DE REMOCION A TRAVES DE LAS UNIDADES					
			DBO5	DKO	SST	PT	NO	NH3-N
Pretratamiento	A, E, B, M	1 - 2	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA
Sedimentación primaria	C	3 - 4	30-40	30-40	50-65	10-20	10-20	0
Lechos Activos (convencional)	D, F	5 - 6	80-85	80-85	80-90	10-25	15-50	8-15
Filtros rápidos (alta tasa)	E, F	7 - 8	60-80	60-80	60-85	8-12	15-50	8-15
Desnitrificación	G	9-10	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA
Coagulación y sedimentación después de pretratamiento o tratamiento secundario	H, F	11 - 12	40-70	40-70	50-80	70-90	50-90	0
Coagulación en proceso de trat. biológico	H, D o E, F	13 - 14	80-90	80-90	70-90	75-85	60-90	0
Adición de cal (una etapa) después de primaria	H, F	15 - 16	50-70	50-70	60-80	70-90	60-90	0
Adición de cal (una etapa) después de tratamiento biológico	H, D, o E, F	17 - 18	80-90	80-90	70-80	75-85	60-90	0
Adición de cal (dos etapas) después de primer tratamiento biológico	I, F, F2	19 - 20	50-85	50-85	50-90	85-95	70-90	0
Nitrificación con remoción de DBO carbonácea	J1, F	21 - 22	80-95	80-90	70-90	10-15	75-85	85-95 (a)
Nitrificación en aguas separadas, crecimiento suspendido o adherido	J2, F	23 - 24	50-70	50-60	MINIMA	---	40-50	90-96
Desnitrificación etapas separadas (crecimiento en suspensión o adherido)	K, F	25 - 26	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA	MINIMA (b)
Desprendimiento de amoníaco	L	27 - 28	0	---	0	0	---	80-95
Punto de rompimiento con cloro	M	29 - 30	---	---	0	0	---	80-90
Intercambio iónico (N amoniacal)	N	31 - 32	0	0	0	0	0	90-95
Filtración	O	33 - 34	20-50	20-50	60-80	20-50	50-70	0
Adsorción con carbón	P	35 - 36	50-85	50-85	50-80	10-30	30-50	---
Osmosis inversa	Q	37 - 38	90-100	90-100	---	90-100	90-100	60-90
Electrólisis	R	39 - 40	20-60	20-60	---	---	80-95	30-50

(a) la concentración de NO₃-N, puede alcanzar 15 - 20 mg/l en el efluente.

(b) remoción de NO₃-N de 85 a 95 %

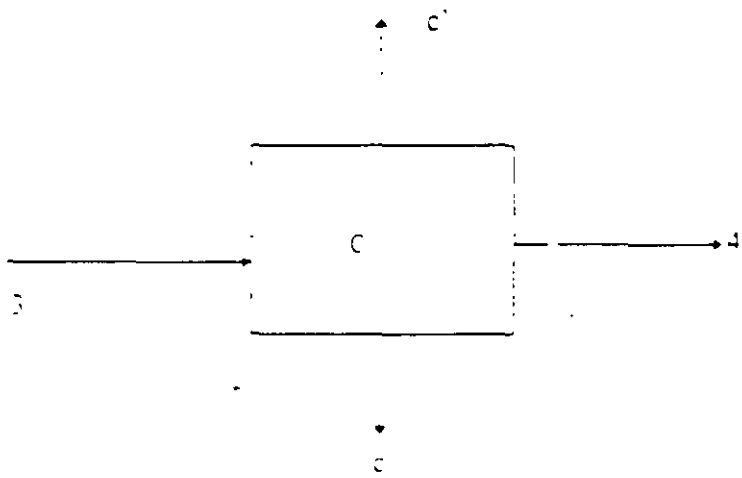
FT = fósforo total

NO = Nitrogeno orgánico.

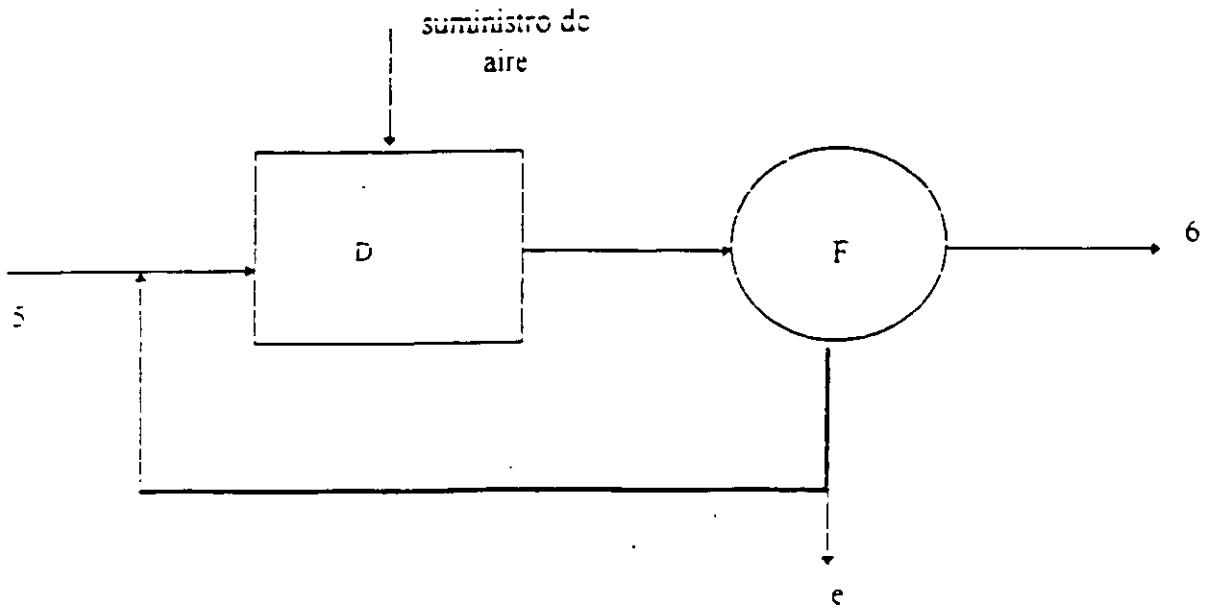


B BOMBEO
 MF. MEDICION DE FLUJO

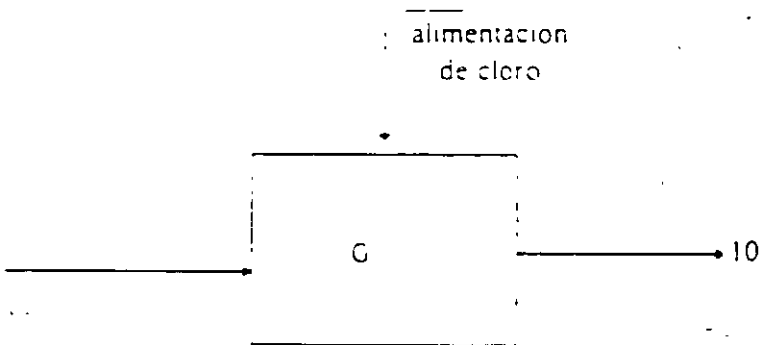
PRETRATAMIENTO



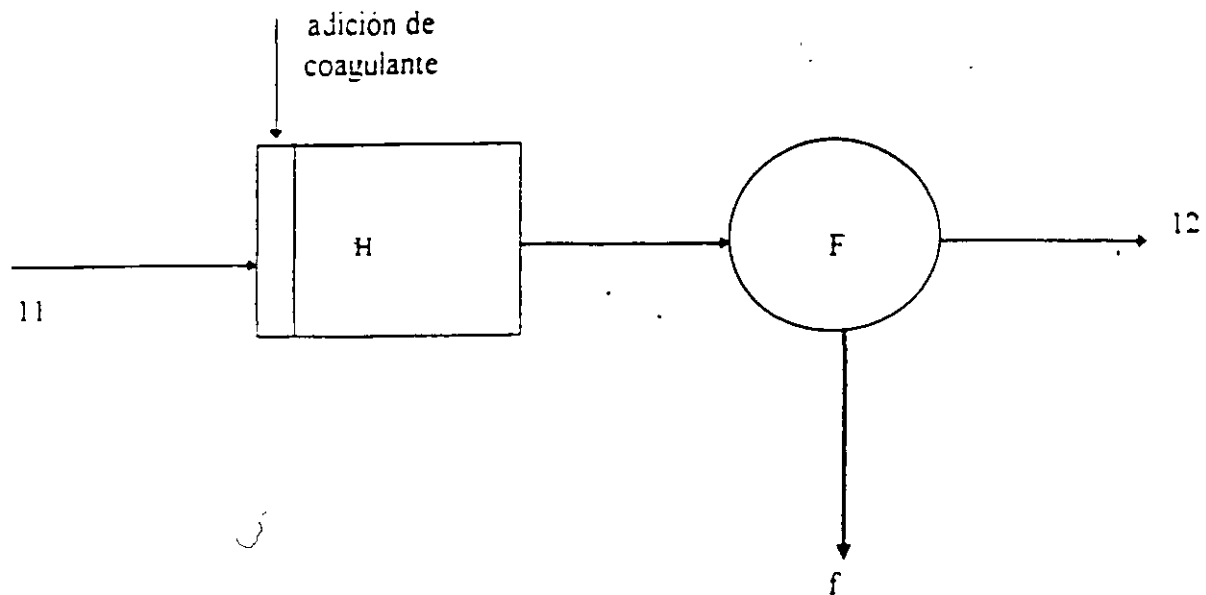
SEDIMENTACION PRIMARIA



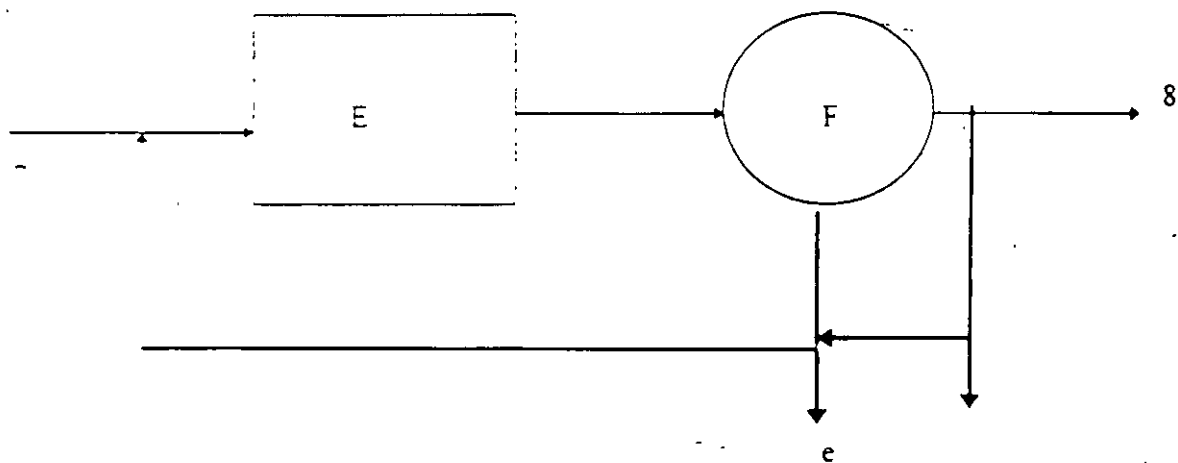
**REACTOR DE CRECIMIENTO
EN SUSPENSIÓN
(TRATAMIENTO SECUNDARIO)**



**DESINFECCIÓN UTILIZANDO
CLORO**

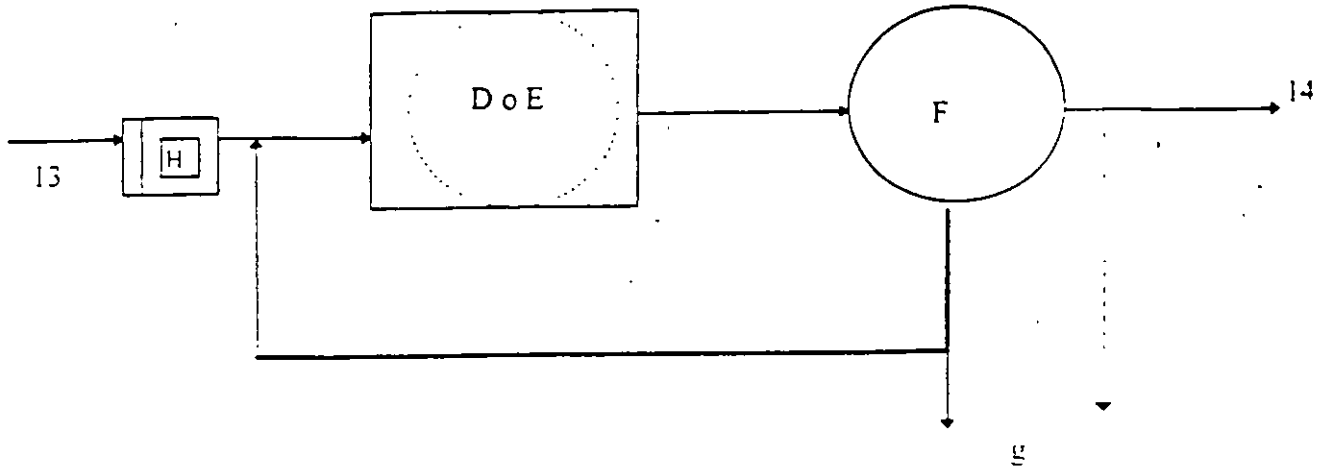


**COAGULACIÓN DESPUES DE
PRIMARIO O SECUNDARIO**



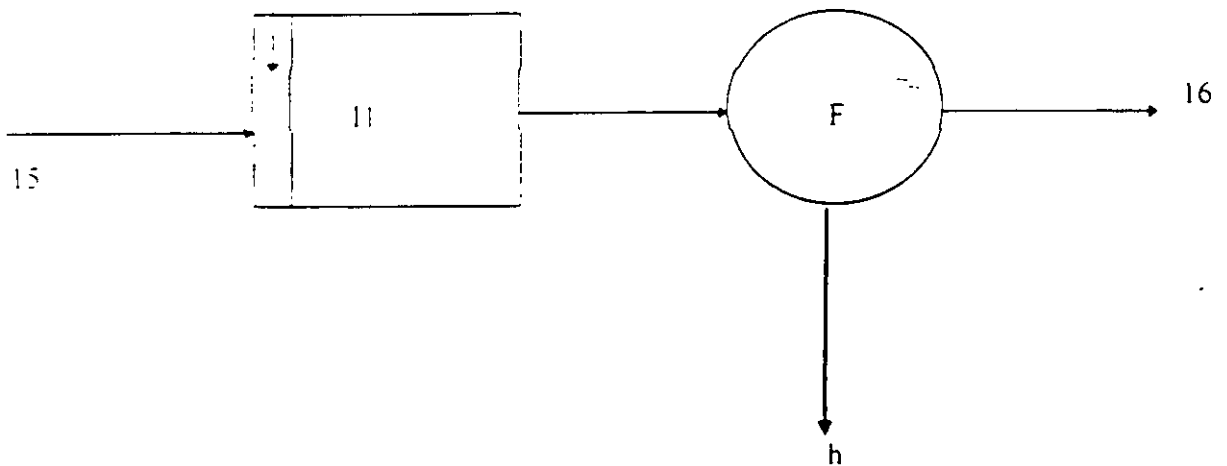
**REACTOR DE CRECIMIENTO
CON PELÍCULA FIJA
(TRATAMIENTO SECUNDARIO)**

adicion de
coagulante



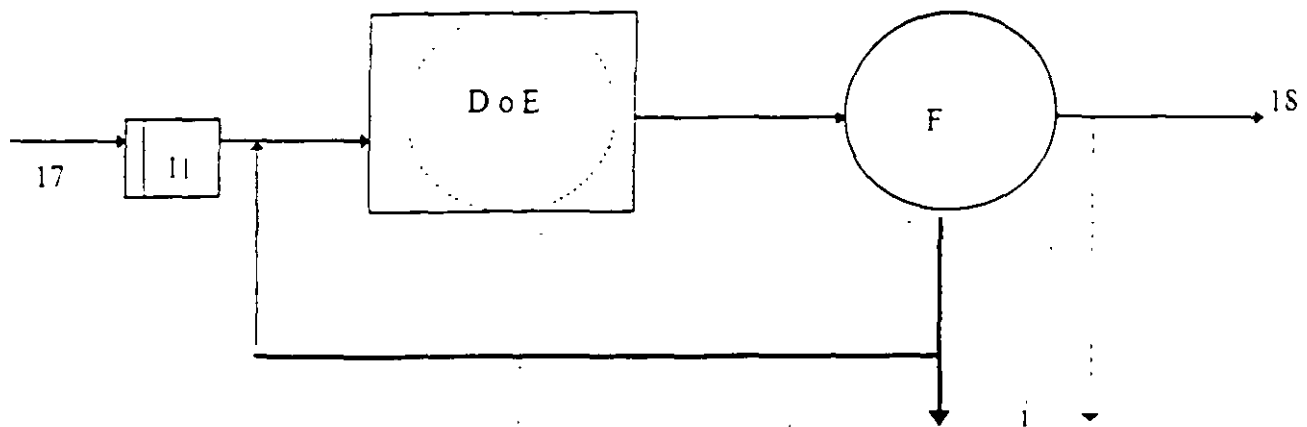
**COAGULACIÓN CON
TRATAMIENTO BIOLÓGICO**

adicion de cal



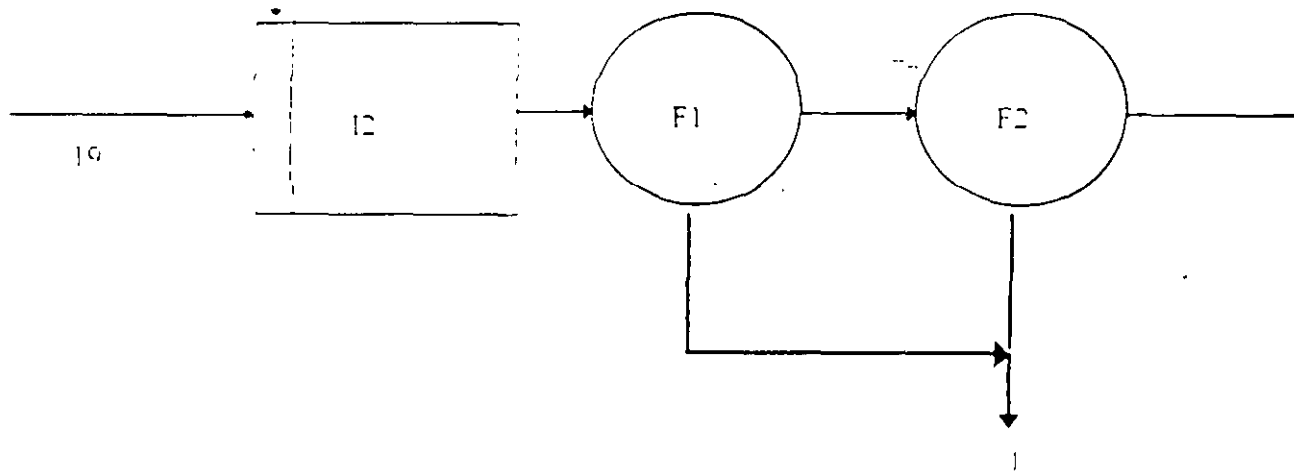
**ADICIÓN DE CAL (UNA ETAPA)
DESPUÉS DE TRATAMIENTO
PRIMARIO O SECUNDARIO**

adicion de cal

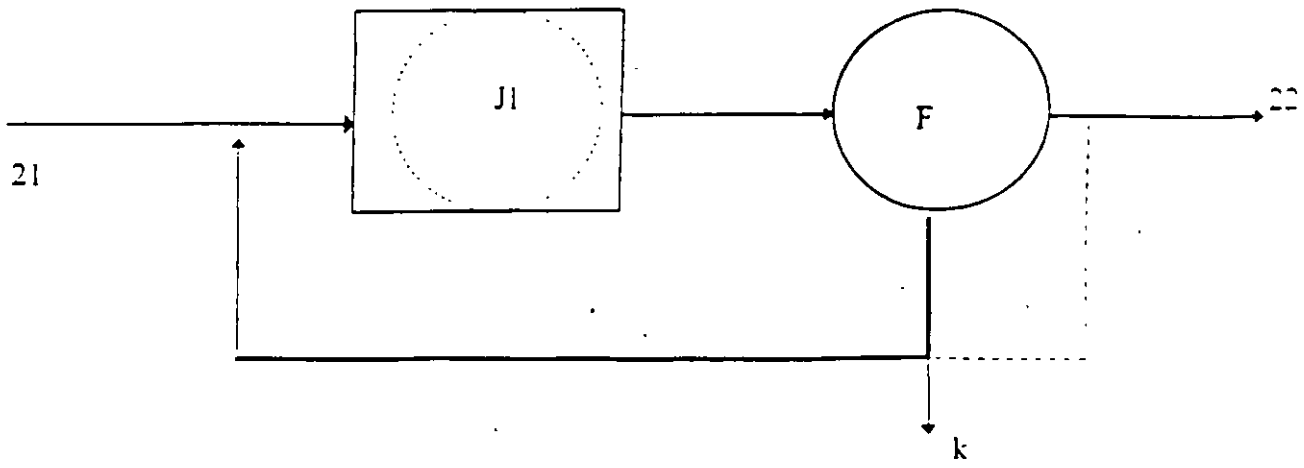


ADICIÓN DE CAL(UNA ETAPA) EN TRATAMIENTO BIOLÓGICO

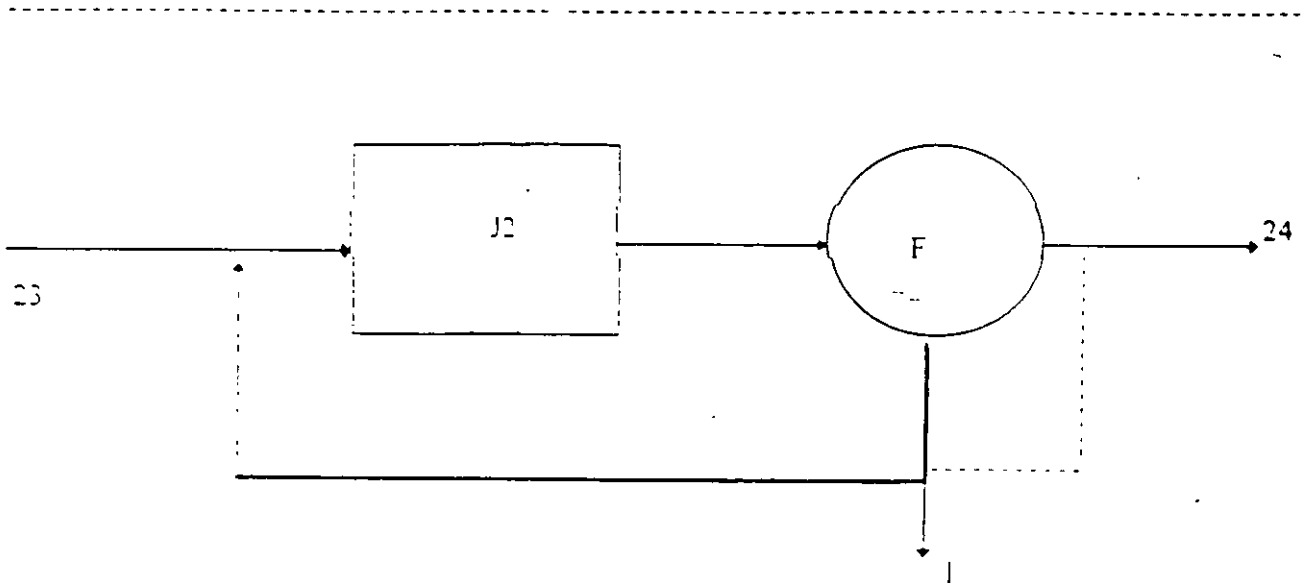
adicion de cal



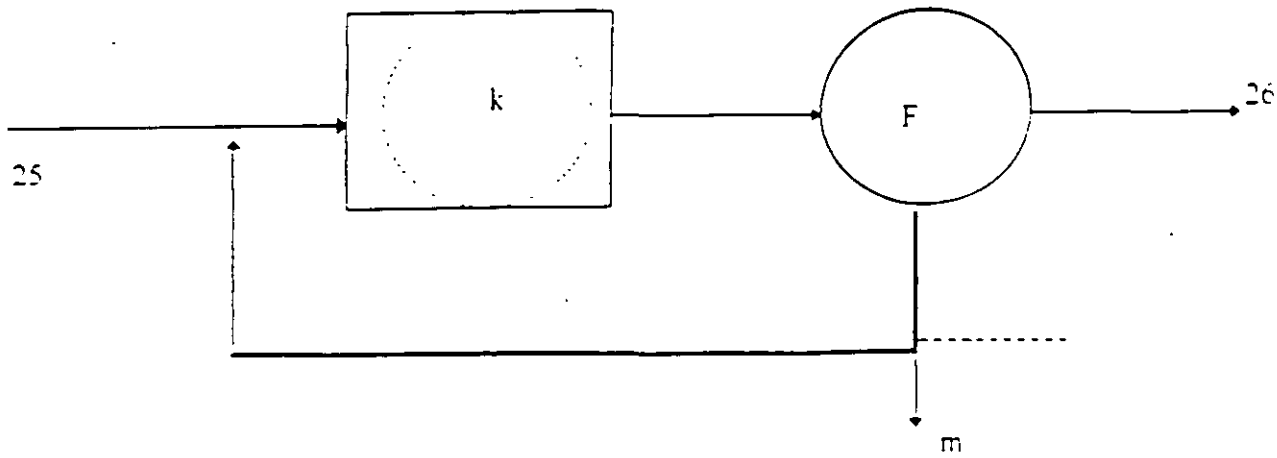
ADICIÓN DE CAL(DOS ETAPAS) DESPUÉS DE TRATAMIENTO PRIMARIO O SECUNDARIO



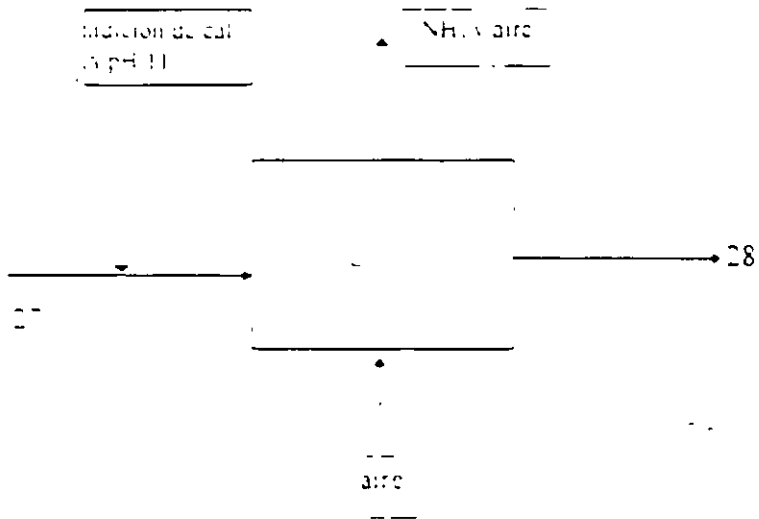
NITRIFICACIÓN UNA ETAPA



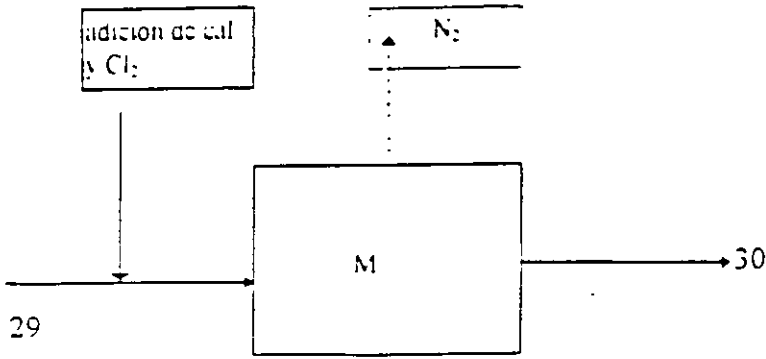
NITRIFICACIÓN SEPARADA DESPUÉS DE TRATAMIENTO SECUNDARIO



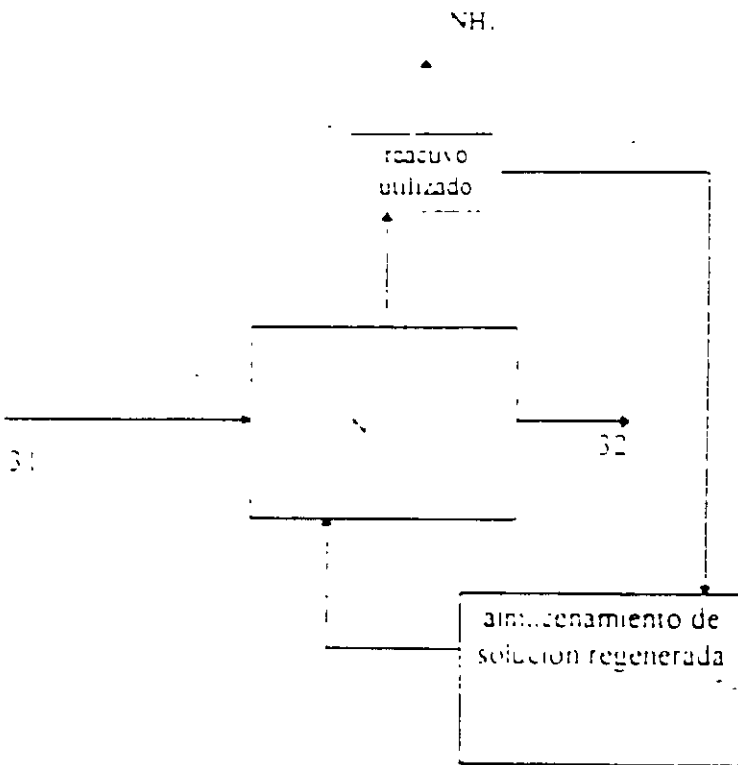
DENITRIFICACIÓN SEPARADA



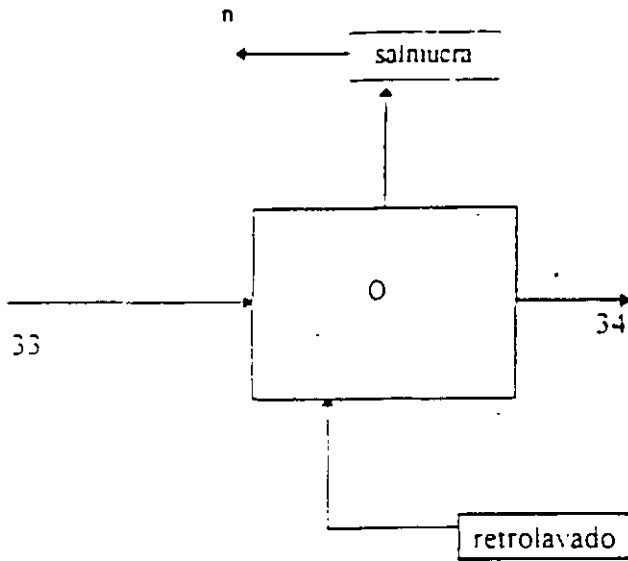
DESPRENDIMIENTO DE AMONIACO



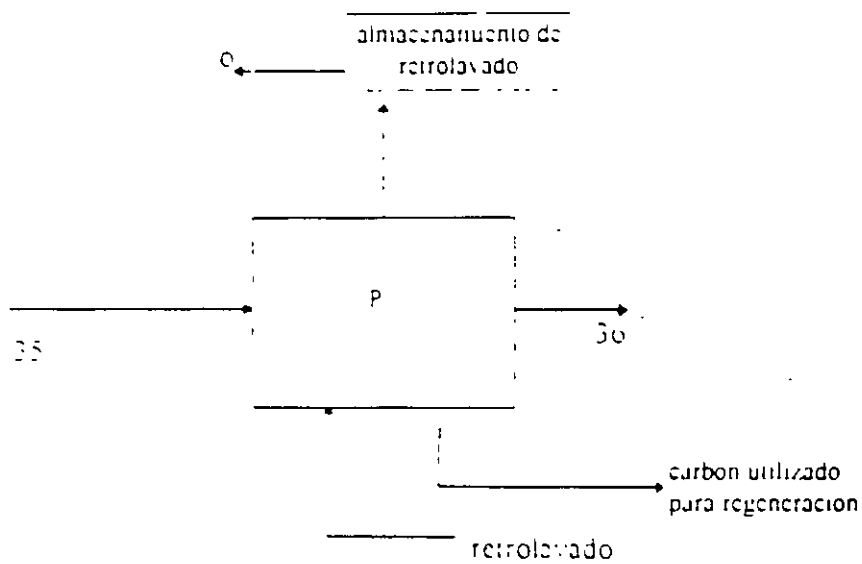
DESPRENDIMIENTO DE NITRÓGENO (PUNTO DE ROMPIMIENTO CON CLORO)



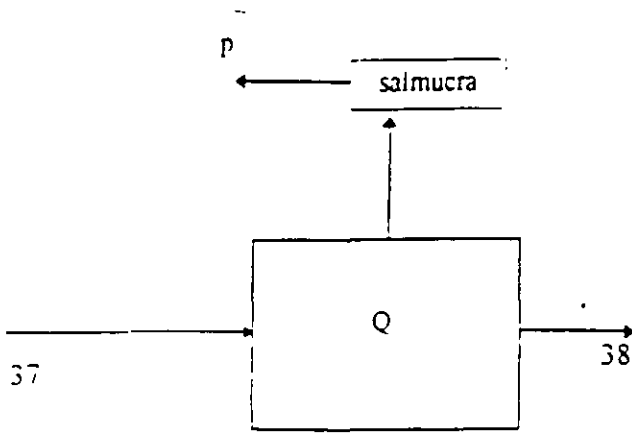
INTERCAMBIO IÓNICO PARA REMOCIÓN DE NH₃



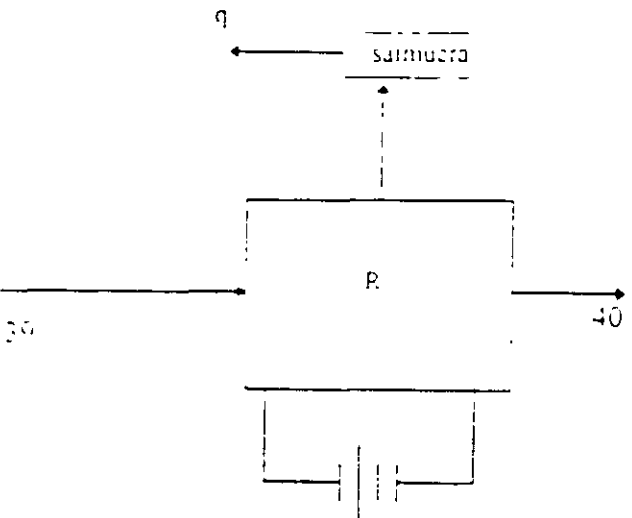
FILTRACIÓN



ADSORPCION CON CARBON

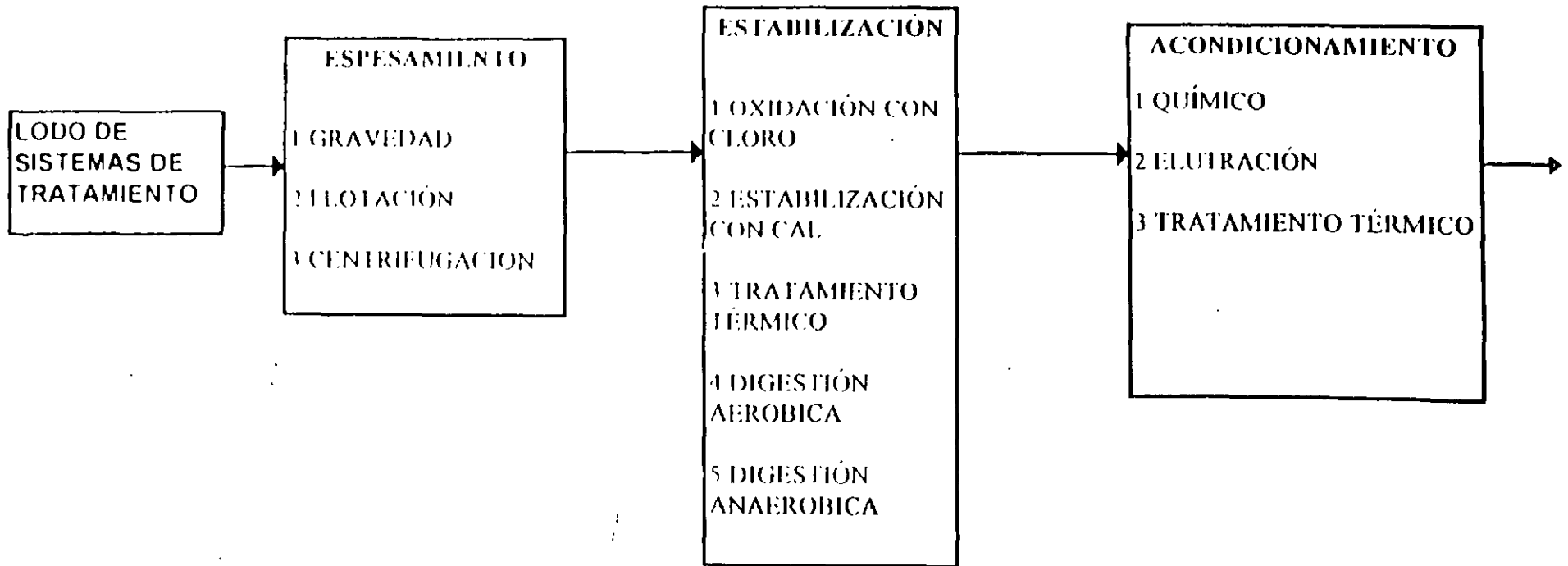


OSMOSIS INVERSA

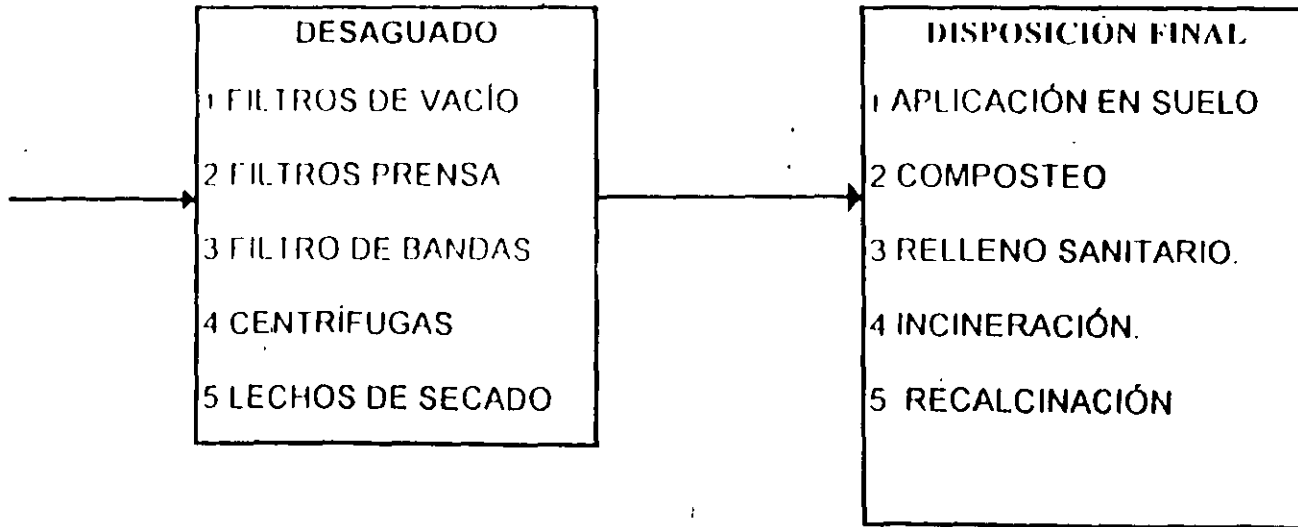


ELECTRODIALISIS

ALTERNATIVAS DE OPERACIONES Y PROCESOS PARA TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS



ALTERNATIVAS DE OPERACIONES Y PROCESOS PARA TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS



CRITERIOS DE DISEÑO PARA ESPESADORES POR GRAVEDAD

TIPO DE LODO	AFLUENTE % DE CONCENTRACION DE LODOS	LODOS ESPESADOS % DE CONCENTRACION DE LODOS	CARGA HIDRÁULICA M ³ /M ² *D	CARGA DE SÓLIDOS Kg/M ² *D	% CAPTURA DE SÓLIDOS	EFLUENTE SST mg/l.
PRIMARIO	10 - 70	50 - 100	240 - 330	90 - 144	85 - 98	300 - 1,000
FILTROS BIOLÓGICOS	10 - 40	20 - 80	20 - 60	35 - 50	80 - 82	200 - 1,000
LODOS ACTIV	02 - 15	20 - 40	20 - 40	10.0 - 35	60 - 85	200 - 1,000
PRIM+LA	05 - 20	40 - 60	40 - 100	25 - 80	85 - 92	300 - 800

CRITERIOS TÍPICOS DE DISEÑO PARA DIGESTORES ANAEROBIOS ESTÁNDARES Y DE ALTA TASA

PARÁMETRO	TASA ESTÁNDAR	ALTA TASA
Tiempo de retención de sólidos, días	30 - 60	10 - 20
Carga de lodos kg SV/m ³ d	0.64 - 1.60	2.4 - 6.41
Criterio de volumen.		
Lodo primario, m ³ /per capita	0.03 - 0.04	0.02 - 0.03
Lodo primario + lodo de desecho de lodos activados, m ³ /per capita	0.06 - 0.08	0.02 - 0.03
Lodo primario + lodo de filtro biológico, m ³ /per capita	0.06 - 0.14	0.02 - 0.04
Alimentación de lodos concentración de sólidos % peso seco	2 - 4	4 - 6
Sólidos digeridos, concentración en el aren, % de peso seco	4 - 6	4 - 6

CARACTERÍSTICAS DEL SOBRENADANTE DE UN DIGESTOR ANAEROBIO, TRATANDO LODO PRIMARIO MÁS LODO ACTIVADO ESPESADOS.

PARÁMETRO	CONCENTRACION, mg/l
Sólidos totales	3 000 - 15 000
DBO ₅	1.000 - 10.000
COO	3 000 - 30 000
Nitrogeno amoniacal como N	400 - 1 000
Fosforo total como P	300 - 1 000

PARÁMETROS DE DISEÑO PARA DIGESTORES AEROBIOS.

PARÁMETRO	VALOR	OBSERVACIONES
Tiempo de retención de sólidos, d.		
Solo lodo activado	10 - 15	Dependiendo de la temperatura, tipo de lodo, mezcla, etc. la edad del lodo puede alcanzar de 10 a 40 d
Lodo de primario más lodos activados. o lodo primario	15 - 20	
Volumen requerido, m ³ /per capita.	0.085 - 0.113	
Carga de sólidos volátiles		
Kg/m ³ *d.	0.384 - 1.600	Depende de la temperatura, tipo de lodo mezcla etc
Requerimientos de aire		Suficiente para mantener los solidos en suspension y mantener un OD de 1 a 2 mg/l
Sistema de difusores Solo lodo activado. m ³ /m ³ *min Lodo de primario + LA m ³ /m ³ *min	0.020 - 0.035 > 0.05	
Sistema mecanico, kw/m ²	0.0263 - 0.0329	
Oxigeno disuelto minimo, mg/l	1.0 - 2.0	
Temperatura, °C	> 15	Si la temperatura del lodo es menor a 15 C se debera adicionar tiempo de retencion adicional
Por ciento de reducci3n de SSV.	35 - 50	
Diseño del tanque.	Los tanques de digesti3n aerobica son abiertos y generalmente no requieren de equipo especial de transferencia de calor o aislamiento. Para sistemas de tratamiento pequenos 44 l/seg. o menos el diseño del tanque debera ser suficientemente flexible para que el digestor pueda funcionar como unidad de espesamiento	
Requerimientos de energia, kW por 10,000 de poblacion equivalente.	6 - 7.5	

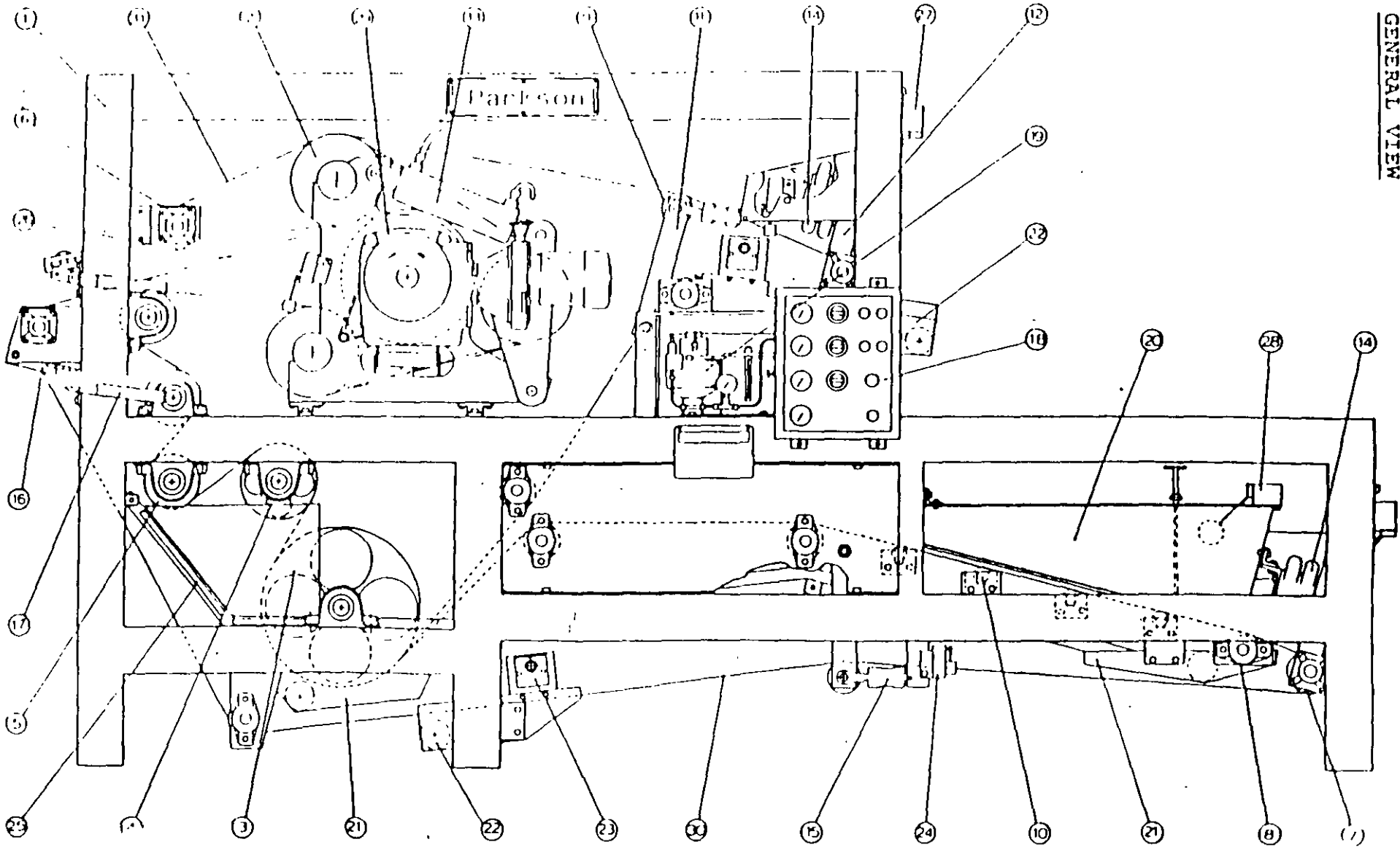
CARACTERÍSTICAS DEL SOBRENADANTE DE UN DIGESTOR AEROBIO.

PARAMETRO	RANGO	TIPICO
pH	5.9 - 7.7	7.0
DBO ₅	9 - 1,700	500
DBO ₅ soluble	4 - 183	51
DOO	288 - 8,140	2,600
SST	46 - 11,500	3,400
N. Kjeldahl	10 - 400	170
P. total	19 - 241	98
P. soluble	2.5 - 64.0	26

VENTAJAS Y DESVENTAJAS EN EL USO DE LECHOS DE SECADO

VENTAJAS	DESVENTAJAS
CUANDO HAY TERRENO DISPONIBLE EL COSTO DE INVERSIÓN ES BAJO	REQUIERE DE MÁS TERRENO QUE LOS DEMÁS MÉTODOS MECÁNICOS.
MINIMO DE OPERACIÓN	FALTA DE BASES PARA UN DISEÑO DE INGENIERIA ADECUADO
BAJO CONSUMO DE ENERGÍA.	PARA EVITAR OLORES REQUIERE DE LODO BIEN ESTABILIZADO
POCO SENSIBLE A LAS VARIACIONES DE LA CALIDAD DEL LODO	SISTEMA AFECTADO POR CONDICIONES CLIMATOLOGICAS
NO REQUIERE DE PRODUCTOS QUIMICOS	PARA LA REMOCION DEL LODO REQUIERE DE LABOR INTENSA
ALTO CONTENIDO DE LODOS EN LA TORTA DE LODO	

1. GENERAL VIEW





**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR EL PROCESO DE
LADOS ACTIVADOS**

M. en I. JOSÉ LUIS TORRESCANO

UNAM

FACULTAD DE INGENIERÍA

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA

**PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y
REUSO.**

**TEMA: TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
POR EL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS.**

JOSE LUIS TORRESCANO ESPAÑA

TRATAMIENTO SECUNDARIO

LODOS ACTIVADOS

INTRODUCCIÓN A LOS PROCESOS BIOLÓGICOS

Los objetivos del tratamiento biológico aplicado al agua residual, son: coagular y remover los sólidos coloidales y disueltos no sedimentables y estabilizar la materia orgánica.

Los principales microorganismos responsables de remover grandes cantidades de materia orgánica en los procesos biológicos aerobios, son las bacterias, en su mayoría aerobias facultativas heterótrofas. Pruebas realizadas sobre un gran número de diferentes bacterias indican que están constituidas por aproximadamente 80% de agua y 20% de material seco, del cual 90% es orgánico y 10% inorgánico, una fórmula aceptada para la materia orgánica es $C_5H_8O_2N$, del cual 53% de peso seco es carbono.

Además de la fuente de carbono orgánico y la presencia de oxígeno principales abastecedores de carbono y energía para la síntesis y mantenimiento de funciones, debe haber elementos inorgánicos como nitrógeno y fósforo, y trazas de elementos como azufre, potasio, calcio, y magnesio que son vitales para la síntesis celular.

En presencia de oxígeno, la oxidación aeróbica toma lugar; parte de la materia orgánica es sintetizada a nuevos microorganismos, otra parte es oxidada a productos finales relativamente estables como CO_2 , agua y NH_3 , y en ausencia de materia orgánica las mismas células o microorganismos entran en una etapa endógena para obtener la energía necesaria para el mantenimiento de sus funciones. En la mayoría de los tratamientos biológicos estos tres procesos ocurren simultáneamente.

Para un proceso aerobio y considerado a las bacterias como la población dominante, los tres procesos anteriores pueden representarse de la siguiente manera.

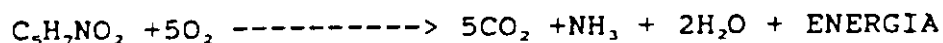
OXIDACIÓN:

$COHNS + O_2 + BACTERIAS \longrightarrow CO_2 + NH_3 + ENERGÍA + OTROS$
PRODUCTOS FINALES

SÍNTESIS:

$COHNS + O_2 + BACTERIAS \longrightarrow ENERGÍA + C_5H_8O_2N$

RESPIRACIÓN ENDOGENA:



donde COHNS representa la materia orgánica contenida en el agua.
C₅H₇NO₂ representa la materia celular bacteriana.

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE LODOS DE LODOS ACTIVADOS

La fig.1 representa el diagrama típico del tratamiento biológico por el proceso de lodos activados para un sistema de flujo continuo con recirculación de lodos.

El proceso se lleva a cabo de la siguiente manera: El residuo entra al reactor o aerador en el que se encuentra un cultivo de microorganismos, en su mayoría bacterias en suspensión, las cuales en su conjunto se les conoce como licor mezclado. El medio ambiente aerobio así como la mezcla de sustrato (que es el agua residual influente S₀) y de microorganismos (medidos como sólidos suspendidos volátiles SSV) se mantienen mediante el uso de aeración mecánica de superficie o inyección de aire por difusores generando aire con sopladores. Después de un determinado tiempo de retención, el licor mezclado pasa a un tanque de sedimentación secundaria, donde se lleva a cabo la separación de microorganismos (en forma de flóculos) del agua, la cual sale por la parte superior del tanque, terminando aquí su proceso de tratamiento. Una parte de la biomasa sedimentada se retorna al tanque de aeración para mantener una concentración adecuada de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado, y la otra es retirada del sistema como desecho, siendo este lodo la contaminación que se le ha quitado al agua anfluente.

Se han encontrado estudios sobre tratamiento de aguas residuales industriales por medio de este proceso (lodos activados) para una gran variedad de desechos líquidos, sin embargo, debido a los giros de cada industria, los efluentes varían tanto en cantidad como en calidad, por lo que es necesario realizar estudios en particular del agua residual a la que se le dará tratamiento.

Para diseñar un proceso de lodos activados lo más recomendable, cuando se desconoce la calidad del desecho a tratar, es realizar un estudio de tratabilidad, obtener las constantes cinéticas y a partir de estas calcular el volumen necesario para obtener la eficiencia deseada de tratamiento, así como otros parámetros de diseño y operación.

DISEÑO DE UN PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

CONSIDERACIONES DE DISEÑO

El siguiente tema contempla el diseño del reactor o tanque de aeración de un proceso de lodos activados, considerando un agua de origen municipal con variaciones normales en sus características para remover de esta agua, carga orgánica medida, principalmente, como demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y/o demanda química de oxígeno (DQO).

El tanque de aeración o reactor es la parte fundamental de un sistema de lodos activados, su diseño y operación está gobernado por numerosas variables, algunas de las cuales están fuera del control de diseño, por ejemplo, cuando en el diseño no se consideró la descarga de residuos tóxicos y/o inhibitorios, y cuando se opere la planta pudieran estar presentes estas descargas.

Otras características del agua residual a tratar que deben, considerarse, tales como concentración de nutrientes necesarios, carga orgánica (DBO₅), temperatura son parámetros que deben tomarse en cuenta cuando se dimensiona el tanque de aeración.

PARÁMETROS DE DISEÑO

*PRUEBAS DE TRATABILIDAD

Las pruebas de tratabilidad consisten en simular, a nivel laboratorio o piloto, el proceso de lodos activados, alimentando a 4 o 5 reactores con el agua en estudio, y manteniendo para cada reactor diferentes condiciones de operación, como son tiempo de retención hidráulico y concentración de sólidos suspendidos ya sean totales o volátiles. Para realizar estos estudios, generalmente, se usan, reactores de acrílico de 20 a 30 litros de capacidad, con sedimentador secundario integrado fig. 2 se operan de 10 a 12 semanas, con los datos obtenidos se calculan las constantes cinéticas del agua en particular, y a partir de estas, se dimensiona la unidad de aeración, se calculan los requerimientos de oxígeno y la generación de lodo.

***TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO**

Para la aplicación de este parámetro, se considera el flujo que recibirá la planta de tratamiento, sin tomar en cuenta la carga orgánica o DBO₅ del agua residual, ni la concentración de los sólidos o microorganismos que se manejarán en el tanque de aeración. Por lo que generalmente se utiliza solo para verificar que el flujo que se recibe, tendrá un tiempo de retención hidráulico dentro de los tiempos recomendados, que para un agua de origen municipal deberá estar entre 4 y 8 horas.

La fórmula para obtener el tiempo de retención hidráulico es:

$$t = V / Q$$

donde:

t = tiempo de retención hidráulico, hr

V = Volumen del tanque de aeración, m³

Q = Flujo del agua residual, m³/h

Por ejemplo para un flujo de 2 L/seg = 7.2 m³/h

El volumen necesario del tanque de aeración, para mantener un tiempo de retención de 6 horas será de:

$$V = t \cdot Q = 6 \cdot 7.2 = 43.2 \text{ m}^3$$

***RELACION ALIMENTO/MICROORGANISMOS, (F/M)**

Este importante parámetro, tanto en el diseño como en la operación de un sistema de lodos activados, considera tanto la concentración de materia orgánica, generalmente medida como DBO₅, así como la concentración de microorganismos, medidos como sólidos suspendidos totales o volátiles, que hay en el sistema.

Los valores típicos de diseño y operación de este parámetro para un proceso de lodos activados convencional, para un agua de origen municipal son de 0.15 a 0.4 d⁻¹. En el tema de operación se presenta un ejemplo para el cálculo de la relación F/M, F se deriva de food (alimento) en inglés y M de microorganismos.

*TIEMPO MEDIO DE RETENCIÓN CELULAR (TMRC).

Este parámetro, algunas veces llamado edad de lodo, se refiere al tiempo que sería necesario para retirar del sistema la masa de microorganismos.

Los valores típicos de este parámetro son de 8 a 15 días. El TMRC es importante en el diseño, pero aún más en la operación de un sistema de lodos activados, por lo que el cálculo y ejemplo numérico se presenta posteriormente.

*CARGA ORGÁNICA

La carga orgánica se refiere a los kilogramos de materia orgánica, medida como DBO₅, que se aplica por m³ del reactor o tanque de aeración. Para un proceso convencional de lodos activados los valores de este parámetro, deben de estar dentro del rango de 0.32 a 0.96 kg/día de DBO₅ por m³ del tanque de aeración, (kg DBO/m³*d).

Por ejemplo si se considera un valor de diseño de 0.7 kg por día de DBO₅ por m³ del tanque de aeración y se tienen los siguientes datos:

$$\text{DBO del efluente} = 2,000 \text{ mg/l} = 0.2 \text{ kg/m}^3$$

$$\text{Flujo de entrada} = 7.2 \text{ m}^3/\text{h}$$

La carga orgánica que entra al sistema será de :

$$0.2 \text{ kg/m}^3 * 7.2 \text{ m}^3/\text{h} = 1.44 \text{ kg/h} = 34.6 \text{ kg/d}$$

El volumen del tanque necesario para mantener una carga orgánica de 0.7 kg DBO₅/m³ sera de:

$$V = (34.5 \text{ kg/d}) / (0.7 \text{ kg DBO/m}^3 * \text{d})$$

$$V = 49.5 \text{ m}^3$$

* CARGA HIDRÁULICA

En realidad este parámetro es el mismo que el tiempo de retención hidráulico, es decir, no considera concentración de carga orgánica que entra al aerador, así como tampoco la concentración de microorganismos en el mismo tanque.

Son los metros cúbicos de agua residual que se aplica al aerador, en un determinado tiempo, entre los m^3 del reactor. El rango de este parámetro, cuando se maneja el flujo en m^3/h y el volumen del aerador en m^3 es el mismo que el tiempo de retención hidráulico, comentado anteriormente.

MODIFICACIONES AL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

Existen varios sistemas para tratar biológicamente el agua residual; el proceso de lodos activados es uno de los más comunes y eficientes, cuando el diseño y operación se realizan adecuadamente. Dentro del proceso de lodos activados existen modificaciones; algunas de las más comunes se presentan en este capítulo, aunque cada variante no se discute a detalle, el principio de operación, presentado en este documento, generalmente se aplica a todas las variantes del proceso para tratar agua residual de origen municipal.

FLUJO PISTÓN

En esta modificación, el agua residual se conduce por una serie de canales construidos en el tanque de aeración. Un diagrama de flujo para un esquema de flujo pistón se presenta en la fig. 3. De la figura anterior se puede ver que el agua residual fluye a través del tanque de aeración como un pistón, y estratada conforme avanza por los canales del tanque reactor.

Conforme el residuo pasa por el tanque, la concentración de carga orgánica (DBO₅), se reduce gradualmente. Variaciones a este esquema de flujo incluyen la disminución de lodo de recirculación, cantidad de aire (oxígeno) a lo largo del tanque. Lo anterior es posible debido a que la DBO₅ del agua residual, disminuye conforme el tratamiento avanza; por lo tanto los requerimientos de oxígeno y microorganismos se reducen, logrando con esto un ahorro de energía, sin embargo la operación requiere de un control muy preciso.

COMPLETAMENTE MEZCLADO

Esta variante del proceso de lodos activados, se caracteriza porque el agua residual que entra al tanque de aeración inmediatamente se mezcla con los microorganismos y oxígeno, la fig. 4, presenta el diagrama de flujo de esta variante.

Ya que el agua residual se mezcla completamente con el oxígeno y microorganismos, medidos como sólidos suspendidos volátiles (SSV), la concentración de SSV o microorganismos y oxígeno será la misma en todo el tanque. Esta es la modificación del proceso de lodos activados más común. Una de las ventajas, más importantes de esta variante es la capacidad de resistir o atenuar descargas puntuales "shock" de carga orgánica o tóxicos, ya que teóricamente estas descargas se diluyen inmediatamente en todo el tanque, por otra parte la operación es menos complicada que en otras modificaciones del proceso de lodos activados.

ESTABILIZACION - CONTACTO

Una variante más del proceso de lodos activados es la llamada estabilización-contacto, un diagrama de flujo de esta se presenta en la fig. 5. El principio de operación de esta modificación, al proceso de lodos activados, es la siguiente:

El agua residual llega al tanque de contacto donde se aerea y mezcla con los microorganismos durante tiempos de 1 a 3 horas, en este tanque los microorganismos entran en contacto con la materia orgánica soluble e insoluble.

La soluble pasa a formar parte de las bacterias y el material insoluble se adhiere a las paredes celulares. Posteriormente el lodo se separa del agua, en el tanque de sedimentación secundaria, parte de este lodo se retira del sistema y otra se envía al tanque de estabilización; en este tanque los microorganismos digieren, es decir estabilizan la materia orgánica que han asimilado en el tanque de contacto.

Una vez que los microorganismos han digerido esta materia orgánica y requieren de alimento, son reciclados al tanque de contacto. Debido a que estas bacterias han agotado el alimento que tenían como reserva, asimilarán rápidamente la materia orgánica que entra al tanque de contacto, por esta razón el tiempo de retención es mínimo y consecuentemente el tamaño del tanque será menor, que el de aeración para otras modificaciones.

El volumen del tanque de estabilización también será menor, que el aeración convencional, ya que este recibe solo el lodo concentrado del sedimentador secundario. Una de las principales desventajas de esta variante es que requiere de personal altamente calificado para su correcta operación.

AERACIÓN EXTENDIDA

Esta modificación, frecuentemente se utiliza para tratar agua residual de origen industrial que contienen principalmente compuestos orgánicos solubles complejos y se requieren grandes tiempos de retención para que los microorganismos rompan estos compuestos, es decir asimilen o se estabilicen esta materia orgánica.

El diagrama de flujo para esta modificación, es similar a la variante de completamente mezclado, sin embargo el tiempo de retención es mucho mayor, de aquí la expresión aeración extendida. Una de las ventajas de esta modalidad es que los grandes tiempos de retención en el tanque de aeración, pueden atenuar repentinas

cargas orgánicas "shock.

Una importante segunda ventaja, es que la generación de lodos es menor que en otras variantes, ya que los microorganismos son digeridos o estabilizados en el mismo tanque de aeración. Estas dos ventajas ayudan a que esta modalidad hagan del sistema una de las más simples de operar.

La principal desventaja, de este sistema son los grandes requerimientos de oxígeno y el volumen del tanque de aeración, para mantener el agua residual durante grandes períodos de tiempo de retención.

ZANJAS DE OXIDACIÓN

En las zanjás de oxidación, el flujo de agua a tratar es similar a la variante de flujo pistón, excepto que el tanque de aeración es de forma circular u ovalada. Este proceso tiene rodillos rotatorios, colocados a lo ancho del canal, los cuales hacen la función de aeradores, en lugar de aeradores mecánicos o difusores, y al mismo tiempo guían al agua a través del tanque en forma de canal.

El diagrama de flujo se presenta en la fig. 6

Las zanjás de oxidación pueden tener uno o más rodillos, dependiendo de las dimensiones del canal y requerimientos de oxígeno. El mecanismo de tratamiento de las zanjás de oxidación es esencialmente el mismo que un sistema de flujo pistón.

La tabla No. 1, presenta los valores de los principales parámetros de diseño y operación, para las modificaciones del proceso de lodos activados.

TABLA No. 1, VALORES DE LOS PRINCIPALES PARÁMETROS DE DISEÑO Y OPERACIÓN, PARA LAS MODIFICACIONES DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS.

TIPO DE PROCESO	F/M	TMCR	TRH	SSTLM
Convencional flujo pistón y completamente mezclado	0.15-0.4	4-8	4-8	1500-4000
Aeración extendida zanja de oxidación	<0.05	>30	16-24	2000-6000
Estabilización - Contacto	0.15-0.4		1-3 3-6	6000-10000 2000-4000

F/M, relación alimento microorganismos, kg DBO/ kg SST*d

TMRC, tiempo medio de retención celular, día

TRH, tiempo de retención hidráulico, horas.

SSTLM, sólidos suspendidos totales del licor mezclado, mg/l.

OPERACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

CONCENTRACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

La materia orgánica que contiene el agua residual actúa como fuente de alimento para las bacterias, en un sistema de lodos activados; por lo tanto un cambio significativo en las características del agua afecta el crecimiento de los microorganismos en el sistema de tratamiento. Si la carga de DBO se incrementa, entonces habrá demasiado alimento para los microorganismos. Este exceso de alimento se reflejará en un rápido incremento de la población, este efecto genera un lodo joven caracterizado por un crecimiento disperso y como resultado una pobre sedimentación en el sedimentador secundario, además algunos organismos saldrán a través de efluente, causando un incremento en la DBO. Por otra parte, si la carga de DBO disminuye en forma considerable habrá insuficiente alimento la tasa de crecimiento puede decrecer, en este caso una sedimentación de lodo no arrastra material fino coloidal, dando como resultado un aumento en la concentración de sólidos suspendidos en el efluente de la planta.

Por lo tanto se debe mantener un balance apropiado entre la cantidad de alimento o DBO que se agrega al sistema de lodos activados y la masa biológica. Este balance alimento microorganismos se discute a detalle en los métodos de control del proceso.

NUTRIENTES

Así como todo ser viviente necesita nutrientes para sostener sus funciones vitales, también los requieren los microorganismos en un proceso de lodos activados.

Los nutrientes normalmente están presentes en cantidades suficientes, en el agua residual de origen municipal; sin embargo, frecuentemente es necesario agregar estos nutrientes a un agua de origen industrial para proveer suficiente nitrógeno y fósforo. En la mayoría de los casos, el nitrógeno se agrega como amonio y el fósforo como ácido fosfórico.

Las bacterias requieren nitrógeno para producir protoplasma, es decir otras bacterias, y el fósforo para generar químicos (enzimas) que necesitan para romper compuestos orgánicos presentes en el agua residual. Una regla usual es de 1kg FÓSFORO: 5kg NITRÓGENO : 100 kg DBO.

TIEMPO DE RETENCIÓN

El tiempo de retención hidráulico en el tanque de aeración, o el tiempo que las bacterias están en contacto con el agua residual, es un importante factor de operación. Se debe tener suficiente tiempo para que las bacterias asimilen la materia orgánica que contiene el agua residual. Si el tiempo de retención es muy corto no se removerá toda la materia orgánica y la DBO₅ del efluente será alta.

pH

Un rango apropiado de pH debe mantenerse en el tanque de aeración para que el sistema funcione adecuadamente. Las bacterias pueden sobrevivir en un rango de pH de 5.0 - 10.0, sin embargo el rango óptimo es de 6.5 - 8.5. A un pH bajo la población predominante pueden ser los hongos, dando como resultado una eficiencia baja. Por otra parte a un pH alto los nutrientes tal como el fósforo empezará a precipitar y no podrá ser disponible para las bacterias..

MÉTODOS Y TÉCNICAS PARA EL CONTROL DEL PROCESO

El objetivo principal de la operación de una planta de tratamiento, es mantener a un nivel adecuado los parámetros requeridos en el efluente del sistema de tratamiento.

Para mantener estos niveles y así tener una operación efectiva, se debe:

- Mantener un adecuado numero de microorganismos
- Mantener buenas propiedades de sedimentación
- Suministrar el aire adecuado al tanque de aeración
- Remover el lodo del sedimentador secundario antes de que ocurran problemas de condiciones sépticas

Ademas el diseño debe ser el adecuado y la carga hidráulica no debe ser mayor que la del diseño.

El control del proceso consiste en saber que hacer con el lodo; por ejemplo:

Si queremos establecer y mantener un balance efectivo de microorganismos (biomasa o SSVLM) se pueden hacer cambios en el retorno de lodo activado (Q_r) y/o en el lodo activado a desechar (Q_w).

Para decidir que cambios se pueden hacer en Q_r y Q_w , se selecciona uno o más de los siguientes métodos de control del proceso:

- 1.-Mantener en forma constante el número de sólidos suspendidos en el sistema
- 2.-Relación alimento/microorganismos (F/M)
- 3.-Tiempo medio de retención celular (TMRC)
- 4.-Microbiología
- 5.-Prueba de sedimentación, IVL (índice volumétrico de lodos)
- 6.-Velocidad de consumo de oxígeno

Para obtener la información necesaria, pueden hacerse las siguientes pruebas:

- 1.-DBO o DQO
- 2.-SST y SSV
- 3.-Prueba de sedimentación de lodo e IVL
- 4.-Examen microscopico
- 5.-Consumo de Oxígeno
- 6.-Manto de lodos (sólidos sedimentables)
- 7.-Oxígeno disuelto (OD).

La DBO y/o DQO y los SST en el influente y efluente indican como funciona la planta. Los SSV en los lodos activados indican el contenido de sólidos orgánicos o biomasa, los SSF es el contenido de sólidos inorgánicos y los SST es la suma de ambos, es decir

$$SST = SSV + SSF$$

Las pruebas de sólidos en el tanque de aeración se requieren para calcular los parámetros del control del proceso. Si se decide usar el consumo de oxígeno como el principal método de control del proceso, esta prueba debe realizarse diariamente.

Los resultados de SST y SSV en el lodo de recirculación (Qr), así como la profundidad del manto de lodo en la prueba de sedimentación son necesarias para determinar cambios que se pudieran requerir en el Qr o en el Qw.

Los resultados en el lodo de desecho total de sólidos en el sistema, así como los SSV en el efluente del secundario son necesarios para calcular la cantidad de lodo que deberá desecharse (Qw).

CONCEPTOS BÁSICOS

Antes de iniciar con los detalles del control, es necesario familiarizarse con dos conceptos básicos:

-DEMANDA DE OXÍGENO (DBO y DQO)

-NIVEL DE SOLIDOS

Existen dos formas, más comunes, de medir la demanda de oxígeno; una es llamada demanda bioquímica de oxígeno o DBO₅ a 5 días y 20°C de incubación, y la otra es demanda química de oxígeno o DQO.

DBO: Cantidad de oxígeno utilizado por los microorganismos en la medida que ellos descomponen biológicamente la materia orgánica contenida en el agua residual. Para una gran cantidad de materia orgánica, estos microorganismos requerirán una mayor cantidad de oxígeno. En otras palabras mientras mayor sea la cantidad de materia orgánica en el agua residual, mayor será la DBO. Debido a esta relación, se usa la DBO para medir la eficiencia de tratamiento o de remoción de materia orgánica en la planta. La DBO se usa frecuentemente como una medida de la carga orgánica y de la eficiencia de remoción de la planta, ya que esta es un buen indicador de la materia orgánica realmente biodegradable. Por otro lado, esta prueba tarda 5 días, por esta razón en algunas ocasiones no se usa como indicador del control del proceso.

DQO: La demanda química de oxígeno es una medida de la cantidad de oxígeno para estabilizar compuestos orgánicos y algunos inorgánicos contenidos en el agua residual, es decir la materia contenida en el agua residual capaz de oxidarse químicamente. La ventaja de la DQO,

con respecto a la DBO, es que el resultado puede obtenerse en 3 o 4 horas. Los siguientes datos son ejemplo de valores de demanda bioquímica y química de oxígeno para agua residual municipal, es decir de origen doméstico, en un proceso de lodos activados.

	DBO mg/l	DQO mg/l
INFLUENTE	100-300	200-500
EFLUENTE PRIMARIO	50-100	150-300
EFLUENTE SECUNDARIO	15-30	50-100

Esto no significa que un agua residual con una DBO de 100 mg/l tenga una DQO de 200 mg/l. La relación entre las dos variarán en función del origen del agua residual. Las unidades de la DBO y DQO es de mg/l.

SOLIDOS EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO

La materia suspendida en el licor mezclado está compuesta de sólidos volátiles u orgánicos y sólidos inorgánicos o sólidos fijos. Además los sólidos volátiles están constituidos de materia orgánica viva y no viva. Nos interesa saber cuantos microorganismos son activos en el tanque de aeración.

Sin embargo, la materia orgánica viva es difícil de cuantificar, por lo tanto, la concentración de SSV del licor mezclado comúnmente es considerada como materia orgánica viva. Una parte de la cantidad medida es materia orgánica no viva, que son los SSF.

Midiendo los SSTLM es aún una estimación menos precisa de la materia orgánica viva que al determinar los SSVLM, aunque comúnmente entre un 70% y un 80% de los SST son volátiles y el % restante son sólidos fijos. Para el control de proceso, se usa principalmente los SSVLM. Sin embargo, si no se cuenta con el equipo necesario para determinar los SSVLM, se puede utilizar la información de los SSTLM para operar la planta, sin perder de vista que los datos de SSTLM son una estimación menos precisa de los microorganismos que hay en el sistema.

Para darnos una idea del número de microorganismos en el tanque de aeración, usaremos los SSVLM para calcular el total de sólidos. Los SSVLM son normalmente alrededor de 70 - 80% de los SSTLM, por lo que si se usan los SSVLM para calcular el total de sólidos no debemos olvidar que esta es una estimación. Esto puede ser importante para el control del proceso, como se puede ver en el

siguiente ejemplo:

Supongamos que el 75% de los SSTLM en una planta son SSVLM. Si se calcula el total de sólidos se tendrá un número más alto usando los SSTLM que si se usaran los SSVLM. Esto no es problema, a menos que haya un cambio en el agua residual de entrada; un incremento en los SSFLM por ejemplo, podría bajar la parte volátil de los SSTLM, y la estimación de la concentración de microorganismos usando los SSTLM no indica que el total de sólidos es baja. Teniendo esto en mente, calculemos el total de sólidos.

Esta es la fórmula para calcular el total de sólidos orgánicos en el tanque de aeración.

$$TS(kg) = (\text{volumen tanque de aeración, m}^3 * \text{SSVLM, mg/l}) / 1000$$

1000 es una constante que permite usar los SSVLM en mg/l para obtener el dato en kg.

NOTA. Esta fórmula no toma en cuenta los sólidos en el clarificador, o sedimentador secundario.

EJEMPLO: Calcular el total de sólidos, usando la siguiente información:

Volumen del tanque de aeración = 350 m³.

SSVLM = 1800 mg/l

$$TS (kg) = (350 \text{ m}^3 * 1800 \text{ mg/l}) / 1000 = 630 \text{ kg}$$

Para darnos una idea de las concentraciones de sólidos, algunos valores típicos de SST en una planta de lodos activados convencional son los siguientes:

INFLUENTE	150-400 mg/l
EFLUENTE PRIMARIO	60-160 mg/l
LICOR MEZCLADO	1000-4500 mg/l
LODO DE RETORNO	2000-12000 mg/l
EFLUENTE FINAL	10-50 mg/l

Como se menciona en la introducción, hay 6 métodos de control de proceso, cada uno de los cuales requiere ciertas pruebas y cálculos.

La información que se obtenga ayudará a decidir que ajustes se deben hacer en la recirculación de licor mezclado Qr y el desecho de lodo activado Qw.

Estudiaremos los siguientes métodos:

- 1.-Sólidos constantes.
- 2.-Relación F/M.
- 3.-TRMC.
- 4.-Microbiología.
- 5.-Prueba de sedimentabilidad IVL.
- 6.-Velocidad de consumo de oxígeno.

Se pueden usar uno, dos o posiblemente tres de los métodos anteriores simultáneamente. El método o métodos que se seleccionen dependerá de las instalaciones y equipo con que se cuenta y en su caso con el que mejor trabaja la planta.

METODO DE SOLIDOS CONSTANTES PARA CONTROL DEL PROCESO

Usualmente cada planta tiene una concentración de SSVLM a la que mejor funciona, esto es cuando el efluente final es claro, bajo el contenido de SSV y de DBO o DQO.

Se deseara mantener los SSVLM con que mejor funcione la planta. Pero hay que tomar en cuenta que esta concentración óptima de SSVLM puede cambiar dependiendo del diseño de la planta, tipo de residuo y en algunos casos estacion del año.

Por ejemplo, si se ha encontrado por prueba y error que tu planta produce el mejor efluente cuando los SSVLM están entre 1,600 y 1,800 mg/l, entonces deberas tratar de mantener este nivel. Esto se hace retirando la cantidad de lodos necesaria.

La precision y representatividad de las muestras son esenciales para controlar el proceso de los lodos activados. Los SSVLM variaran a traves del dia y con los cambios del influente y en los lodos de retorno. Por lo tanto las muestras que se tomen deben ser representativas para conocer exactamente cual es el nivel de solidos. Una muestra representativa de los SSVLM se tomará en tres o mas puntos diferentes en el tanque de aeración para que ésta represente todo el licor mezclado en el tanque.

Esto significa que cada compartimiento de un tanque debe muestrearse, o en tanques alargados tomar muestras al principio, en medio y al final, tomando muestras en los tres puntos y a la misma hora cada día.

RELACIÓN ALIMENTO/MICROORGANISMOS F/M

Para una operación conveniente del sistema de lodos activados, es necesario que los microorganismos tengan la cantidad adecuada de alimento o sustrato, poco o demasiado alimento causa problemas de sedimentación en el clarificador.

Tu trabajo consiste en determinar el mejor ambiente para los microorganismos y así crear y mantener estas condiciones, controlando la cantidad de microorganismos por kg. de alimento (DBO), (F/M).

Los microorganismos se miden como SSVLM y el alimento se mide como DBO o DQO, sin embargo se debe usar uno u otro consistentemente.

Los datos necesarios para calcular la relación F/M son:

- Concentración de DBO (mg/l) en el flujo, de agua residual que entra al tanque de aeración.
- Q (flujo, m³/día) del influente o efluente.
- Total de sólidos SST, kg, en el tanque de aeración.

Para determinar la relación F/M expresada como gramos de DBO por gramos de SSVLM, se usa la siguiente fórmula:

$$F/M = ((\text{DBO (mg/l)} * Q \text{ m}^3/\text{día}))/1000 * \text{TS, kg}$$

Ejemplo: Calcular la relación F/M usando los siguientes datos:

Concentración de DBO₅ = 300 mg/l.

Q afluente = 6.5 l/seg = 562 m³/día.

TS = 630 kg

$$F/M = (300\text{mg/l} * 562 \text{ m}^3/\text{día})/(1000 * 630 \text{ kg}) = 0.27 \text{ día}^{-1}$$

Los rangos típicos para un proceso convencional de lodos activados son:

0.15 - 0.7 kg DQO/kg SSVLM en el aerador

0.1 - 0.5 kg DBO/kg SSVLM en el aerador

Los rangos típicos para un proceso de aeración extendida son:

Menos de 0.2 kg DQO/kg SSVLM en aeración

0.5 a 0.1 kg DBO/ kg SSVLM en aeración

Como operador de la planta, se deben considerar las características particulares del agua residual y a través de la experiencia y experimentación, determinar la mejor relación F/M para tu planta.

Este método de control es probablemente el más difícil y podría ser el mejor si la planta recibiera un residuo con variaciones mínimas o predecibles. Si por ejemplo, el operador sabe que cada miércoles la carga de DBO será más alta que la recibida el martes, la concentración de SSVLM deberá incrementarse el martes en la noche, reduciendo el lodo de desecho o incrementando la recirculación del lodo, esto con el objeto de mantener el mismo valor de F/M, cuando llegue una carga mayor de DBO o DQO.

TIEMPO MEDIO DE RETENCIÓN CELULAR TMRC

El tiempo medio de retención celular se refiere al tiempo que el promedio de microorganismos permanecen en el proceso de tratamiento.

Otro termino, algunas veces usado y que significa lo mismo es la edad de lodos (θ_c).

Como operador de la planta, deberá determinar el TMRC con el cual trabaja mejor la planta y tratar de mantener este valor.

Le ecuacion para calcular el TMRC es:

$$\text{TMRC} = \left(\text{kg SSVLM en el tanque de aeración} \right) / \left(\text{kg SSV en el lodo desechado/día} \right) + \left(\text{kg SSV en el efluente/día} \right)$$

NOTA:

1.- Para el calculo del TMRC se usa generalmente los SSV, sin embargo, si es necesario se puede usar los SST. No mezclar los SSTLM y los SSVLM para calculos.

2.- Un calculo mas exacto debera incluir los sólidos en el clarificador secundario, sin embargo, en el siguiente ejemplo, solo

se considerarán los sólidos del tanque de aeración.

Para calcular los sólidos del secundario debemos:

- 1.-Determinar la altura del manto de lodo.
- 2.-Medir la concentración de SSV en el lodo a varias profundidades y promediar.
- 3.-Calcular el volumen ocupado por el lodo para cada tanque.

EJEMPLO Con los siguientes datos calcular el TMRC.

SSVLM en el aerador (TS) = 630 kg

SSV desechados/día = 63 kg

SSV que se pierde en el efluente/día = 16 kg

TMRC = $(630\text{kg}) / (63\text{ kg/d} + 16\text{ kg/d}) = 8\text{ días}$

La edad de lodo o el TMRC será simplemente la cantidad total de sólidos en el sistema dividida por la cantidad que salen del sistema cada día. Es decir, si se requieren 8 días para retirar una cantidad de lodo igual a la que hay en el sistema, entonces el lodo estará 8 días o tendrá una edad de lodo de 8 días.

Para una planta típica que maneja residuos domésticos por un proceso convencional de lodos activados, el rango del TMRC es de 5 a 15 días. Y para un proceso de aeración extendida el TMRC llega a ser hasta de 40 días.

Como operador de la planta, tu trabajo es determinar el TMRC con el mejor trabaja la planta y entonces tratar de mantenerlo.

Una forma de revisar la efectividad del TMRC es probar operando a diferentes TMRC; por ejemplo:

Cambiar gradualmente el TMRC de 6 - 5.5 días.

Monitorear continuamente IVL, consumo de oxígeno y organismos indicadores. Si aparentemente no hay problemas, operar la planta así durante un mes. Entonces revisar la calidad del efluente, si es mejor que la de los meses anteriores, probar con un TMRC aún menor, si el efluente no es bueno como el anterior, entonces hay que regresar al TMRC de 5.5 días.

Veanos como la relación F/M y el TMRC son factores importantes en

el control del proceso de lodos activados.

Con el objeto de mantener el mejor efluente y calidad de lodo para las condiciones existentes de la planta, se deberá revisar cuidadosamente la relación F/M y el TMRC, ajustando estos apropiadamente.

Si se puede mantener la relación F/M y el TMRC en sus rangos más efectivos se logrará:

- 1.-Obtener concentraciones deseadas en el efluente.
- 2.-Ser capaz de regular la tasa de crecimiento de los microorganismos y estabilizar el alimento.
- 3.-Conocer que nivel de sólidos es necesario para estabilizar el alimento y obtener un lodo de buena calidad.
- 4.-Ser capaz de controlar el nivel de sólidos, desechando lodo más efectivamente, esto es:

-Si la cantidad de lodo desechado se incrementa, la relación F/M se incrementa y el TMRC decrece.

-Si la cantidad de lodo desechado decrece, la relación F/M decrece y el TMRC incrementa.

Hay que recordar que los parámetros de control: relación F/M y el TMRC están interrelacionados; cambiando uno se controla otro. Estos cambian incrementando o disminuyendo la cantidad de lodo de desecho. Veamos que pasa cuando estos métodos de control de proceso no están en el rango más efectivo.

Los siguientes indicios indican un TMRC muy corto o una F/M muy alta.

- 1.-El oxígeno disuelto OD en el aerador es bajo.
- 2.-El lodo es ligeramente café y de sedimentación lenta.
- 3.-La velocidad de respiración está arriba de lo normal.
- 4.-Hay espuma espesa blanca en el aerador.

Las condiciones que indican un TMRC muy alto y muy baja relación F/M son las siguientes.

- 1.-El OD mínimo en el tanque de aeración es fácil de mantener.

- 2.-La sedimentación es rápida con alta compactación y sobrenadante turbio con finas partículas de materia.
- 3.-Tasa de respiración está abajo de lo normal.
- 4.-Los sólidos suspendidos en el efluente muestran un incremento.
- 5.-Una densa y algunas veces grasosa capa de espuma de color canela cubre el tanque de aeración.

MICROBIOLOGÍA

En esta parte, se verán simplemente los diferentes tipos de microorganismos y como afectan al lodo activado o licor mezclado. Los microorganismos que se pueden encontrar en el lodo activado incluyen:

- Bacterias
- Protozoarios
- Rotíferos
- Organismos filamentosos (bacterias u hongos)

Cada uno de estos tipos de microorganismos viven mejor bajo ciertas condiciones, esto significa que la eficiencia del tratamiento en una planta puede relacionarse con el tipo de microorganismos que están presentes.

Las bacterias son el grupo más importante de microorganismos; ellas son las que estabilizan la mayoría de la materia orgánica.

Pueden hallarse varios tipos de bacterias en lodo activado, el tipo de bacteria que predomina se determina, en parte, por la naturaleza de la materia orgánica en el agua residual.

Los protozoarios ciliados también son microorganismos importantes. Hay dos tipos de protozoarios ciliados en el lodo activado, que se pueden ver en un microscopio: ciliados libres y ciliados fijos.

Un diagrama de un ciliado libre, como podría verse en un microscopio se presenta en la fig. 7 y el de un ciliado fijo en la fig. 8.

Aunque los protozoarios no estabilizan directamente la materia orgánica, ellos se alimentan de bacterias y ayudan a clarificar el efluente.

Por ejemplo, si en una muestra de lodo activado se encuentran protozoarios ciliados, esto significa que probablemente se tenga un tratamiento eficiente.

La presencia de rotíferos en el proceso de lodos activados convencional no es común. Pero si hay algunos, es casi seguro que se tendrá muy baja relación F/M o lodo viejo (alto TMRC). La fig. 9, presenta un diagrama de como se vería un rotífero al microscopio.

Los organismos filamentosos, bajo un microscopio se ven como un cabello. Estos microorganismos sedimentan lentamente y la presencia de muchos de estos causan un "abultamiento filamentososo" que origina una pérdida de sólidos en el efluente.

Los organismos filamentosos pueden ser bacterias que crecen en estructuras de cadena u hongos. Su presencia usualmente es el resultado de pH bajos, bajo de oxígeno disuelto o bajo nivel nutricional.

El reconocer que tipo de microorganismos están presentes en los lodos activados es importante para el control apropiado del proceso de tratamiento.

Analizando una muestra del lodo activado diariamente, se pueden observar los cambios que pueden ocurrir en éste. Cambio en el número de protozoarios fijos o libres o la presencia de rotíferos, puede usarse como una guía en las decisiones para cambios en el nivel de sólidos del tanque de aeración.

Por ejemplo, una disminución en el número de ciliados libres y un correspondiente aumento de ciliados fijos indica bajos niveles de alimento (baja F/M o alto TMRC). Si esta situación se confirma por otras pruebas, tal como sedimentación, TMRC o F/M, entonces se requiere disminuir el nivel de sólidos. Similarmente, si se incrementan los ciliados libres, esto indica una alta relación F/M, por lo que se requiere incrementar el nivel de sólidos.

En resumen, las bacterias estabilizan la materia orgánica y los protozoarios se alimentan de bacterias y clarifican el efluente. El número relativo de protozoarios ciliados libres o fijos es un indicador de la estabilización del proceso.

PRUEBA DE SEDIMENTABILIDAD.

La formación del flóculo en el sedimentador secundario es una parte importante del proceso. Brevemente veamos como se forma el flóculo.

Existe algo de formación de flóculo en el tanque de aeración, pero debido, a la turbulencia y actividad de los microorganismos no hay sedimentación.

Pero una vez que el licor mezclado entra al sedimentador secundario la turbulencia es nula y la actividad de los microorganismos decrece. Aunque las bacterias individualmente, son muy ligeras para sedimentar, ellas pueden ahora agruparse para formar un floculo que es lo suficientemente pesado para sedimentar. La velocidad de sedimentación dependerá de cuestiones como la edad de lodo, material atrapado en el flóculo y número de organismos filamentosos. Por otra parte, la velocidad de sedimentación del lodo debe ser lenta para que todo el material sea atrapado en éste.

Un buen flóculo es de color café chocolate claro.

El examen y pruebas de las características de sedimentación en el sedimentador secundario es la mejor forma de indicarnos que el proceso esta trabajando con una buena relación F/M.

La prueba de sedimentación es un indicador para juzgar la calidad del lodo.

La información de esta prueba puede advertirnos cambios necesarios en el sistema, para hacer con tiempo los mismos. Los registros de esta prueba tambien son importantes para la recuperación de una planta que funciona mal. Se pueden usar los resultados de lo que ha pasado antes para prevenir situaciones de problemas recurrentes.

Cuando hacemos la prueba de sedimentación observamos el flóculo y la formación del manto de lodo. Con la experiencia, se puede juzgar rapidamente la calidad del lodo. Los signos visuales que se deben observar son:

- a) Si el floculo es granular, compacto, esponjoso o ligero.
- b) Si el floculo sedimenta individualmente o primero forma un manto.

c) Si el manto de lodo es:

- Rasgado y aterronado, o uniformes sobre la superficie.
- Sedimenta ligeramente.
- Captura la mayoría del material en el agua residual conforme se sedimenta.
- Si el lodo es de color café y el sobrenadante es de color oro claro.

Los resultados de la prueba de sedimentación son usados para calcular el índice volumétrico del lodo (IVL). La información obtenida de la prueba de sedimentación se usa de la siguiente manera para calcular el IVL.

IVL = Volumen de lodo sedimentado en una probeta de 1 litro, después de 30 min. (SSe ml/l). Dividido por la concentración de SSTLM) y este resultado multiplicado por 1000.

$$IVL = ((SSe)/(SSTLM))*1000$$

EJEMPLO

Si el volumen de lodo ocupado, en una probeta de 100 ml., es 250 y los SSTLM son 2000 entonces:

$$IVL = (250/2000)*1000$$

$$IVL = 125$$

Este es el IVL que dará importante información operacional.

El rango usual del IVL es de 80-150, aunque algunas veces valores mas altos pueden producir un buen efluente, debiendo obtener un lodo café y sobrenadante claro y sin color.

Si la planta está trabajando eficientemente, hay que mantener el IVL al que esta. Diariamente se deben registrar las lecturas del IVL, y así notar cualquier cambio. Esos cambios son advertencias de problemas inminentes.

Si el IVL incrementa, esta sedimentacion lenta indica:

- Una disminucion de la edad de lodo
- Presencia de organismos filamentosos

- Las condiciones atmosféricas están cambiando

En este caso, se tratará de incrementar el nivel de sólidos reduciendo la cantidad de lodo que se desecha.

Si el IVL decrece:

-Se observan flóculos como pequeños puntos en el sobrenadante. Este pequeño flóculo queda arriba cuando el resto del lodo se ha sedimentado rápidamente. Este es llamado algunas veces flóculo disperso.

En este caso, se deberá bajar la edad de lodo retirando más de éste.

En la prueba de sedimentación, las observaciones y registros se hacen cada 5 min. para la primera media hora y cada 10 min. para la segunda media hora.

Las observaciones iniciales más frecuentes aseguran que la información acerca del flóculo y manto de lodo no es errónea. Los puntos de los primeros 30 minutos es usado para juzgar la velocidad de sedimentación del lodo y las lecturas a los 60 minutos es usada para juzgar que tan bien se compacta el lodo.

La gráfica 6 se puede usar para hacer comparaciones acerca del flóculo y formación del manto, así como de la tasa de lodo desechado.

Estas pruebas y observaciones del proceso de la planta de lodos activados da información acerca de cambios en un sistema de operación normal que nos puede decir que está pasando, si hay pérdida de sólidos en el efluente de la planta o no.

Pero el sistema está siempre sujeto a condiciones de cambio, cualquier cambio repentino puede alterar el sistema. Esto puede suceder como resultado de lo siguiente:

- Cambios drásticos de carga orgánica, es decir, sobrealimentación o baja alimentación a los microorganismos.
- Cambios de pH fuera del rango de 6.5 a 8.5 puede reducir la actividad biológica y favorecer el crecimiento de organismos filamentosos y otros que alteran la sedimentación, por lo que es mejor medir el pH en el influente para poder hacer los cambios pertinentes antes de que el agua entre al tratamiento secundario

o biológico.

- Cambios repentinos de temperatura. Estos tienen un efecto en la actividad biológica, en el funcionamiento del sedimentador y en la cantidad relativa de organismos deseables. Si la temperatura decrece, se reducirá la actividad biológica, esto reduce la eficiencia de tratamiento. Bajas temperaturas también alterarán las propiedades de sedimentación del lodo.
- Cargas de tóxicos. Cargas tóxicas, tales como las de industrias, pueden alterar el sistema. Si esto ocurre, debemos tratar de encontrar la fuente y controlar ésta en el sitio mismo de su origen.

VELOCIDAD DE CONSUMO DE OXÍGENO

La velocidad de consumo de oxígeno puede definirse como la cantidad de oxígeno consumido por unidad de tiempo, expresado en mg/l por hora. Si se determina esta velocidad entonces se conocerá que tan activos son los microorganismos en el licor mezclado.

Para usar correctamente esta información hay que relacionar la velocidad de consumo de oxígeno y la concentración de sólidos en el sistema. Esta relación se llama velocidad o tasa específica de respiración (TR) o tasa de consumo de oxígeno (TCO)-

Esta prueba puede ayudar a detectar problemas en el proceso antes de que el licor mezclado pase al clarificador secundario.

El rango para una buena TR es de 8 a 20 mg. de oxígeno por hora por gramo de SSVLM. Veamos que pasa cuando la TR está fuera de este rango.

Si la tasa de respiración está por encima de lo normal, se encontrará que la relación F/M está incrementándose; habrá más alimento para los microorganismos.

Esto pasa cuando la carga de DBO se incrementa a se está desechando demasiado lodo activado.

Esto significa que el licor mezclado está pasando al clarificador antes de que el alimento sea absorbido. Esto, de hecho presenta más problemas.

El lodo ligero no se sedimenta ni compacta fácilmente y cuando se recircula al tanque de aeración demanda inmediatamente más aire.

Si esta tasa de respiración alta indica un problema, los ajustes que deberán hacerse para resolver la situación son:

Inmediatamente incrementar el tiempo de aeración, y a un tiempo mayor, incrementar el nivel de sólidos desechando menos lodo e incrementando la recirculación.

Si una TR alta es un problema frecuente, se debe si es posible, redistribuir la carga o aumentar el tiempo de retención hidráulico en el tanque de aeración .

Si la TR es muy baja, por ejemplo, abajo de 8 mg oxígeno/h/gSSVLM, la relación F/M puede estar disminuyendo.

Esto significa que no hay suficiente alimento disponible para los microorganismos, lo que causará un lodo que sedimenta rápidamente, dejando pequeños puntos y flóculos rasgados, elevando la cantidad de sólidos en el efluente.

Si esta condición prevalece por más de 48 horas, el efluente de la planta se afectará seriamente. Para corregir esta situación, se deberá incrementar el volumen de lodo de desecho.

También es posible que una baja TR se deba a tóxicos en la entrada. Si la relación F/M es aceptable pero la TR es baja se podría deber a esta situación.

Procedimiento para determinar la velocidad de consumo de oxígeno.

- 1.- Usando un medidor de oxígeno disuelto, mida y registre el OD y temperatura del lodo activado en el tanque de aeración a la salida de este.
- 2.- Coloque aproximadamente 2 litros del licor mezclado en una botella.
- 3.- Coloque en un matraz Erlenmeyer con un magneto en un agitador magnético; puede usarse una botella para DBO.
- 4.- Agite el lodo activado (15 segundos) con aire de una compresora y llene el matraz totalmente.
- 5.- Coloque el medidor de OD en el matraz y conecte el

agitador.

6.- Registre la concentración de OD del matraz cada minuto durante 10 a 20 minutos. El tiempo requerido depende de la velocidad de consumo de oxígeno.

7.- Graficar la disminución de oxígeno contra el tiempo en una hoja de prueba de utilización de oxígeno y calcular la velocidad de consumo de oxígeno.

Refiriéndonos a los datos de la gráfica de la Fig. No. 7 la velocidad de consumo de oxígeno se calcula de la siguiente manera.

1.- Los valores de oxígeno disuelto se registran cada minuto y se grafican en la hoja de prueba de utilización de oxígeno.

2.- Se traza una línea recta que pase a través del mayor número de puntos. Después de un periodo constante de utilización de oxígeno, puede producirse una curva. Si esto ocurre, ignorar cualquier medición de OD de esta curva y medir sólo la pendiente de la línea recta inicial.

3.- La pendiente puede calcularse así: Se seleccionan dos puntos a través de los cuales pasa la línea (por ejemplo en el min. 0 y al min. 10). El OD en estos puntos es al min. 0 7.4 mg/l y al min. 10 3.4 mg/l. Restando el valor más bajo del alto y dividiendo el resultado por el intervalo de tiempo seleccionado se obtiene la pendiente.
 $(7.4 - 3.4) / 10 = 0.4 \text{ mg O}_2 / \text{L/min}$

4.- La velocidad de utilización normalmente se expresa en unidades de mg de O₂/L/h por lo tanto:

$$\begin{aligned} \text{La velocidad de utilización} &= 0.4 \text{ mgO}_2 / \text{L/min} * 60 \text{ min/hr} \\ &= 24 \text{ mgO}_2 / \text{L/hr} \end{aligned}$$

5.- La tasa de respiración puede calcularse con la siguiente fórmula:

$$TR = (\text{Velocidad de utilización} * 1000) / \text{SSVLM}$$

EJEMPLO

$$\text{SSVLM} = 2400 \text{ mg/l}$$

Velocidad de utilización = 24 mgO₂/L/hr

TR = (24*1000)/2400=10 mgO₂/L/hr

Datos para formar la gráfica de consumo de oxígeno

TIEMPO	OD
0	7.2
1	6.9
2	6.6
3	6.2
4	5.8
5	5.4
6	5.0
7	4.6
8	4.2
9	3.8
10	3.4
11	3.0
12	2.0

Tiempo en minutos

OD = Oxígeno disuelto en mg/l.

SEDIMENTADOR SECUNDARIO, RECIRCULACION Y DESECHO DE LODO.

Como se sabe, el sedimentador sirve para dos propósitos en el proceso convencional de lodos activados, clarificar el efluente y concentrar el lodo que se recircula Qr y el desecho Qw.

Para asegurar que el clarificador está trabajando efectivamente, se puede seguir regularmente un procedimiento normal de operación como el siguiente:

- 1.- Calcular el TMRC diariamente. Usar esta información para hacer los ajustes necesarios en el Qw. Hay que recordar que los cambios en el desecho deben ser graduales.
- 2.- Determinar la profundidad del manto de lodo. Si es necesario, ajustar la recirculación del lodo activado Qr.
- 3.- Revisar el IVL. Si hay algún cambio, tomar una muestra para analizar en el microscopio y verificar si hay cambios en el número de ciliados fijos y libres así como de organismos filamentosos.
- 4.- Revisar la relación F/M. Debido a que los resultados de la DBO o DQO pueden ser erráticos, se debe usar un promedio de los resultados de muestras tomadas otros días. Comparar la relación F/M con las obtenidas anteriormente y revisar si hay cambios.
- 5.- Revisar la velocidad de consumo de oxígeno. Si este incrementa o decrece, se deberá cambiar el TMRC conforme se requiera.

Siguiendo estos pasos se podrá mantener trabajando bien el proceso de tratamiento.

RECIRCULACION DE LODO (Qr) Y DESECHO DE LODO ACTIVADO (Qw)

Las bombas de recirculación de lodo usualmente pueden manejar hasta el 100% del flujo de la planta. Esto es necesario en caso de flujos pico o cuando el residuo es extremadamente fuerte.

Hay dos razones para recircular lodo: la primera es para sacar lodo del clarificador, sin embargo, la principal razón es asegurar que existan suficientes microorganismos mezclados con el agua residual que entra, para mantener una relación F/M aceptable en el tanque de aeración. Así el lodo de recirculado es una parte muy importante en

el proceso de lodos activados.

Veamos en detalle la recirculación del lodo. La primera cuestión a revisar es el nivel de sólidos a concentración de sólidos.

Para una planta que opera con SSVLM de 1500-2000 mg/l se espera una concentración en la recirculación de lodo de 4000 a 6000 mg/l.

Los valores típicos de SST son:

SSTLM 2000-3500 mg/l

SSTQr 6000-12000 mg/l

Esto significa que los SSVLM bajarán durante las horas de flujo pico y subirán conforme el flujo de agua residual disminuye, a menos que se haga un cambio en la recirculación del lodo para corresponder al cambio en el flujo.

Si el nivel de SSVLM cambia por cualquier otra razón, se deberán buscar los problemas en el sistema, por ejemplo, si el nivel de SSVLM se eleva, esto puede significar que el manto de lodo está muy alto.

Así, se debe tener cuidado de cualquier cambio en el nivel de SSVLM y como afecta este la calidad del efluente, por lo que este nivel de sólidos se puede variar haciendo cambios en la recirculación.

Por ejemplo: si se quieren incrementar los SSVLM para manejar un incremento esperado en la carga orgánica se debe aumentar la recirculación del lodo Qr.

Hay que recordar que estos ajustes son para periodos cortos de tiempo tal como el preparar el sistema para una carga repentina.

Como determinar el flujo de recirculación Qr.

Hay tres maneras de hacerlos;

- Profundidad del manto de lodo
- Ecuación de balance de sólidos
- Sedimentabilidad

Veamos cada uno.

La mejor manera de conocer Q_r que debemos manejar es revisando regularmente la profundidad del manto de lodo. Una regla que a veces da resultado es mantener el manto de lodo a un cuarto del fondo del clarificador.

Sin embargo, se pueden encontrar a que diferentes alturas del manto de lodo trabaje mejor la planta.

Se debe medir la altura del manto de lodo en el clarificador a la misma hora de cada día. La mejor hora es durante los flujos pico porque el clarificador estará operando con la más alta carga de sólidos. Utilizando esta lectura diariamente se puede ajustar el Q_r como sea necesario. Sin embargo, ajustando el Q_r varias veces al día se mejorará la operación.

Hay que recordar que si la profundidad del manto de lodo se incrementa, se puede incrementar el Q_r , pero esto sólo ayudará por un corto tiempo.

Otra forma de determinar el Q_r es usando la ecuación de balance de sólidos; para realizar esto, se requiere conocer la concentración de sólidos volátiles en el lodo de recirculación (SSV_{Qr}), el flujo de entrada al tanque de aeración y la concentración deseada de SSV_{LM} .

$$Q_r = (\text{Flujo de entrada}) * ((SSV_{LM} / (SSV_{Qr} - SSV_{LM})) - 1)$$

Ejemplo:

$$\text{Flujo} = 562 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$SSV_{LM} = 2200 \text{ mg/l}$$

$$SSV_{Qr} = 7800 \text{ mg/l}$$

$$Q_r = (562) * ((2200 / (7800 - 2200)) - 1) = 221 \text{ m}^3/\text{d}$$

El tercer método y el más difícil que se puede usar para calcular Q_r es por medio de la sedimentabilidad.

La sedimentabilidad es el porcentaje de volumen ocupado por el lodo después de que ha sido sedimentado por 30 minutos, expresado en mililitros por litro.

La dificultad radica en que en la probeta del laboratorio no se tienen las mismas condiciones que en el clarificador. Algunos operadores tratan de resolver este problema agitando ligeramente el lodo durante la prueba de sedimentación.

Los datos necesarios para el cálculo son:

-Q, flujo de entrada de agua residual, m³/d

-VS, volumen de lodo sedimentado, ml/l

La ecuación que se usa es:

$$Q_r = (Q) * ((VS / (1000 - VS)))$$

Ejemplo:

Con los siguientes datos calcular Q_r

$Q = 652 \text{ m}^3/\text{d}$

$VS = 275 \text{ ml/l}$

$Q_r = (652) * ((275 / 1000)) = 213 \text{ m}^3/\text{d}$

LODO DE DESECHO

Como es bien conocido, el clarificador o sedimentador secundario podría llenarse con sólidos si no se desechara regularmente el lodo. Debido a que el lodo es el producto final hay que librarse de esto. El control final del sistema se basa casi siempre en los sólidos de desecho o retirados.

Hay tres métodos que pueden usarse para decidir cuanto lodo retirar.

-Control mediante el mantenimiento constante de SSVLM.

-Control mediante el mantenimiento constante de la relación F/M

-Control mediante el mantenimiento constante del TMRC

El método de los SSVLM constantes es un procedimiento algo simple. Se determina por experiencia a que concentración de SSVLM trabaja la planta y se mantiene este nivel en el tanque de aeración.

Si el nivel de sólidos en el tanque de aeración se incrementa arriba del nivel efectivo, se desechará más lodo hasta que el nivel de SSVLM baje y por el contrario si el nivel de SSVLM cae abajo del punto de efectividad, se desechará menos.

La ventaja de este procedimiento es la simplicidad, el mínimo de trabajo de laboratorio y los buenos resultados si la concentración del agua residual que entra es estable. Sin embargo, un problema es que los SSVLM no son constantes durante el día. Además este método ignora la relación F/M.

Por ejemplo, si la DBO se ha incrementado sustancialmente durante las últimas semanas y sólo se revisan los SSVLM se retirarán más sólidos. Pero de hecho esto produce una relación F/M más alta que la usual.

Veamos si es mejor el control del proceso manteniendo una relación F/M constante.

Para mantener constante la relación F/M se debe aumentar o disminuir los SSVLM conforme aumenta o disminuye la DBO o DQO.

Hay que recordar que la mayoría de las plantas operan mejor con una relación F/M entre 0.1 y 0.5 por lo que se determina que relación es más efectiva para la planta y tratar de mantener esta.

A menos que se tenga un residuo muy predecible, este método es difícil.

Por ejemplo, si se sabe que mañana es un día que se recibe una carga alta de DBO, entonces en la noche de hoy se reduce el volumen de desecho de lodo para que la concentración de SSVLM se incremente.

También se requiere gran cantidad de trabajo de laboratorio para obtener información acerca de los microorganismos en el sistema.

El tercer método para controlar el desecho o retiro de lodo es manteniendo el TMRC constante.

Es el cálculo que se usa para obtener el flujo de desecho de lodo para mantener constante el TMRC con el cual trabaja más efectivamente para tu planta.

La información necesaria para este cálculo es:

- Volumen del tanque de aeración (Va)
- SSVLM
- TMRC
- Concentración de sólidos en el flujo de desecho SSV Qw
- Concentración de sólidos en el efluente del sedimentador secundario (SSVefl)
- Flujo a la planta Q

La fórmula queda así:

$$Q_w = ((V_a * SSVLM) / (SSVQ_w * TMRC)) - ((SSVe * Q) / SSVQ_w)$$

Ejemplo:

$$V_a = 350 m^3$$

$$SSVLM = 1900 \text{ mg/l}$$

$$TMRC = 9 \text{ dias}$$

$$SSVQ_w = 5200 \text{ mg/l}$$

$$SSVe = 30 \text{ mg/l}$$

$$Q = 562 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_w = ((350 * 1900) / (5200 * 9)) - ((30 * 562) / 5200)$$

$$Q_w = 11 \text{ m}^3/\text{d}$$

Así, realizando este cálculo, se conoce el Qw para mantener constante el TMRC con el cual se ha probado que es efectivo para una planta en particular.

La ventaja de este método de control de sólidos es que se requiere un mínimo de trabajo de laboratorio, basta determinar los SSVLM y los SSV en el agua residual del efluente y el desecho, o purga. La información adicional necesaria es el TMRC deseado, el volumen del aerador y el flujo de la planta.

Ya que se han visto los tres métodos de control de desecho de lodo, discutamos sobre el procedimiento para desechar.

Como manejar el procedimiento para desechar lodo?

Debido a que se trabaja con un sistema biológico, cualquier cambio que se haga debe hacerse gradualmente. Por lo tanto, no hay que hacer variaciones en el Qw de más de 10% por día.

Cada cambio debe registrar el resultado para estar seguro que con éste se ha mejorado la situación. Una vez que el sistema ha mejorado, manejar este nivel por lo menos tres días para estar seguro de los resultados.

Si se está desechando una cierta cantidad cada día, la mejor forma de manejar esto, es mediante el desecho continuo.

El programa para desechar lodo deberá ajustarse durante las temporadas de lluvia. El incremento en el flujo normalmente significa que una cantidad mayor de sólidos se pierden en efluente. Por lo tanto se debe disminuir el Qw para mantener constante la edad de lodo o TMRC.

OXIGENO DISUELTO (OD)

Hasta ahora se han descubierto la mayoría de las áreas relacionadas con el control del proceso. La última área por discutir es el oxígeno disuelto.

Anteriormente se menciono como la medición del OD es un indicador de la efectividad del TMRC y de la relación F/M, pero veamos esto con más detalle.

Conforme la carga organica se incrementa, también lo hace la demanda de oxígeno; y, si el suministro de oxígeno no cubre la demanda, se trabajara el proceso en condiciones anaerobias.

Esto simplemente significa que se debe incrementar el oxígeno en proporción a un incremento en la mayoría de las plantas este incremento toma lugar durante el día; en la noche normalmente la demanda de oxígeno sera mas baja.

En el tanque de aeración, debe mantenerse un mínimo de 2 mg/l de oxígeno disuelto.

Debe asegurarse que este mínimo esté en todo el tanque de aeración para una adecuada tasa de respiración.

También, cuando se mezcla el contenido del tanque de aeración con aire, el residuo que entra se pone en contacto directo con el lodo activado. Esto es necesario para que todo el proceso trabaje apropiadamente manteniendo los sólidos en suspensión y no sedimenten antes de llegar al sedimentador secundario.

Veamos sobre la prueba de OD. Cada planta debe mantener un buen medidor de OD portátil, sin un medidor una determinación precisa del OD es extremadamente difícil. Esto se debe principalmente a la dificultad en el muestreo ya que los microorganismos consumen el oxígeno rápidamente y también es fácil que entre aire cuando se muestrea.

Si se usa un electrodo de membrana (medidor de OD) para medir los niveles de oxígeno, hay 4 puntos que deben recordarse:

- 1.-Las baterías deben de estar cargadas.
- 2.-No debe haber burbujas de aire bajo la membrana.
- 3.-La membrana debe lavarse después de cada uso.
- 4.-La calibración del medidor deberá realizarse al menos cada dos semanas.

Es importante monitorear los niveles de OD en varios puntos a diferentes profundidades del sistema. Esto asegurará un proceso de tratamiento más eficiente.

Debido a que el nivel de OD puede cambiar significativamente en pocas horas o aún en pocos minutos con una carga de shock, es necesario obtener los datos lo más rápido posible.

TASAS DE CARGA PARA SEDIMENTADORES SECUNDARIOS

Tasa de derrame o carga superficial.

Se puede medir la tasa hidráulica sobre el sedimentador secundario mediante cálculo de la tasa de derrame superficial.

La tasa de derrame superficial: Son los m³ de agua residual por día por metro cuadrado de área superficial (m³/m²*d de área superficial) El promedio de esta tasa es de 15 a 30 m³/d/m². Durante horas pico esta puede elevarse tan alta como 40 a 50 m³/d/m².

Para calcular la tasa de derrame superficial, se necesitan los siguientes datos:

- Q, a las horas pico en m³/d
- Area superficial del sedimentador en m² = As

La ecuación es:

$$\text{Tasa de derrame superficial} = Q \text{ (m}^3\text{) / As (m}^2\text{)}$$

Ejemplo:

- Flujo de agua residual, Q = 864 m³/d
- Area superficial del sedimentador = 40 m²

$$\text{Tasa de derrame o carga superficial} = 864 / 421.6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$$

Tasa de carga de sólidos:

Otro factor que debe revisarse frecuentemente es la tasa de carga de sólidos; en un sistema convencional esta tasa estará entre 100 - 150 kg. de sólidos por día por m², elevándose en algunos casos hasta 250 kg. sólidos/d/m².

Para calcular la tasa de carga de sólidos se requieren los siguientes datos:

- Q, flujo a las horas pico en m³/d
- Qr, flujo de recirculación de lodo en m³/d
- SSVLM, en mg/l
- Area superficial del sedimentador secundario en m².

La ecuación de la tasa de carga de sólidos es (Ts) es:

$$Ts = ((Q+Qr) * SSVLM / 1000 * As)$$

Ejemplo:

$$Q = 860 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_r = 270 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{SSVLM} = 3900 \text{ mg/l}$$

$$\text{Area superficial del sedimentador} = 40 \text{ m}^2$$

$$T_s = ((860+270)*3900/1000*40) = 110 \text{ kg/d/m}^2$$

Otra información que se puede usar para asegurar un efluente claro, es el tiempo de retención.

El tiempo de retención es simplemente el tiempo que el agua residual permanece en el tanque de aeración y en el sedimentador secundario.

El tiempo de retención típico para el tanque de aeración es de 6 a 8 horas, y para el sedimentador secundario es de 2 - 3 horas.

El tiempo de retención se calcula con la siguiente fórmula:

$$T_{\text{ret.}} = \text{volumen del tanque, m}^3 / Q \text{ m}^3/\text{hora.}$$

Tasa de derrame de vertedores: En la mayoría de las plantas no debe exceder de 250 m³/d/m en los flujos pico.

GUÍA DE PROBLEMAS, PROBABLES CAUSAS Y SOLUCIONES EN LA OPERACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Flóculos finos dispersos (como del tamaño de la cabeza de un alfiler en el efluente del sedimentador secundario).

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACIÓN

Sedimentación buena, lodo denso en el fondo con puntos de floc suspendido en el efluente del sedimentador secundario.

PROBABLE CAUSA

Baja carga orgánica en el tanque de aeración. La edad del lodo (TMRC) es muy alta.

REVISAR

Posibles cambios en F/M, edad de lodo, Qw y Qr.

SOLUCIÓN

Incrementar el retiro de lodo (Qw), con esto se logra incrementar F/M y bajar la edad de los lodos.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Ceniza: pequeño material como ceniza flota en la superficie del sedimentador secundario.

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACION

Sedimentacion buena, lodo denso en el fondo con puntos de floc suspendido en la superficie del sedimentador secundario.

PROBABLE CAUSA

- 1.-Inicia la desnitrificación.
- 2.-Excesiva cantidad de grasa en el licor mezclado.

REVISAR

1.-Agitar el floc que queda flotando en la superficie después de sedimentar 30 minutos, si este sedimenta proceder con la solución #1, si no ver solución #2.

2.-Realizar análisis de grasas.

SOLUCIÓN

1.-Disminuir la edad de lodo (TMRC)

2.-Si el análisis de grasas y aceites pasa del 15 % en peso, reemplazar baffles. Localizar y eliminar la fuente de grasa y aceite.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Efluente del clarificador turbio.

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACIÓN

Sedimenta pobre y hay un sobrenadante turbio formado de lodo.

PROBABLE CAUSA

1.-Tanque de aeración sobrecargado, edad de lodo muy baja.

2.-Un sobre-mezclado causa rompimiento de floc.

3.-Bajo nivel de oxígeno disuelto.

4.-Carga shock de toxicos.

REVISAR

1.-Cambios en F/M, edad de lodo, SSVLM, Qw y Qr.

2.-Con microscopio revisar salida del tanque de aeración y ver si hay floc fragmentado.

3.-Revisar el nivel de OD, el OD en el tanque de aeración debe estar al menos en 2 mg/l.

- 4.-Examen al microscopio para ver la presencia de protozoarios.
- 5.- Tasa de respiración

SOLUCIÓN

- 1.-Disminuir Q_w , para aumentar TMRC.
 - 2.-Reducir aeración.
 - 3.-Incrementar el suministro de aire o disminuir los SSVLM si la F/M lo permite.
 - 4.-Dependiendo de la gravedad retener todos los sólidos disminuyendo Q_w .
-

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Terrones grandes cafés del tamaño de una pelota de fútbol suben a la superficie del clarificador, además hay burbujas en la superficie del sedimentador secundario.

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACIÓN

Sedimenta bien, sin embargo algo de lodo se eleva, dentro de las 4 horas despues de haber iniciado la prueba.

PROBABLE CAUSA

Denitrificación en el sedimentador secundario.

REVISAR

Edad de lodo, profundidad del manto de lodo y/o OD en el tanque de aeración, Q_r .

SOLUCION

Ajustar la edad de lodo y Q_r asegurar que, en el tanque de aeración el OD, sea al menos de 2 mg/l.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Terrones grandes negros del tamaño de una pelota de fútbol suben a la superficie del clarificador, también hay burbujas en la superficie del sedimentador secundario.

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACIÓN

Sedimenta bien, sin embargo algo del lodo se eleva dentro de las 4 horas después de haber empezado la prueba.

PROBABLE CAUSA

Condiciones de septicidad en el sedimentador.

REVISAR

OD en el tanque de aeración, profundidad del manto de lodos, línea de Qr por si hay taponamiento.

SOLUCIÓN

Incrementar Qr, incrementar el suministro de aire al tanque de aeración, limpiar paredes del sedimentador.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

ABULTAMIENTO

Nubes de lodo esponjoso suben y se extienden a través del sedimentador. Hay sólidos en el efluente.

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACIÓN

Sedimentación lenta y compactado pobre. Sin embargo el sobrenadante es claro. El IVL es de 200 o más.

PROBABLE CAUSA

- 1.-Carga orgánica muy alta.
- 2.-Organismos filamentosos.

REVISAR

- 1.-Cambios en SSVLM, TMRC, F/M, tasa de respiración.
- 2.-Examen al microscopio, revisar OD, pH y nutrientes; si estos parámetros están correctos, revisar si existe alguna descarga de origen industrial que esté llegando a la planta de tratamiento.

SOLUCIÓN

- 1.-Disminuir Qw incrementar Qr. En su caso mantener 2 mg/l de OD en el licor mezclado.
 - 2.-Corregir deficiencias de nutrientes, bajo OD o valor de pH extremo. Si hay tóxicos investigar la fuente y eliminar.
-

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Nubes de lodo se elevan sólo en ciertas partes del sedimentador secundario, con salida de sólidos en el efluente.

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACIÓN

Sedimentación buena con un sobrenadante claro.

PROBABLE CAUSA

- 1.- Mal funcionamiento del equipo de rastras del sedimentador.
- 2.- Corrientes de temperatura.

REVISAR

- 1.-Taponamiento en líneas o bombas de Qr o Qw, operación inapropiada de equipo o tuberías.
- 2.-Diferencia de temperaturas de la superficie y el fondo, la temperatura no debe variar más de 1 °C.

SOLUCION

- 1.-Reparar o reemplazar, líneas de bombeo o equipo.
- 2.-Retener mas tiempo, el licor mezclado en el sedimentador.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Nubes de lodo se elevan en todo el sedimentador secundario.

RESULTADO DE LA PRUEBA DE SEDIMENTACIÓN

Sedimentación buena con un sobrenadante claro.

PROBABLE CAUSA

- 1.-Sobrecarga hidráulica.
- 2.-Demasiados sólidos en el sedimentador

REVISAR

- 1.-Revisar vertedores y tubo Oo sistema repartidor de caudal.
-Carga superficial.
-Cortos circuitos
- 2.-Profundidad del manto de lodos, tasa de carga de sólidos.

SOLUCIÓN

- 1.-Modificar vertedores, reducir Q_r para disminuir el flujo total.
 - 2.-Si la altura del manto de lodos es muy alta incrementar Q_w y Q_r .
-

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Excesiva espuma blanca.

POSIBLE CAUSA

- 1.-Edad del lodo (TMRC) muy bajo, y en consecuencia F/M muy alta.
- 2.-Residuo industrial toxico o excesivo material detergente no biodegradable.

REVISAR

1.-TMRC y/o F/M

SOLUCIÓN

1.-Incrementar edad de lodo disminuyendo Qw.

2.-Eliminar posible fuente de tóxicos.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Espuma color canela.

PROBABLE CAUSA

Edad de lodo muy alta, F/M muy baja.

REVISAR

TMRC y/o relacion F/M

SOLUCIÓN

Incrementar Qw para disminuir la edad del lodo.

DIAGRAMA DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

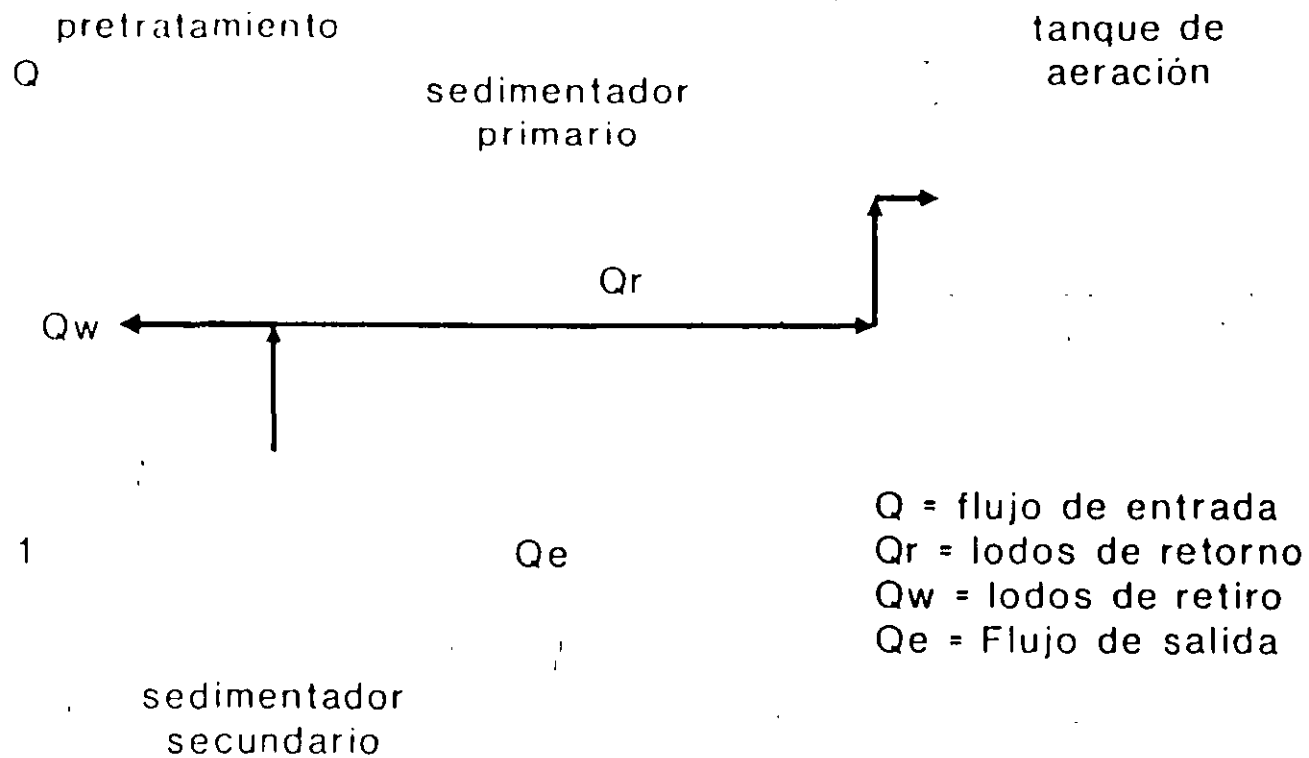
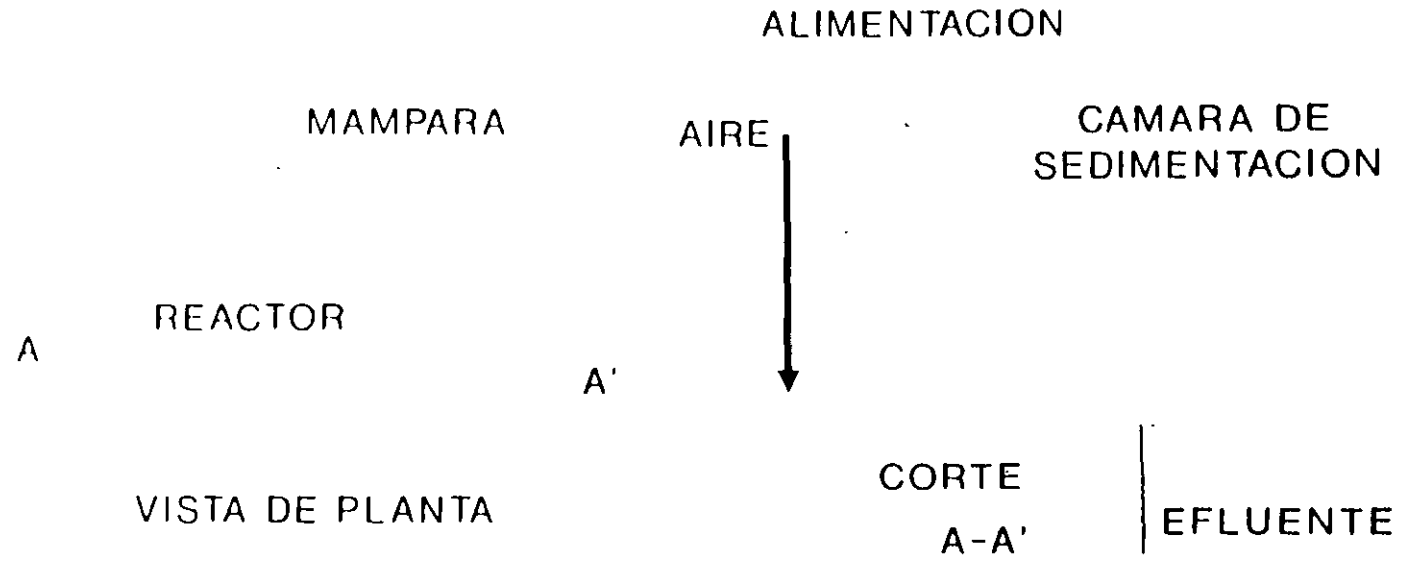


FIG. 1

CELDA PARA PRUEBAS DE TRATABILIDAD
PROCESO DE LODOS ACTIVADOS



VOLUMEN APROXIMADO DEL REACTOR 30 LTS.

VOLUMEN APROXIMADO DE LA CAMARA DE SEDIMENTACION 5 LTS

FIG. No. 2

DIAGRAMA DE UN PROCESO DE Lodos Activados MODIFICACION FLUJO PISTON

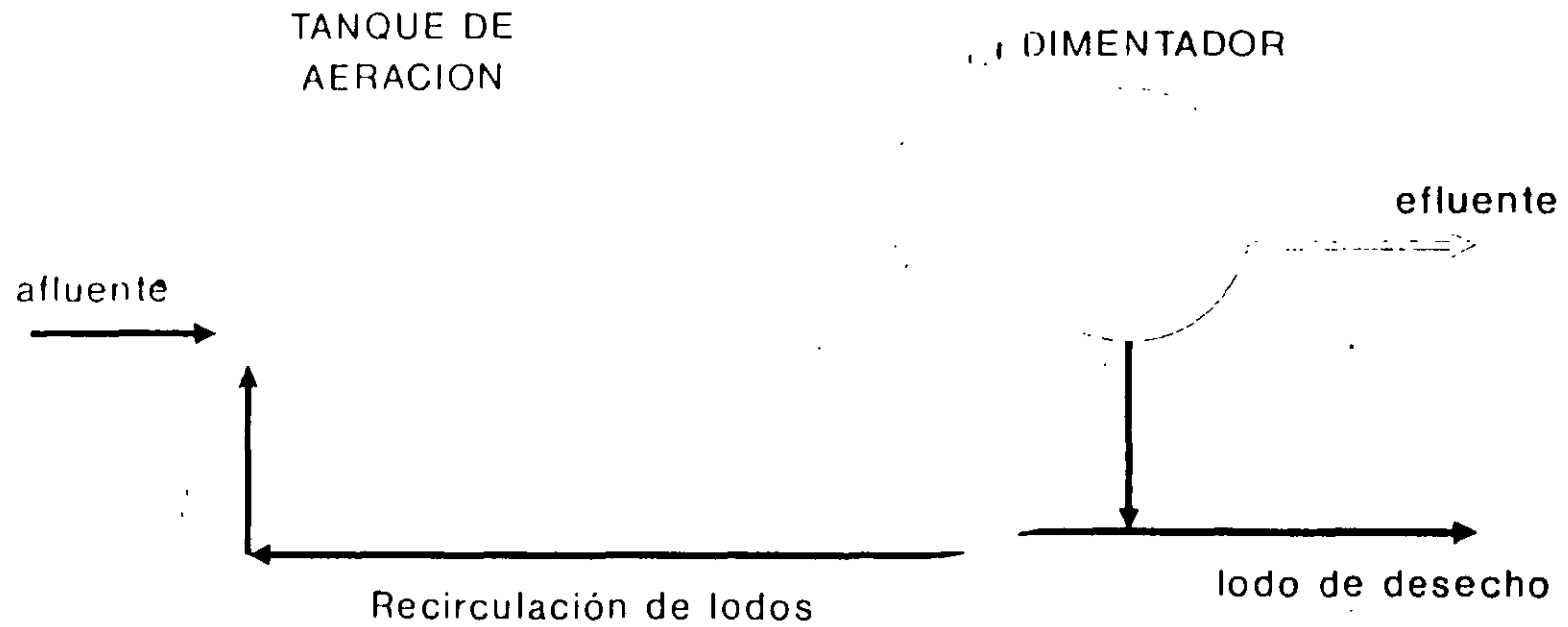


FIG. 3

DIAGRAMA DE FLUJO DE UN PROCESO DE LODOS
ACTIVADOS, COMPLETAMENTE MEZCLADO.

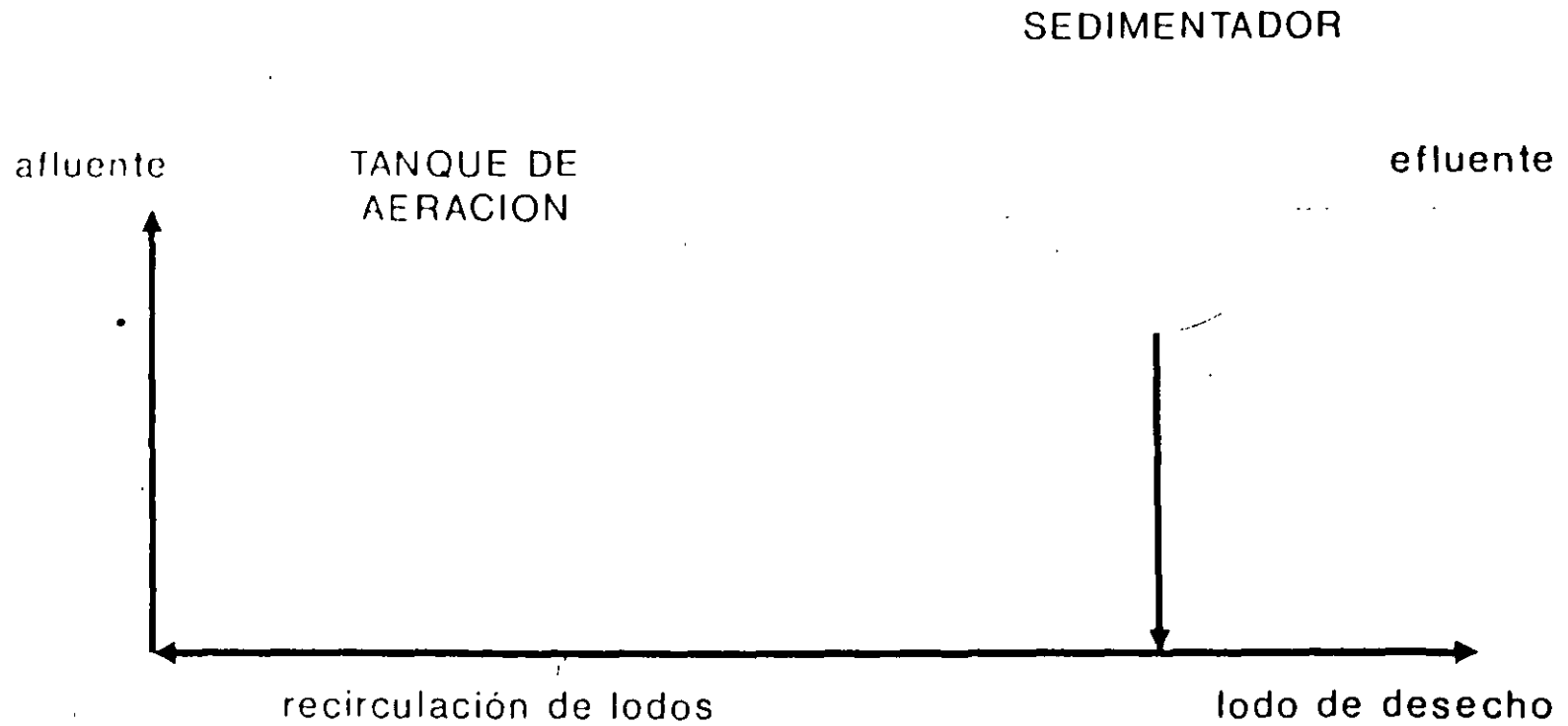


FIG. No. 4

DIAGRAMA DE FLUJO DE UN PROCESO DE LODOS ACTIVADOS, ESTABILIZACION-CONTACTO

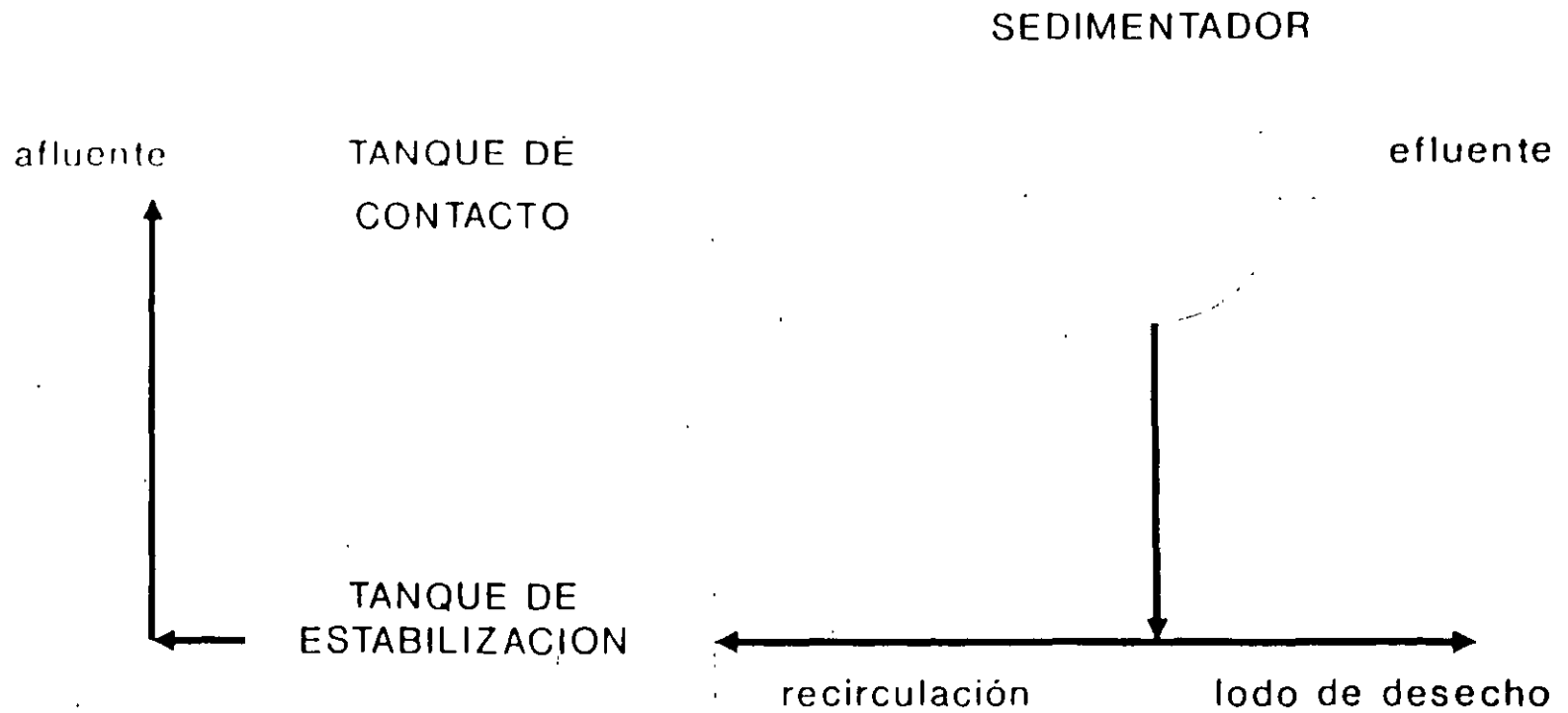
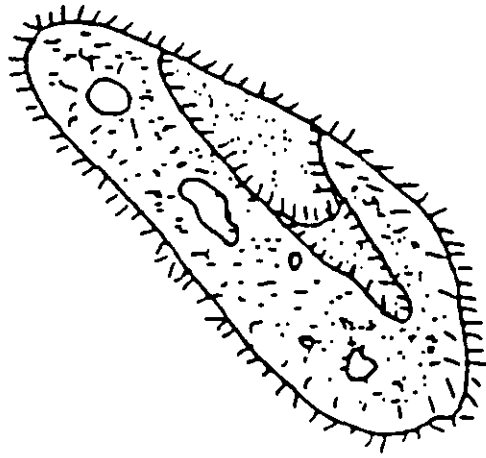
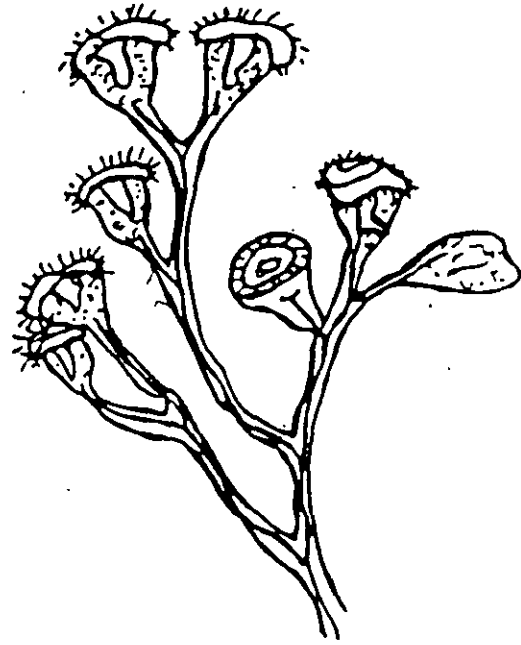


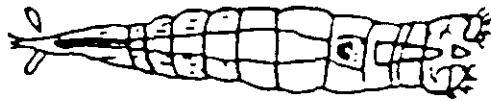
FIG. No. 5



PROTOZOARIOS CILIADOS LIBRES
FIG. 7

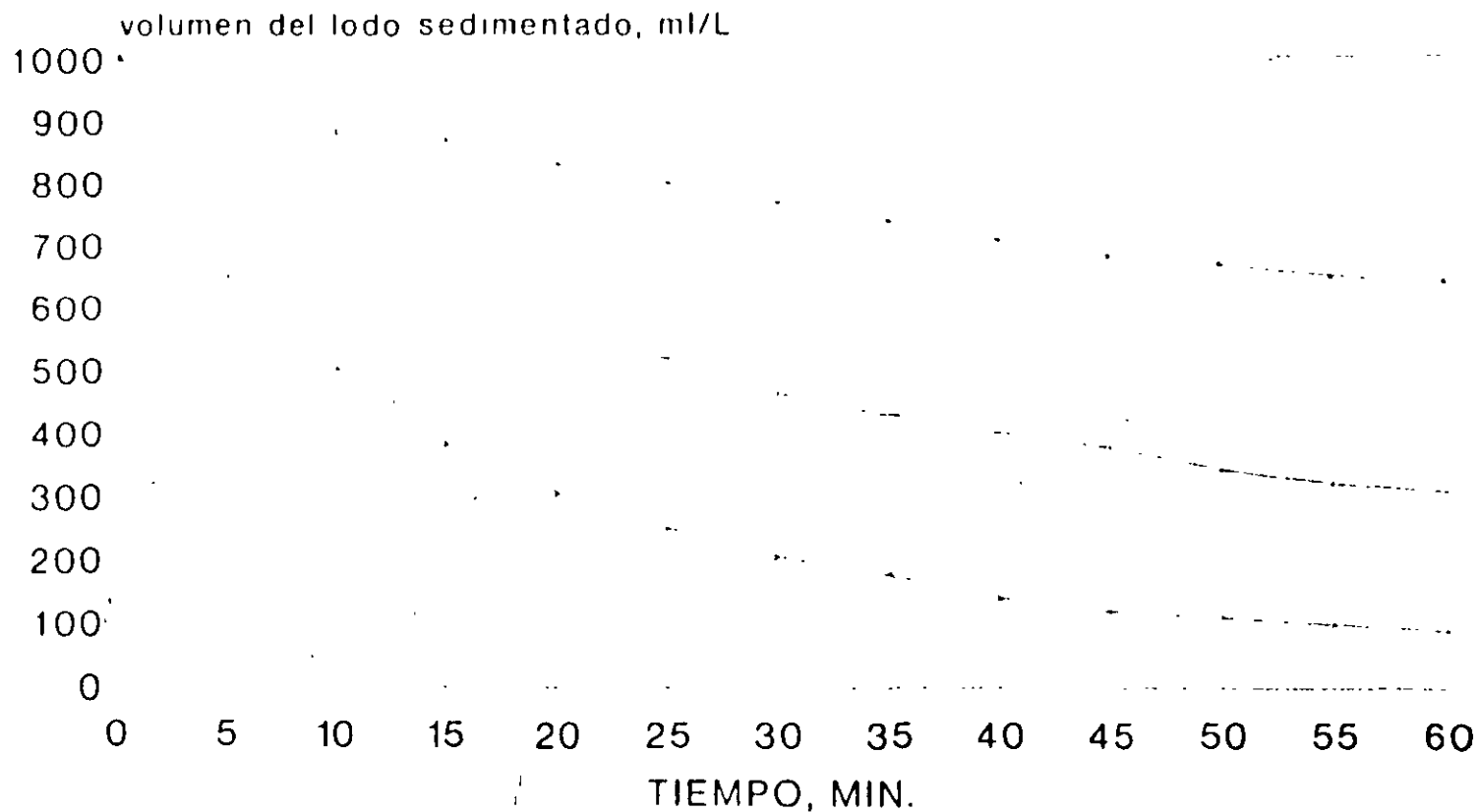


PROTOZOARIOS CILIADOS FIJOS
FIG. 8



ROTIFERO
FIG. 9

FIG. No. 10 , GRAFICA DE SEDIMENTACION DEL LICOR MEZCLADO.



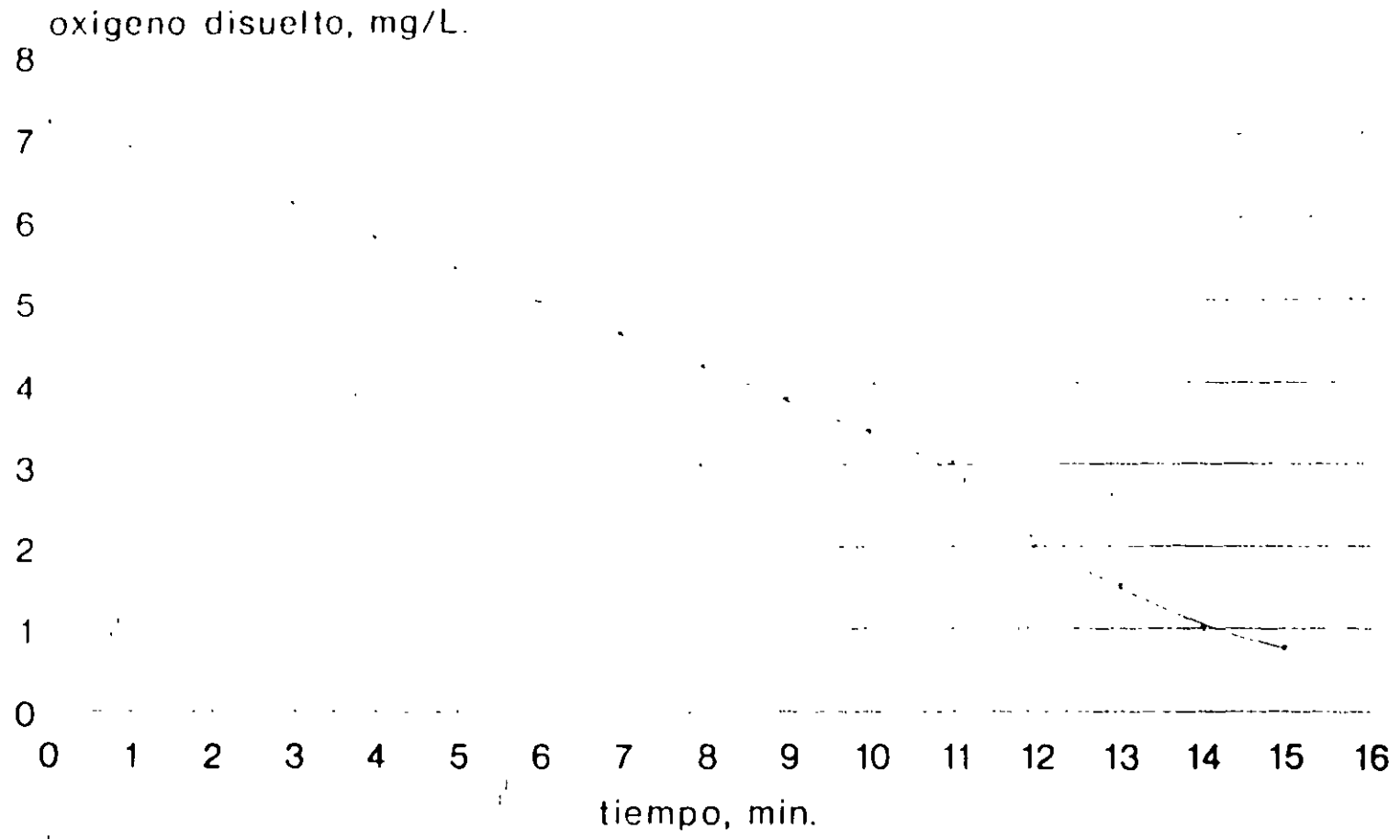
1 disminuir Q_w

2 mantener Q_w

3 aumentar Q_w

serie 1 sedimentación lenta
serie 2 sedimentación normal
serie 3 sedimentación rápida

FIG. No. 11. GRAFICA DE CONSUMO DE OXIGENO PARA EL LICOR MEZCLADO



oxigeno disuelto

PROCESOS BIOLÓGICOS DE TRATAMIENTO.

Sin importar el tipo de agua residual los procesos biológicos de tratamiento consisten en controlar el medio ambiente para un óptimo crecimiento de los microorganismos involucrados.

Principal aplicación son para:

- 1) Remoción de materia orgánica carbonacea medida como DBO, COT o DQO
- 2) Nitrificación.
- 3) Denitrificación.
- 4) Remoción de fósforo y
- 5) Estabilización de residuos.

PRINCIPALES PROCESOS BIOLÓGICOS UTILIZADOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.		
TIPO	NOMBRE COMÚN	USO
Procesos aeróbios • Crecimiento en suspensión	Proceso de lodos activados <ul style="list-style-type: none"> • Convencional • Completamente mezclado. • Aeración en etapas. • Oxígeno puro • Reactor Batch. • Estabilización contacto • Aeración extendida • Zanja de oxidación. 	Remoción de DBO carbonacea (nitrificación)
	Nitrificación crecimiento en suspensión.	Nitrificación
	Lagunas aereadas	Remoción de DBO carbonacea (nitrificación)
	Digestión aeróbica <ul style="list-style-type: none"> • Convencional con aire • Oxígeno puro 	Estabilización, Remoción de DBO carbonacea
• De película fija (crecimiento adherido).	Filtros percoladores <ul style="list-style-type: none"> • Baja tasa • Alta tasa 	Remoción de DBO carbonacea (nitrificación)

PRINCIPALES PROCESOS BIOLÓGICOS UTILIZADOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

TIPO	NOMBRE COMÚN	USO
<ul style="list-style-type: none"> • Procesos combinados de película fija y crecimiento en suspensión. 	<p>Filtros de desbaste.</p> <p>Biodiscos.</p> <p>Reactores de lecho empacado.</p> <p>Procesos de biofiltro activado, procesos de contacto de sólidos filtros biológicos, procesos biofiltros lodos activados, procesos en serie de filtros lodos activados</p>	<p>Remoción de DBO carbonacea</p> <p>Remoción de DBO carbonacea (nitrificación).</p> <p>Remoción de DBO carbonacea (nitrificación)</p> <p>Remoción de DBO carbonacea (nitrificación)</p>
<p>Procesos anóxicos</p> <ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento en suspensión • Crecimiento adherido 	<p>Denitrificación crecimiento en suspensión.</p> <p>Denitrificación de película fija</p>	<p>Denitrificación</p> <p>Denitrificación</p>
<p>Procesos anaeróbicos.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento en suspensión • Crecimiento adherido 	<p>Digestión anaerobia</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tasa estándar una etapa • Alta tasa una etapa • Dos etapas <p>Proceso de contacto anaerobio</p> <p>Anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos</p> <p>Proceso de filtro anaerobio</p>	<p>Estabilización Remoción de DBO Carbonacea</p> <p>Remoción de DBO Carbonacea</p> <p>Remoción de DBO Carbonacea</p> <p>Remoción de DBO Carbonacea Estabilización de residuos (denitrificación)</p>

PRINCIPALES PROCESOS BIOLÓGICOS UTILIZADOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

TIPO	NOMBRE COMÚN	USO
	De lecho fluidizado	Remoción de DBO Carbonacea Estabilización de residuos
Procesos combinados aerobio, anoxico y anaerobio <ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento en suspensión. • Crecimiento combinado 	Procesos de una o varias etapas. Procesos de una o varias etapas	Remoción de DBO Carbonacea, nitrificación, desnitrificación, remoción de fósforo Remoción de DBO Carbonacea, nitrificación, desnitrificación, remoción de fósforo
Lagunas	Lagunas aerobicas Lagunas de maduración Lagunas facultativas Lagunas anaeróbicas	Remoción de DBO Carbonacea, Remoción de DBO Carbonacea, (nitrificación). Remoción de DBO Carbonacea, Remoción de DBO Carbonacea, (estabilización de residuos)



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

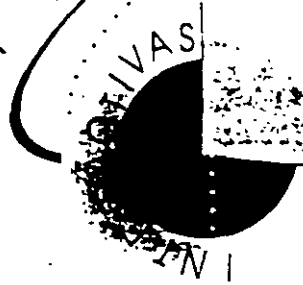
Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
SEDIMENTACIÓN. TANQUES DE SEDIMENTACIÓN**

DR. PEDRO MARTÍNEZ PEREDA

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

6.- Sedimentación. Tanques de Sedimentación

Dr. Pedro Martínez P.
Junio 27 de 1997



SEDIMENTACION

Es un proceso de separación sólido-líquido que emplea la fuerza de gravedad para remover sólidos suspendidos.

- 1) Aplicaciones: Potabilización del agua, tratamiento de aguas residuales, tratamiento avanzado de agua.
 - o Aplicaciones en potabilización del agua:
 - a) Sedimentación simple de aguas superficiales previa al tratamiento de clarificación.
 - b) Sedimentación de agua coagulada y floculada antes de filtración rápida en lechos granulares.
 - c) Sedimentación de agua coagulada y floculada en el proceso de ablandamiento químico del agua.
 - d) Sedimentación de precipitados de hierro y manganeso.
 - o Aplicaciones en tratamiento de aguas residuales:
 - a) Remoción de arenas, arcillas y limos.
 - b) Remoción de sólidos suspendidos en clarificadores primarios
 - c) Remoción de flóculos biológicos en plantas de tratamiento mediante lodos activados.
 - d) Remoción de humus en plantas de tratamiento mediante procesos biológicos de contacto (filtros percoladores, biodiscos).
 - o Aplicaciones en tratamiento avanzado de agua:
 - a) Remoción de flóculos coagulados químicamente antes de la filtración.

Los principios básicos del proceso de sedimentación son los mismos para cualquier tipo de aplicación.

Los tanques se construyen comunmente de concreto reforzado.

SEDIMENTACION

Es un proceso de separación sólido-líquido que emplea la fuerza de gravedad para remover sólidos suspendidos.

- 1) Aplicaciones: Potabilización del agua, tratamiento de aguas residuales, tratamiento avanzado de agua.
- o Aplicaciones en potabilización del agua:
 - a) Sedimentación simple de aguas superficiales previa al tratamiento de clarificación.
 - b) Sedimentación de agua coagulada y floculada antes de la filtración rápida en lechos granulares.
 - c) Sedimentación de agua coagulada y floculada en el proceso de ablandamiento químico del agua.
 - d) Sedimentación de precipitados de hierro y manganeso.
- o Aplicaciones en tratamiento de aguas residuales:
 - a) Remoción de arenas, arcillas y limos.
 - b) Remoción de sólidos suspendidos en clarificadores primarios.
 - c) Remoción de flóculos biológicos en plantas de tratamiento mediante lodos activados.
 - d) Remoción de humus en plantas de tratamiento mediante procesos biológicos de contacto (filtros percoladores, biodiscos).
- o Aplicaciones en tratamiento avanzado de agua:
 - a) Remoción de flóculos coagulados químicamente antes de la filtración.

Los principios básicos del proceso de sedimentación son los mismos para cualquier tipo de aplicación.

Los tanques se construyen comunmente de concreto reforzado.

2) Secciones: circular, cuadrada o rectangular

o Tanques circulares:

Diámetro: 4.5 m a 120 m. (10m. - 45m. usualmente)

Profundidad: 1.8m. a 4.8 m. (3m. - 4.2m. usualmente)

Bordo libre: 0.3m. a 0.75m

Diseño estandar: Con intervalos de diámetro de 1.5m. con el fin de acomodar los mecanismos de remoción de lodos.

o Tanques cuadrados:

Lados de 10m. a 60m. y profundidades de 1.8m. a 5.7m.

bordo libre: 0.3 a 0.75 m.

Intervalos de los lados: 1.5m.

o Tanques rectangulares:

Tipos de mecanismos de limpieza de lodos:

a) Rastras por medio de cadenas y catarinas

b) Rastras soportadas por un puente viajero

c) Sistema de vacío montado en un puente viajero.

Dimensiones de los tanques de acuerdo con el tipo de mecanismos de limpieza de lodos:

a) Ancho: De 1.5m. a 6m.

Longitud: Hasta 75m.

Profundidad: mayor de 1.8m.

Se pueden emplear anchos mayores hasta 30m. instalando 4 o módulos separados por mamparas y con mecanismos individuales,

b) Ancho: 3.5m. a 36m.

Longitud: 12m. a 90m.

Profundidad: Mayor de 1.8m.

Las rastras se pueden quitar para inspeccionarlas o repararlas sin drenar los tanques.

c) Ancho: Hasta 36m.

Profundidad: Mayor de 1.8m.

3) Tipos de Sedimentación.

TIPO I. Sedimentación libre de partículas discretas, no floculentas, en una suspensión diluida.

TIPO II. Sedimentación de partículas floculentas en una suspensión diluida.

TIPO III. Sedimentación de zona de partículas con concentración intermedia.

TIPO IV. Sedimentación por compresión.

3.1.) TIPO I.

Las partículas sedimentan como unidades separadas y aparentemente no hay interacción entre ellas.

Ejemplos: Sedimentación simple de aguas superficiales y de arenas.

Ecuaciones para el análisis:

$$\text{General: } V_s = \sqrt{\frac{4g}{3C_D} \left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho} \right) d} \quad (1)$$

$$\text{Stokes } V_s = \frac{1}{18} \frac{g}{\mu} (\rho_s - \rho) d^2 \quad (2a)$$

$$\delta \quad V_s = \frac{1}{18} \frac{g}{\nu} (S_s - 1) d^2 \quad (2b)$$

para condiciones de flujo laminar.

$$\text{Flujo de transición: } V_s = 0.78 \left[(\rho_s - \rho) d^{1.6} \rho^{-0.4} \mu^{-0.6} \right]^{0.714} \quad (3)$$

$$\text{Newton: } V_s = 1.82 \sqrt{g (S_s - 1) d} \quad (4)$$

para condiciones de flujo turbulento.

donde

V_s = velocidad de sedimentación de una partícula discreta.

C_D = coeficiente de arrastre, el cual es una función del número de Reynolds. (figura 1)

- ρ_s densidad de masa de la partícula
- ρ densidad de masa del líquido
- S_s densidad relativa partícula-líquido
- μ viscosidad absoluta (dinámica)
- ν viscosidad relativa (cinemática)
- d diámetro de la partícula
- g aceleración debida a la gravedad

Flujo laminar

$$N_R < 1, C_D = \frac{24}{N_R}, N_R = \frac{\rho v d}{\mu} = \frac{v d}{\nu}$$

Dominan las fuerzas viscosas sobre las de inercia.

Flujo de transición

$$1 < N_R < 1000, C_D = \frac{18.5}{N_R^{0.6}}$$

$$o C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0.34 \text{ (Fair, Geyer y Okun)}$$

Las fuerzas viscosas y las de inercia tienen la misma importancia.

Flujo turbulento

$$1000 < N_R < 25,000, C_D = 0.4 \text{ (partículas esféricas)}$$

Dominan las fuerzas de inercia sobre las viscosas

Se puede emplear la fig. 2 para obtener la velocidad de sedimentación en las tres regiones de flujo. a partir del diámetro, densidad y temperatura

3.1.1) Teoría del tanque ideal de Camp

Se base en las hipótesis siguientes:

- a) La sedimentación de partículas es Tipo I.

- b) El flujo se distribuye uniformemente a la entrada del sedimentador
- c) El flujo se distribuye uniformemente a la salida del sedimentador.
- d) Zonas del tanque: entrada, sedimentación, lodos y salida.
- e) Hay una distribución uniforme de partículas en toda la profundidad de la zona de entrada.
- f) Las partículas que entran a la zona de lodos ahí permanecen.

En la fig. 3 aparece el diagrama de un tanque ideal rectangular, donde:

V_0 es la velocidad de sedimentación de la partícula de tamaño más pequeño que se remueve en un ciento por ciento.

Cuando una partícula de este tamaño entra al tanque al nivel del espejo de agua (punto 1), tiene la trayectoria mostrada e intercepta la zona de lodos en el punto 2.

El tiempo de retención, t , es igual a $\frac{H}{V_0}$ (5)

Se puede exponer también como: $t = \frac{L}{V}$ (6)

La velocidad horizontal, V , es igual a $\frac{Q}{HW}$ (7)

Combinando estas expresiones: $t = \frac{LWH}{Q}$ (8)

Como LWH es el volumen del tanque, $t = \frac{V}{Q}$ (9)

Igualando las ecs (8) y (9) $\frac{LWH}{Q} = \frac{H}{V_0}$

quedando:

$$V_0 = \frac{Q}{LW}, \text{ o sea } V_0 = \frac{Q}{As} \quad (10)$$

donde

As área superficial del tanque

La ec. (10) muestra que la tasa hidráulica (tasa de derrame : carga superficial) es equivalente a la velocidad de sedimentación de la partícula de tamaño más pequeño que se remueve en un ciento por ciento.

• Tanque de sedimentación sección circular

En la fig. 4 aparece el diagrama del tanque ideal de sección circular, donde.

$$V = \frac{Q}{2\pi rH} \quad (11)$$

$$\frac{dh}{dr} = \frac{V_0}{V} \quad (12)$$

quedando

$$\frac{dh}{dr} = \frac{2\pi rHV_0}{Q} \quad (13)$$

integrando:

$$\int_0^H dh = \frac{2\pi HV_0}{Q} \int_{r_1}^{r_0} r dr \quad (14)$$

resolviendo la integral

$$H = \frac{2\pi HV_0}{Q} \left[\frac{r^2}{2} \right]_{r_1}^{r_0} \quad (15)$$

$$H = \frac{\pi HV_0}{Q} (r_0^2 - r_1^2) = \frac{HAsV_0}{Q}$$

quedando $V_0 = \frac{Q}{As}$ (16)

la ec (16) es idéntica a la ec (10) del tanque rectangular

• Condiciones de sedimentación de otros tamaños de partículas.

En las figuras 5 y 6 se muestra que todas las partículas con una velocidad de sedimentación, V_1 , mayor que V_0 se removerán totalmente, dado que su trayectoria intercepta la zona de lodos. Las partículas con una velocidad de sedimentación, V_2 , menor que V_0 , se removerán en una proporción

$$\frac{V_2}{V_0} = \text{o sea, } R_2 = \frac{H_2}{H} \quad (17)$$

En las suspensiones que se estudian en el tratamiento de agua se presenta, en general, una gran variedad de tamaños de partículas, por lo que se debe evaluar el rango completo de velocidades de sedimentación y por tanto la remoción total que se puede esperar para una tasa hidráulica (tasa de derrame o carga superficial) dada.

- Análisis experimental

Columna de sedimentación
Proceso cerrado (batch)
Suspensión homogenizada.

Se toman muestras a varias profundidades y tiempos para determinar la concentración de sólidos. La interpretación de los datos es como resultado una curva como la que aparece en la fig. 7. La fracción del total de partículas que se remueven a una velocidad V_0 es:

$$\text{Fracción removida} = (1-F_0) + \frac{1}{V_0} \int_0^{F_0} V \, dF \quad (10)$$

donde

$(1-F_0)$ fracción de partículas con velocidad V mayor que V_0 .

$\frac{1}{V_0} \int_0^{F_0} V \, dF$ fracción de partículas con velocidad V menor que V_0 .

• Resumen

En la teoría del tanque de sedimentación ideal la remoción de sólidos suspendidos es una función de la tasa de derrame o la velocidad de sedimentación de diseño, V_0 , el tiempo de retención, t , y la profundidad, H .

3.2) Tipo II

Corresponde a la sedimentación de partículas flocculentas en una suspensión diluida. Las partículas flocculan durante la sedimentación, con lo que aumentan de tamaño y sedimentan a una velocidad mayor. La sedimentación primaria de aguas residuales y de agua y aguas residuales coaguladas químicamente, son ejemplos de este tipo de sedimentación.

Para evaluar las características de sedimentación de una suspensión flocculante se deben realizar ensayos en columnas mediante un proceso cerrado (batch). En la fig. 8 se muestra una columna para tal prueba. Diámetro = 15 a 20 cm. para minimizar los efectos de pared. La altura por lo menos igual a la profundidad que se proponga para el tanque de sedimentación. Los orificios o puertos para la toma de muestras se deben localizar con intervalos iguales en toda la altura de la columna.

La suspensión se debe mezclar vigorosamente y vaciar rápidamente en la columna a fin de asegurar que se tenga una distribución uniforme de las partículas en toda la altura de la columna. Para que la prueba sea representativa se debe hacer en condiciones de reposo y la temperatura no debe variar en más de 1°C en la altura de la columna a fin de evitar corrientes de convección. Las muestras se toman a intervalos periódicos y se determinan las concentraciones de sólidos suspendidos. El porcentaje de remoción se calcula para cada muestra conociendo la concentración inicial de sólidos suspendidos y la concentración de la muestra. El porcentaje de remoción se grafica contra los tiempos y profundidades a las que se tomaron las muestras. Se hacen interpolaciones entre los puntos obtenidos y se trazan curvas de igual porcentaje de remoción, R_A , R_B , etc., ver fig. 9.

Las tasas de derrame o cargas superficiales, V_0 , se determinan para los diferentes tiempos de sedimentación, t_A , t_B , etc, donde las curvas R interceptan el eje horizontal, por ejemplo, para la curva R_{40} , la tasa de derrame es:

$$V_0 = \frac{3.05\text{m}}{47\text{min}} \times 1440 \frac{\text{min}}{\text{día}} = 93.45 \text{ m}^3/\text{m}^2 - \text{día.}$$

Las fracciones de sólidos removidos, R_T , para los tiempos t_A , t_B , etc., se pueden entonces determinar. Por ejemplo para el tiempo $t = 17 \text{ min.}$, la fracción removida R_T ser :

$$R_T = R_{20} + \frac{2.05\text{m}}{3.05\text{m}}(R_{30} - R_{20}) + \frac{0.88}{3.05}(R_{40} - R_{30}) + \\ - \frac{0.61}{3.05}(R_{50} - R_{40}) - \frac{0.40}{3.05}(R_{60} - R_{50}) + \frac{0.21}{3.05}(R_{70} - R_{60})$$

$$R_T = 0.2 + 0.067 + 0.029 + 0.02 + 0.013 + 0.007$$

$$R_T = 0.336 = 33.6\%$$

Así, se puede hacer con cada uno de los tiempos. Con esta información se pueden graficar las curvas de porcentaje de remoción de sólidos vs tiempo y de porcentaje de remoción de sólidos vs tasa de derrame. Ver figs. 10 y 11.

Para aplicar las curvas en el diseño de un tanque de sedimentación, se emplean factores de escalamiento para compensar los efectos de pared de la columna de sedimentación. Para la tasa de derrame 0.65 y para el tiempo de retención 1.75.

3.3) Tipos III y IV

La sedimentación tipo III o con interferencia comprende a las partículas de concentración intermedia que se encuentran cercanas unas de otras lo que provoca que las fuerzas interpartículas interfieran la sedimentación de partículas vecinas. Las partículas permanecen en una posición fija relativa una a otra y todas sedimentan con una velocidad constante. Como resultado, la masa de partículas sedimenta como una zona. En la parte superior de la masa que se asienta, se tiene una interfaz sólido-líquido entre las partículas y la zona clarificada (Ejemplo: Clarificador final del proceso biológico de lodos activados).

La sedimentación tipo IV, o de compresión, corresponde a partículas que están a tan alta concentración que se tocan unas a otras y la sedimentación puede ocurrir solo por compresión de la masa (Ejemplo: Profundidades más bajas de un clarificador final del proceso biológico de lodos activados)

La evaluación de la sedimentación de una suspensión de partículas floculentas que sigan un comportamiento tipo III o IV se hace mediante un cilindro graduado como se muestra en la figura 11. (a) y (b) (sistema cerrado).

La figura 13 (a) muestra una sección transversal de un clarificador circular final del proceso de lodos activados, donde se definen las clases de sedimentación que pueden ocurrir. La zona de agua clarificada usualmente es de 1.5 a 1.8 m de profundidad la profundidad total para la zona con interferencia, transición, y de compresión, usualmente es de 1.5 a 2.1 m.

3.3.1) Diseño de sedimentadores.

Las pruebas permiten obtener los parámetros básicos de diseño de sedimentadores. Para el caso de clarificadores finales se obtienen datos tanto de la clarificación del líquido como del espesamiento de lodos.

Los cilindros de prueba se equipan con un dispositivo de agitación lenta para simular la acción de arrastre de los limpiadores mecánicos de lodos. El equipo debe girar de 4 a 6 revoluciones por hora.

Considerando que con los resultados de una prueba se obtiene la curva de sedimentación de la figura 14, el área de un clarificador final se determina con el siguiente procedimiento:

- a) Se calcula la pendiente de la región de sedimentación con interferencia. Esta es la velocidad de sedimentación requerida para clarificación.

- b) Se prolongan las tangentes desde la región de sedimentación e interferencia y desde la de compresión. Bisectar el ángulo formado y localizar el punto 1.
- c) Se traza una tangente a la curva en el punto 1
- d) Conociendo la concentración inicial de los lodos, C_0 , y altura inicial de los lodos, H_0 , se selecciona una concentración del bajo flujo para diseño, C_u , y se determina la altura de la interfaz, H_u .

$$\text{Como } C_u H_u = C_0 H_0, \text{ entonces } H_u = \frac{C_0 H_0}{C_u} \quad (19)$$

- e) Se traza una línea horizontal a partir de H_u hasta intersecta la tangente y se determina el tiempo, t_u , que es el requerido para alcanzar la concentración deseada, C_u .
- f) Determinar el área requerida para espesamiento, A_1 .

$$A_1 = 1.5 (Q + R) \frac{t_u}{H_0} \quad (20)$$

donde

Q gasto influente al aerador

R gasto de lodo recirculado

(Q + R) gasto total influente al clarificador

1.5 factor de escalamiento

- g) Determinar el área requerida para clarificación, A_2 .

$$A_2 = 2.0 \frac{Q}{V_0} \quad (21)$$

donde

Q gasto efluente del clarificador final

2.0 factor de escalamiento

El área de control para el diseño del clarificador será la mayor de las dos áreas calculadas.

El diseño se hace con el gasto promedio diario, aunque se debe revisar el comportamiento del sedimentador para el gasto pico horario. De ser el caso, el área se debe calcular con este gasto.

4) Características físicas de los sedimentadores.

4.1) Geometría (Ver figuras anexas)

Rectangulares
Cuadrados
Circulares

Ventajas y desventajas

4.2) Entrada (Ver figuras anexas)

Función
Esquemas
Diseño

4.3) Zona de sedimentación

Factores que afectan las condiciones de "tanque ideal"
Clasificación de sedimentadores

4.3.1) Factores físicos de diseño

- a) Carga superficial
- b) Tiempo de retención
- c) Velocidad de escurrimiento
- d) Relación L:H
- e) Número de unidades

a) Carga superficial (m^3/m^2-d)	(Valores medios)
- Remoción de arenas	600-1200
- Sedimentación simple (agua suministro)	5-20
- Sedimentación primaria	
seguida de tratamiento secundario	20-32-48
con purga de lodo activado	24-32
- Sedimentación secundaria	
De lodo activado convencional	16-32
De aeración extendida	18-25
De filtros percoladores	16-24
- Clarificación	
Aguas turbias	30-60
Aguas con color	15-40
Aguas con tratamiento biológico	
Coaguladas con sulfato de aluminio	20-24
Coaguladas con sales de hierro	28-32
Coaguladas con cal	56-64
- Ablandamiento químico	30-80
- Contacto de sólidos	
Aguas turbias	70-100
Aguas con color	60-100
Ablandamiento	80-100
- Sedimentación alta tasa (flujo laminar)	60-250

b) Tiempo de retención medio (horas)

- Desarenación menor de 0.25
- Sedimentación simple 1-4
- Sedimentación primaria 0.75-2
- Sedimentación secundaria 1.0-2.5
- Sedimentación de aguas tratadas con coagulantes provenientes de un proceso biológico 2.0-2.5
- Sedimentación de partículas coaguladas o precipitados (aguas de primer uso):
 - Diseño convencional 1.5-3.0
 - Contacto de sólidos 0.75-1.5
 - Flujo laminar menor de 0.25
- Relación entre tiempo de retención, profundidad y carga superficial

$$C_s = \frac{Q}{A_s} = \frac{V}{t_r \cdot L \cdot a} = \frac{L \cdot a \cdot H}{L \cdot a \cdot t_r}$$

$$C_s = \frac{H}{t_r} \quad (22)$$

c) La velocidad de escurrimiento en la zona de sedimentación ayuda a la floculación de las partículas provocando choques entre ellas y por ende mejora la sedimentación, pero por otra parte, puede provocar arrastre y resuspensión de las partículas sedimentadas. Se debe lograr la primera acción y evitar la segunda.

En general:

$$V_n: 30 \text{ a } 90 \text{ cm/min}$$

d) Relación entre la velocidad de escurrimiento, la velocidad crítica de sedimentación, la longitud del tanque y el tirante de agua.

$$Q = V_{sc} A_s \quad , \quad Q = V_n A_t \quad (23)$$

$$A_s = aL \quad , \quad A_t = aH$$

$$\frac{V_n}{V_{sc}} = \frac{A_s}{A_t} = \frac{aL}{aH} = \frac{L}{H}$$

A igualdad de carga superficial (velocidad crítica), la relación L/H determinar la velocidad horizontal.

e) El número de unidades se determina por el gasto de diseño el grado de flexibilidad deseado en la operación y la economía del proyecto. En plantas grandes el número de unidades lo determina el tamaño máximo práctico de los tanques. El número mínimo recomendable para plantas pequeñas es dos.

4.4) Salida (Ver figuras anexas)

- Función
- Esquemas
- Diseño

4.5) Zona de lodos

- Función
- Producción de lodos
- Mecanismos de arrastre y concentración (Ver figuras)
- Pendientes del fondo de tanques
- Velocidad crítica de arrastre de lodo

5) Unidades de contacto de sólidos (Ver figuras)

- Características
- Funciones
- Aplicaciones
- Sistemas de control del proceso

6) Unidades de flujo laminar (Ver figuras)

- Características
- Ventajas
- Aplicaciones
- Bases teóricas (Ver figuras)

Variables:

V_{sc} , V_o , e , L , S_c

donde

V_{sc} Velocidad de sedimentación crítica

V_o Velocidad promedio del flujo a través de un sedimentador $(\frac{1}{2})$

e Angulo de inclinación del sedimentador

L Longitud relativa del sedimentador

$$L = \frac{l}{e}$$

donde

l longitud del sedimentador

e Profundidad de un sedimentador

S_c Valor crítico del parámetro S que caracteriza la geometría de módulo de sedimentación.

Valores:

Tubos circulares 4/3

Conductos cuadrados 11/8

Placas paralelas 1

- Ecuación general de Yao

$$S_c = \frac{V_{sc}}{V_c} (\text{sen } e + L \text{ cose}) \quad (24)$$

Valores prácticos:

$$L = \text{De } 20 \text{ a } 40$$

$$e = 5^\circ \text{ a } 60^\circ$$

$$Na < 500 \text{ (para lograr un flujo laminar)}$$

Se presenta una región de transición donde no se establece flujo laminar, con una longitud relativa L':

La longitud relativa total es: $L_T = L + L'$, donde $L' = 0.058 \frac{V_0 e}{v}$

7) Estudios con trazadores

Los tanques de sedimentación los afectan los espacios muertos y las corrientes turbulentas, por viento y térmicas. En el tanque ideal todos los elementos del fluido pasan a través del tanque en un tiempo igual al tiempo de retención teórico, t , que es igual a V/Q . En los tanques reales una parte de los elementos del fluido pasan en un tiempo más corto que el teórico, y otra en un tiempo mayor. Los espacios muertos y las corrientes turbulentas tienen flujo rotacional presentándose muy poca sedimentación ya que la entrada y salida del flujo de estos espacios es muy pequeña. Como resultado, el volumen neto disponible para sedimentación se reduce

y por tanto el tiempo medio para el paso de los elementos de fluido decrece. También las corrientes de viento y térmicas flujos que pasan directamente desde la entrada a la salida del tanque, lo que decrece el tiempo medio de residencia.

La magnitud de los efectos por espacios muertos, corrientes térmicas y de viento, y las características de los tanques de sedimentación, se pueden medir mediante estudios con trazadores.

Se adiciona una carga de trazador (sal, rodamina B, tritio) en el influente y se determina su concentración en el efluente como se muestra en la fig. 18. Si hay espacios muertos, se presenta lo siguiente:

$$\frac{\text{Tiempo de retención medio}}{\text{Tiempo de retención teórico}} < 1 \quad (25)$$

Si no hay espacios muertos, la relación es:

$$\frac{\text{Tiempo de retención medio}}{\text{Tiempo de retención teórico}} = 1 \quad (26)$$

Si se presentan cortos circuitos, la relación es:

$$\frac{\text{Tiempo de retención (valor de la mediana)}}{\text{Tiempo de retención medio}} < 1 \quad (27)$$

Si no hay cortos circuitos:

$$\text{Tiempo de retención medio} = \text{Tiempo de retención (valor de la mediana)} \quad (28)$$

Si el tanque es inestable, la gráfica tiempo concentración no se puede reproducir en una serie de pruebas con trazadores. Por lo tanto, es de esperarse que el comportamiento del tanque sea errático.

La figura 19 muestra los resultados de estudios con trazadores en tres tipos de tanques de sedimentación. Se puede observar que el tanque retangular se aproxima al ideal más que el de sección circular. De los tanques circulares, el de alimentación periférica tiene un mejor funcionamiento que el alimentado por el centro.

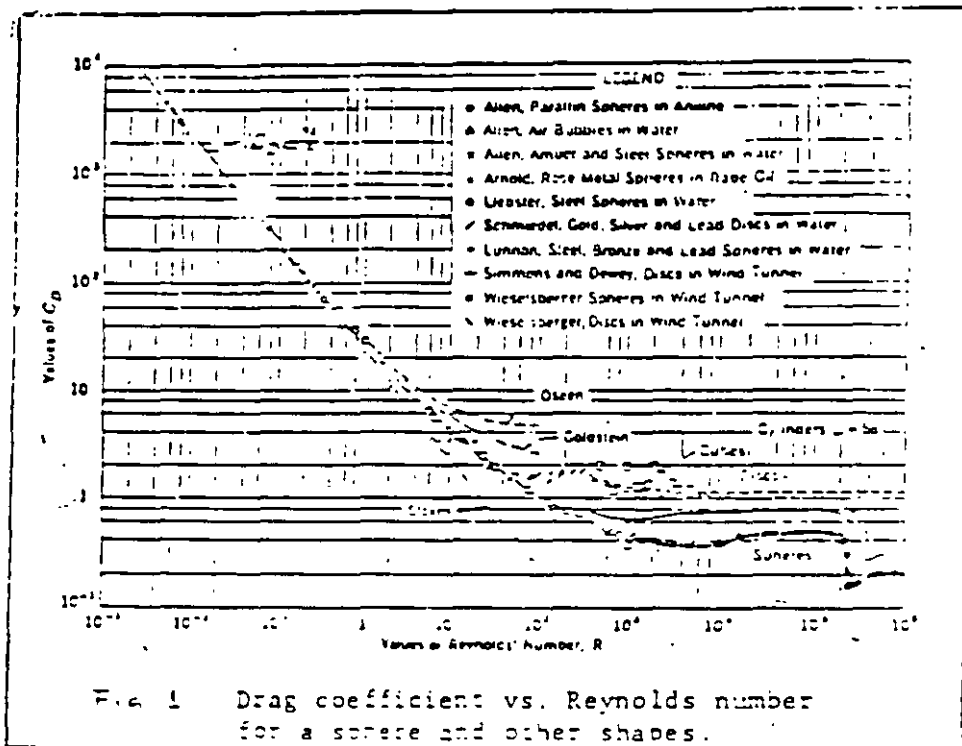
En la ingeniería del agua y las aguas residuales la mayoría de las suspensiones son floculentas hasta cierto grado. Estas partículas del mismo tamaño inicial y densidad que las discretas interceptarán la zona de lodos en un tiempo más corto debido a la aglomeración que sufren y a la sedimentación más rápida. Por lo tanto, si se aplica la teoría del tanque ideal a las partículas ligeramente floculentas, el diseño será conservador. Aunque hay diferencias entre el tanque ideal y los reales, la teoría planteada proporciona el enfoque más racional para el diseño y resalta que los parámetros más importantes son: la tasa de

derrame, carga superficial o velocidad de sedimentación, el tiempo de retención y la profundidad.

BIBLIOGRAFIA

1. Weber, W.J., Jr., Physicochemical Processes for Water Quality Control, Ed. Wiley, 1972.
2. Eckenfelder, W.W. Jr., y Ford, D.L. Water Pollution Control The Pemberton Press, Jenkins Publishing Co., 1970.
3. Reynolds, T.D. Unit Operations and Processes in Environmental Engineering, Ed. Brooks/Cole Engineering Division, Monterey, Calif. 1982.
4. Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering, Ed. McGraw-Hill, N.Y., 3a. Edición, 1992.

GMG'jom.



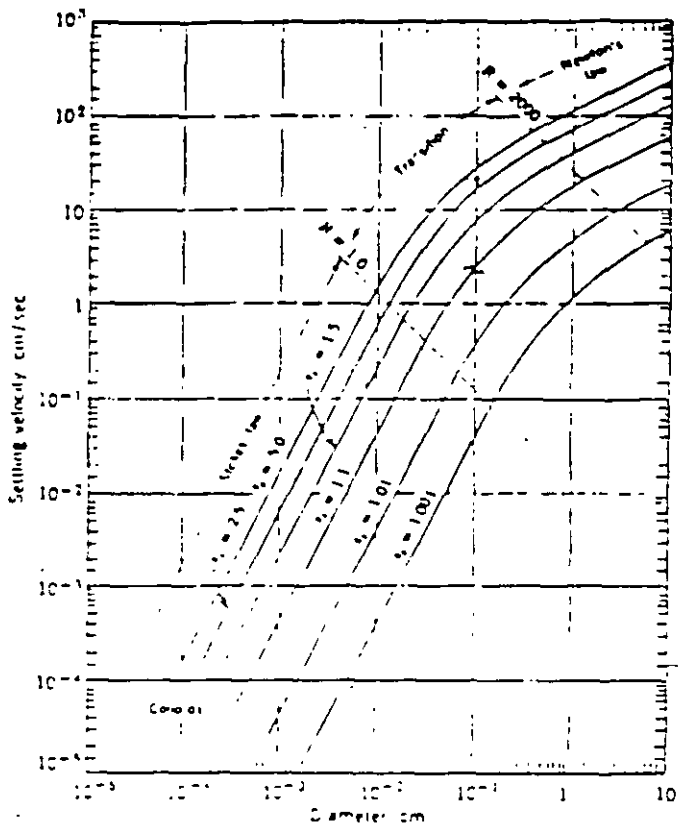


Fig. 2 Settling and rising velocities of discrete spherical particles in quiescent water at 10°C. For other temperatures, multiply the Stokes values by $\nu/(1.31 \times 10^{-3})$, where ν is the kinematic viscosity at the stated temperature.

FIG 3 Ideal Rectangular Settling Basin

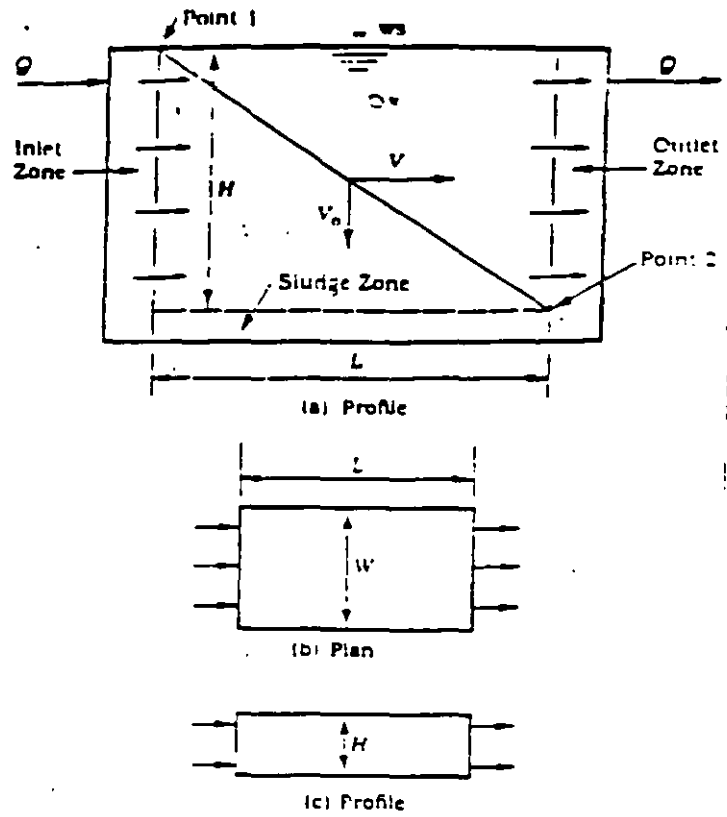


FIG 4 Ideal Circular Settling Basin

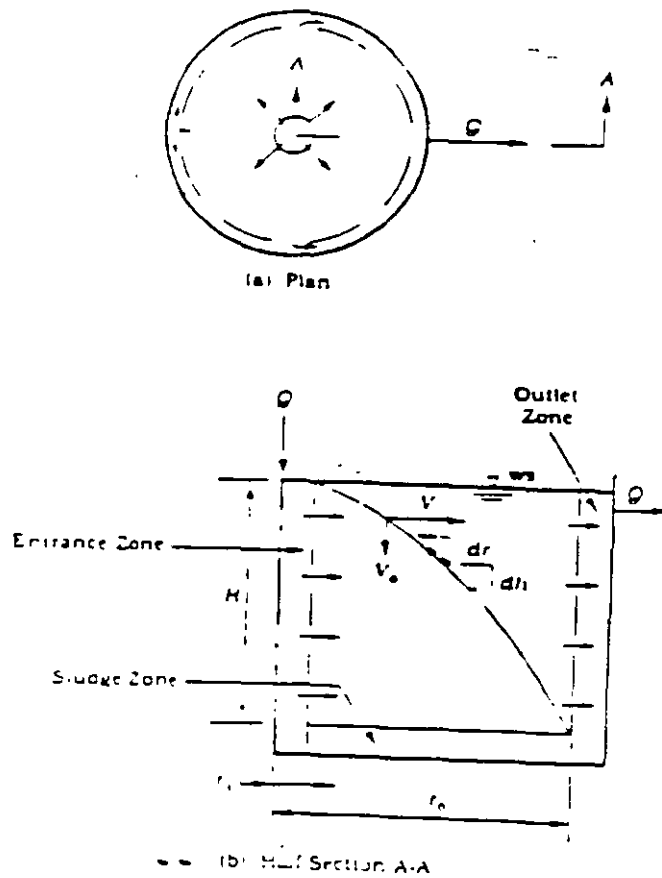


FIG 5 Profile through an Ideal Rectangular Basin

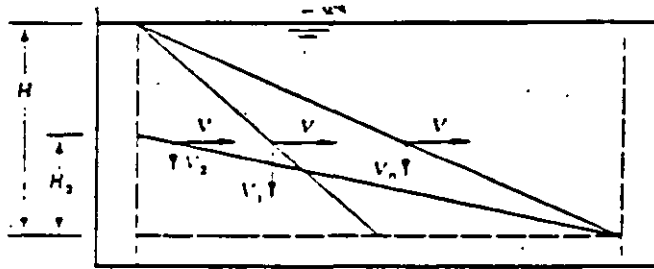


FIG 6 Half Section through an Ideal Circular Basin

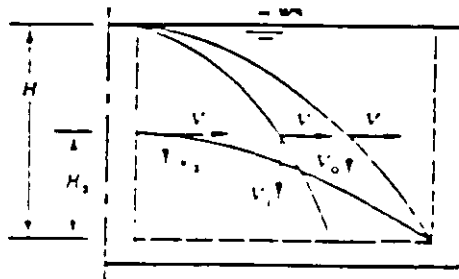


FIG 7 Type I Settling Curve

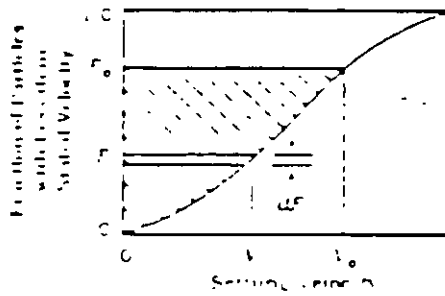


FIG 8 Batch Settling Column Details for Type II Settling

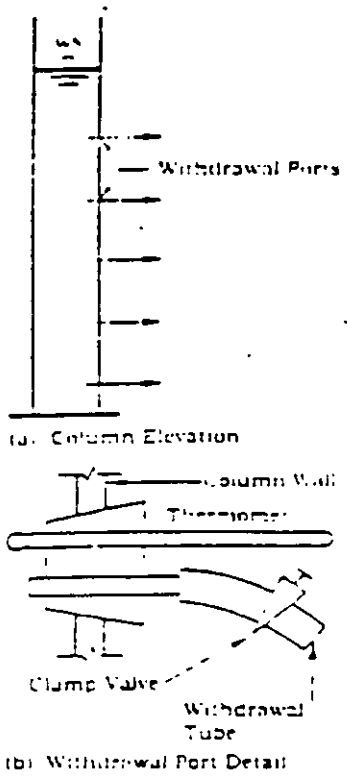


FIG 9 Graph Showing Suspended Solids as a Percent at Various Depths and Settling Time

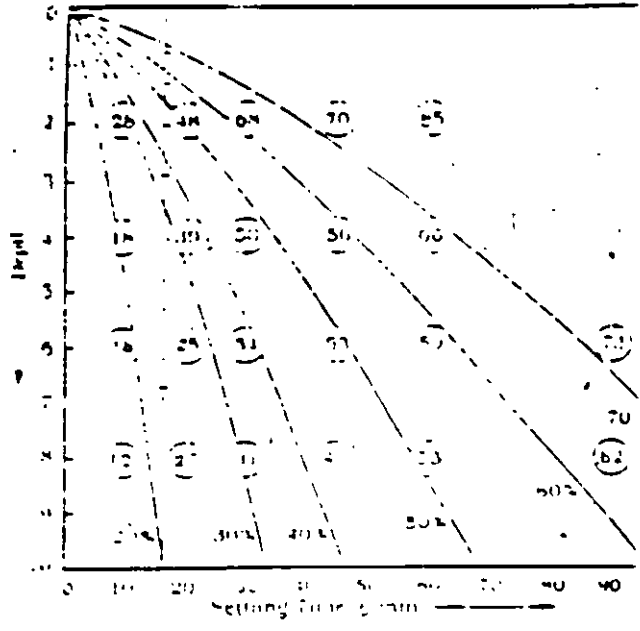


FIG 10 Suspended Solids Removal versus Detention Time

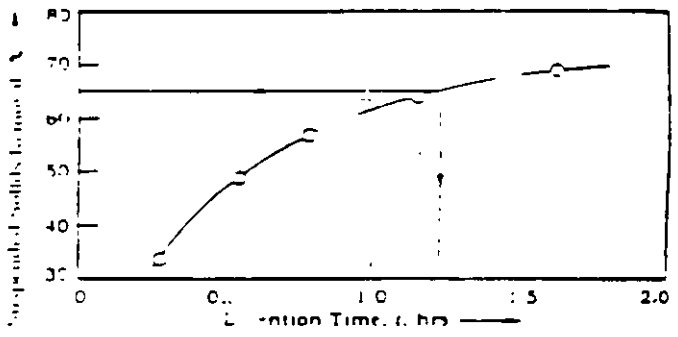


FIG 11 Suspended Solids Removal versus Overflow Rate

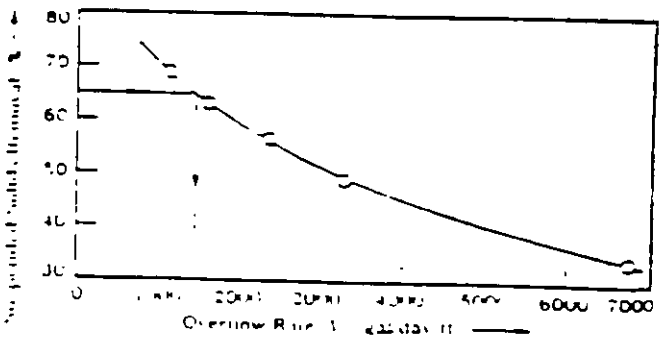


FIG 12 Settling of a Concentrated Suspension

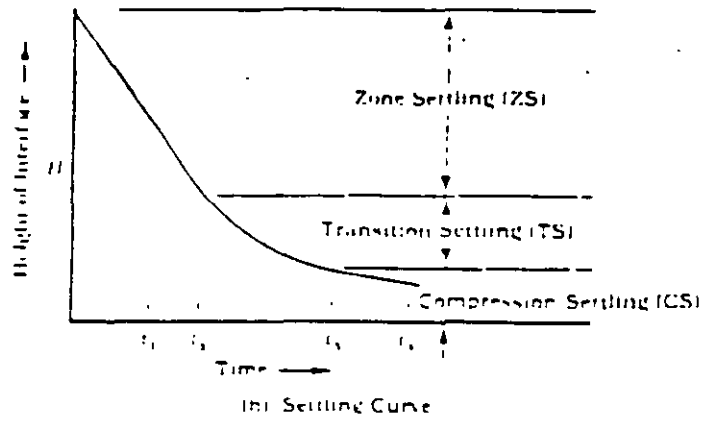
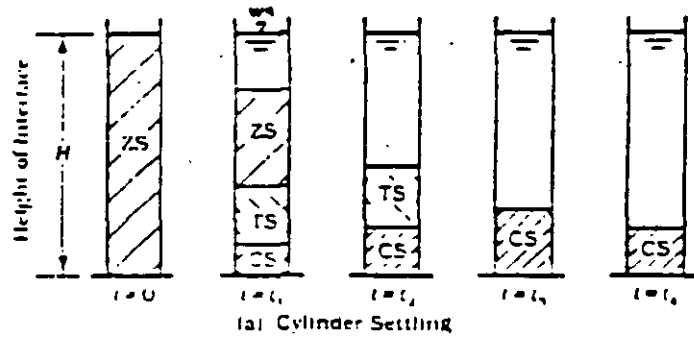


FIG 13 Settling in a Final Clarifier for the Activated Sludge Process

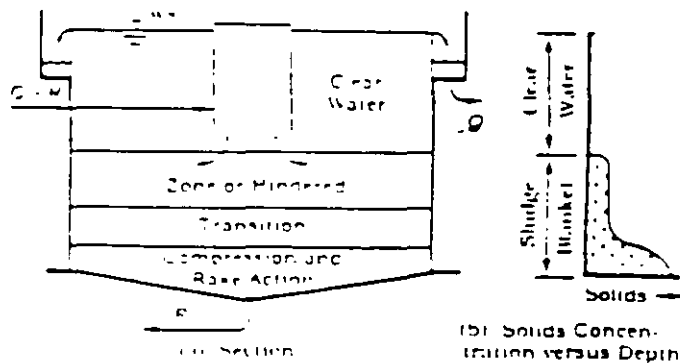


Fig Settling Basin Characteristics as Shown by Tracer Studies

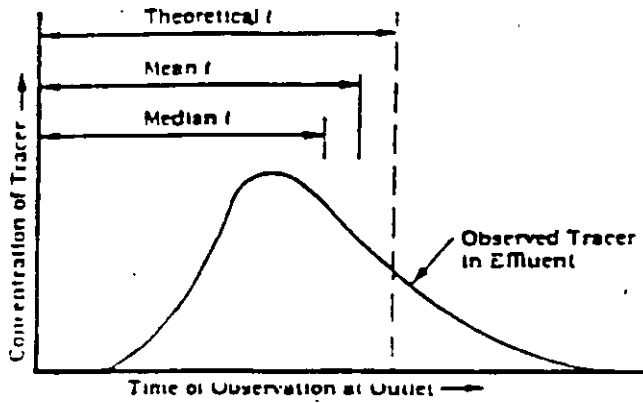
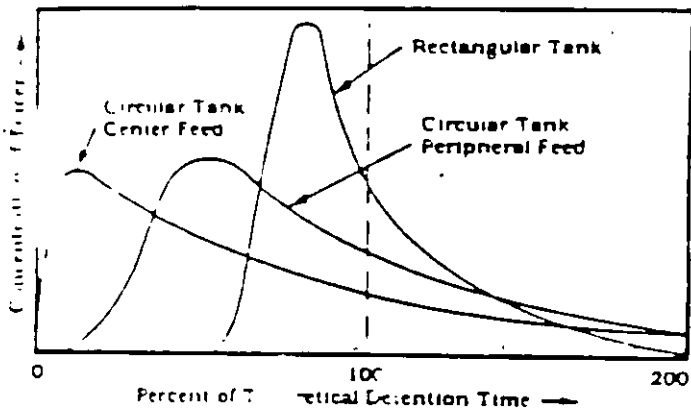


Fig Tracer Studies on Circular and Rectangular Settling Tanks





**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE FILTROS PERCOLADOS

M. en C. CONSTANTINO GUTIÉRREZ PALACIOS

INDICE

Pág.

INTRODUCCION

3.1.	DESCRIPCION DEL PROCESO	1
3.1.1.	Medio filtrante	
3.1.2.	Sistema de distribución	
3.1.3.	Sistema de bajo dren	
3.1.4.	Proceso de depuración de aguas residuales	
3.1.5.	Aplicaciones de los filtros percoladores	
3.2.	CONSIDERACIONES DE DISEÑO	9
3.2.1.	Fórmula de Veltz	
3.2.2.	Fórmulas del NRC	
3.2.3.	Fórmula de Eckenfelder	
3.2.4.	Carga de los filtros	
3.2.5.	Recirculación de los filtros	
3.3.	CONDICIONES DE OPERACION	13
3.3.1.	Instalación de un filtro percolador	
3.3.2.	Puesta en marcha del filtro	
3.3.3.	Operación normal del filtro percolador	
3.3.4.	Actividades de operación	
3.3.5.	Problemas más comunes de operación	
3.3.6.	Guía operacional	
3.4.	EVALUACION DEL PROCESO	18
3.4.1.	Revisión del gasto de recirculación	
3.4.2.	Control del proceso	
3.5.	PARO DE UN FILTRO	39
3.6.	MUESTREO Y ANALISIS	41
3.6.1.	Muestreo simple	
3.6.2.	Muestreo compuesto	
3.6.3.	Parámetros a determinar	
3.7.	MEDICION DE FLUJO	45
3.8.	PROGRAMA DE MUESTREO	45

3.9. SEGURIDAD	47
3.9.1. Prevención de accidentes	
3.9.2. Riesgos en una planta de Filtros Percoladores	
3.10. MANTENIMIENTO DE FILTROS PERCOLADORES	50
3.10.1. Mantenimiento preventivo	
3.10.2. Mantenimiento correctivo	
3.10.3. Conservación de edificios, tanques, canales y jardines	

BIBLIOGRAFIA

FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

3.1.1. Sección transversal de un filtro percolador típico	2
3.1.2. Medio filtrante plástico	4
3.1.3. Tipos de boquillas deflectoras	5
3.1.4. Medio filtrante entarimado	7
3.2.1. Sistemas de una y dos fases en sistemas de filtros percoladores	11
3.3.1. Partes mecánicas de los brazos del distribuidor	15
3.4.1. Tendencia típica de compartimiento	31
3.4.2. Filtros percoladores escalonados	33
3.4.3. Arreglos típicos de recirculación de filtros percoladores	34
3.7.1. Programa de muestreo y análisis para un proceso de filtros percoladores	46
3.9.1. Tarjeta de seguridad	49
3.10.1. Pizarrón de mantenimiento	54
3.10.2. Tarjeta de servicio a equipo	54

TABLAS

3.1.1. Granulometría aconsejable de material filtrante para filtros -- percoladores	1
3.3.1. Formación de moscas	19
3.3.2. Olores	20
3.3.3. Taponamientos	22
3.3.4. Alta cantidad de sólidos suspendidos en el efluente	23
3.3.5. Congelamientos	25
3.3.6. Guía operacional	26
3.5.1. Tiempo de almacenamiento, preservación y volumen de muestras para análisis de laboratorio	42

INTRODUCCION

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales son por esencia, la herramienta fundamental utilizada dentro de las acciones para controlar la contaminación del agua. A través de ellos se mejora la calidad de las aguas residuales propiciando la posibilidad de su reuso y, se protege la ecología de los cuerpos receptores y la salud pública.

Tal solución representa, por una parte, cuantiosas inversiones, y por otra, la necesidad de recursos humanos altamente calificados mediante los cuales se asegure la eficiente operación de los sistemas de tratamiento y se logre proteger las grandes inversiones que demandan.

El nivel 1 del Programa de Capacitación para Operadores de Plantas de Tratamiento se contempla precisamente, como la fase inicial del esfuerzo orientado a la formación de tales recursos humanos, el cual es continuado por el nivel 2 de este Programa.

Dicho nivel 1 está estructurado de tal manera que en él se proporciona la información necesaria para operar y mantener instalaciones y plantas de tratamiento sencillas como es el caso de: fosas sépticas, tanques Imhoff, pretratamiento, tratamiento primario y lagunas de estabilización.

En este nivel se vierten además los conceptos básicos que van desde la definición de contaminación y contaminante, hasta el estudio de la teoría de los procesos físicos, químicos y biológicos, mediante los cuales se pretende establecer sólidoscimientos que permitan a los futuros operadores de plantas de tratamiento, comprender más fácilmente los procesos involucrados en sus plantas.

Respecto al nivel 2 del Programa de Capacitación para Operadores de Plantas de Tratamiento, éste está elaborado de tal forma que permite, una vez asimilados los conceptos del nivel 1, adentrarse en los detalles de operación y mantenimiento de los procesos de tratamiento más comunes, como son: lagunas aireadas, filtros biológicos, lodos activados, sistemas físico-químicos y sistemas de desinfección; además de que se contemplan los aspectos básicos necesarios para la operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento como son: fundamentos de hidráulica, fundamentos de electricidad y fundamentos de química del agua.

Cada uno de los temas del Programa considera en su caso, la descripción de los procesos, así como: criterios de diseño; condiciones de operación; equipo sujeto a mantenimiento; programa de mantenimiento preventivo; mantenimiento correctivo; problemas de operación y acciones para resolverlos; seguridad en la planta de tratamiento y aspectos relativos al manejo, administración y supervisión de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Con este Programa se contempla la capacitación formal de recursos humanos que pueden fungir como operadores de plantas de tratamiento calificados, capaces de interpretar, decidir y actuar en forma autónoma.

3.1. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

Un filtro percolador o filtro rociador consiste en una estructura de material granular o material de soporte a través de la cual se hace pasar un efluente de aguas residuales previamente clarificadas, mediante un tratamiento primario. Fig. 3.1.1.

Los filtros percoladores, al igual que otros procesos de tratamiento secundario - como los filtros de arena y los contenedores biológicos constan de tres partes básicas.

- 3.1.1. medio filtrante
- 3.1.2. sistema de distribución
- 3.1.3. sistema de bajo dren

3.1.1. Medio filtrante.- El medio filtrante en un filtro percolador puede estar formado por grava, escoria, carbón, pedacera de ladrillo, esferas de plástico o cualquier otra sustancia durable y resistente; sobre la cual se propicia la formación de una película gelatinosa (llamada zooglea) constituida por una población microbiana heterogénea cuya acción física y físico-química retiene la materia orgánica y se alimenta de ella.

El medio filtrante debe tener una relación de vacíos tal que permita su adecuada ventilación para proporcionar condiciones aerobias, por lo que se usan tamaños de material comprendidos entre 2 y 4 pulgadas (5 a 10 cm) con una granulometría casi uniforme; y una profundidad que oscila entre 1 y 2.5m; colocado de tal manera que el material más fino ocupe las posiciones superiores.

El medio filtrante ideal es aquel material que posea una elevada área superficial por unidad de volumen, que sea económico, duradero y que no se obstruya fácilmente. El material más aconsejable por su economía suele ser la grava formada por roca volcánica triturada y clasificada por tamaños uniformes. Sin embargo, este material es, en la mayoría de los casos, sumamente pesado lo que involucra construir cimentaciones más profundas y costosas, por lo que recientemente se han experimentado materiales plásticos más ligeros pero más caros que los anteriores.

Respecto a la granulometría del medio, se puede decir que un material con un tamaño menor que 1 pulgada (2.54 cm) no proporciona suficiente espacio de poros entre las piedras que permitan el flujo del agua residual, y los sólidos que pudieran acarrear del tratamiento primario, darán como resultado una obstrucción más rápida del filtro; por otra parte las piedras con un tamaño mayor a 2 3/4 pulgadas (7 cm) evitan los taponamientos pero presentan un área superficial pequeña en relación a su volumen; razón por la cual no pueden soportar una zooglea grande, bajando considerablemente la eficiencia de remoción del filtro. Un ejemplo de granulometría aconsejable aparece en la Tabla 3.1.1.

Tabla 3.1.1. Granulometría aconsejable de material filtrante para filtros percoladores

TAMARO DEL MATERIAL	%
Retenido en un tamiz de 4 1/2"	100
Retenido en un tamiz de 3"	95-100 (en peso)
Pasando un tamiz de 2"	0-2 (en peso)
Pasando un tamiz de 1"	menos de 1%

FUENTE: "Manual of Practice no. 13 - Filtering Materials" (ASCE 1935). Tabla tomada del libro "Tratamiento de Aguas Negras y Desechos Industriales" de George E. Barnes - Manual Técnico UTEHA No. 337 - México, 1967.

DIRECCION DE ROTACION DEL DISTRIBUIDOR

DISTRIBUIDOR ROTATORIO

CAJA DE SALIDA

ORIFICIOS Y BOQUILLAS

EFLUENTE

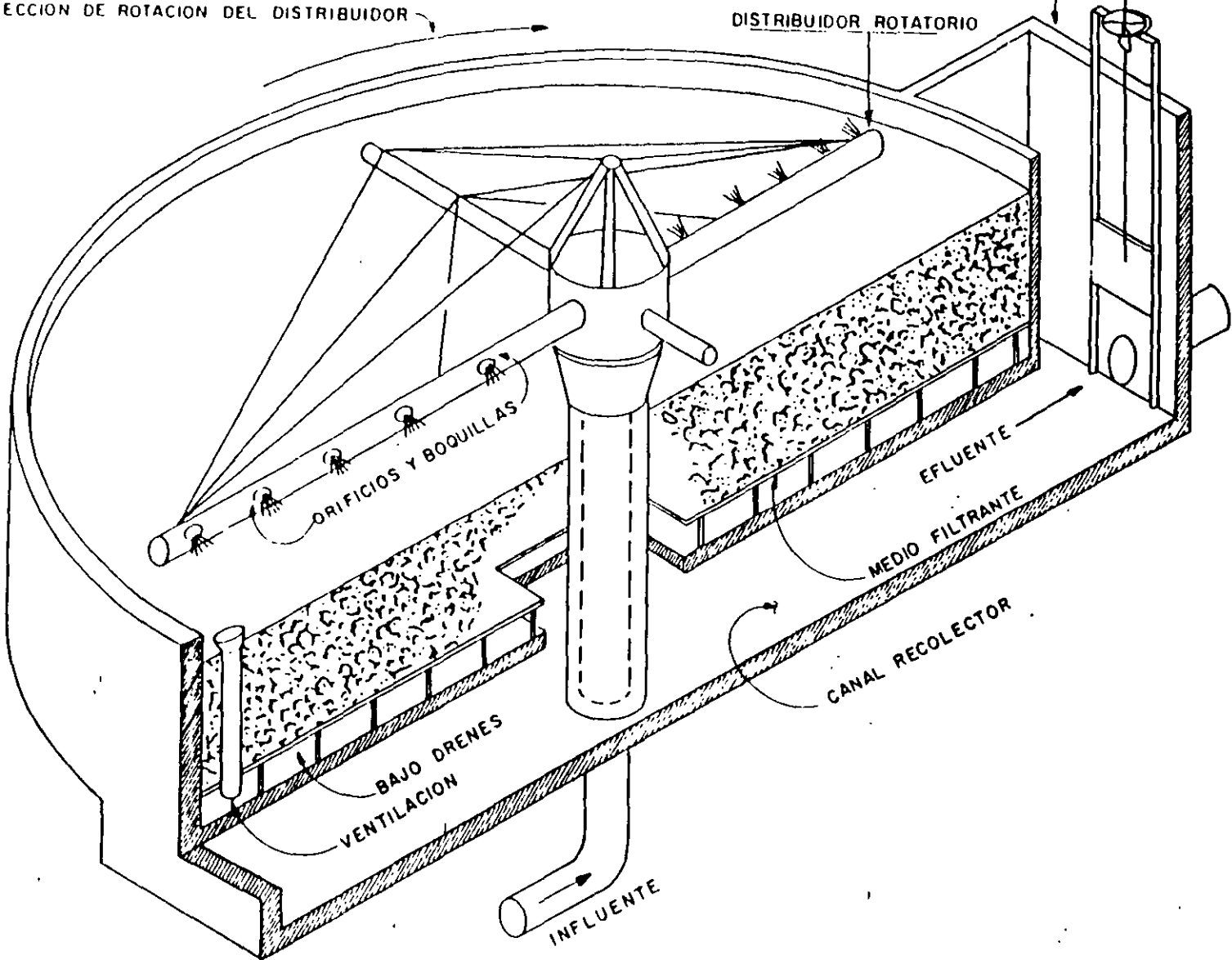
MEDIO FILTRANTE

CANAL RECOLECTOR

BAJO DRENES
VENTILACION

INFLUENTE

Fig. 3.1.1.- SECCION TRANSVERSAL DE UN FILTRO PERCOLADOR TIPICO



Una característica muy importante del medio filtrante es su durabilidad y resistencia, la cual se determina mediante pruebas de "Intemperismo Acelerado", de una manera idéntica a los ensayos que se realizan para probar la consistencia de los agregados utilizados en la fabricación del concreto.

Recientemente se han empleado con éxito medios filtrantes plásticos tales como el cloruro de polivinilo (PVC), que consisten en estructuras laminares que semejan panales de miel y se montan ensamblándolos de forma modular, o bien en láminas acanaladas colocadas en estructuras de 60 cm de profundidad y 1.20 m de largo; las cuales ya instaladas forman un medio sumamente poroso y ligero resistente a residuos industriales fuertes, permitiendo la construcción de filtros profundos de hasta 6 m Fig. 3.1.2.

No obstante el elevado costo de estos materiales manufacturados, se obtienen grandes ventajas debido a su alta capacidad hidráulica, baja disposición de obstrucciones y formación de una adecuada zooglea que permiten construir filtros de altas cargas, lo cual aunado a su durabilidad lo transforman en el medio filtrante idóneo desde el punto de vista técnico.

3.1.2. Sistema de distribución.- El sistema de distribución de un filtro percolador tiene por objeto uniformizar el reparto del agua residual en el medio filtrante. El distribuidor rotativo ha sido el elemento estandar en estos filtros debido a su facilidad de mantenimiento, bajo costo de propulsión, y confiabilidad. Este sistema consiste de dos o más tuberías montadas sobre una columna que sirve como pivote en el centro del filtro y gira en un plano horizontal a pocos centímetros sobre el medio filtrante. Fig. 3.1.1.

El distribuidor puede ser impulsado por un motor eléctrico o bien por la reacción dinámica del agua residual a tratar. En el primer caso la velocidad de rotación es constante, mientras en el segundo caso dicha velocidad depende del gasto con que esté trabajando la unidad; pero en ambos casos la velocidad de giro deberá de ser del orden de una vuelta completa cada 10 minutos, o menos para distribuidores de 2 brazos.

De acuerdo con la experiencia, los brazos al girar deben mantenerse a una distancia de 15 a 22 cm de la parte superior del medio filtrante para permitir que el agua residual salga por las boquillas de modo uniforme, distribuyéndose en todo el lecho, evitando así en las regiones frías que las posibles acumulaciones de hielo puedan impedir el movimiento de los brazos durante la época de nebladas.

Los brazos del distribuidor están provistos de boquillas para proporcionar un chorro redondo o plano. El chorro redondo se obtiene mediante una boquilla de orificio, mientras que el chorro plano se produce haciendo que el chorro redondo pegue con una lámina situada bajo la boquilla. Otro tipo de salida muy común consiste en el esparcimiento del agua en forma de rocío lo que se logra con una boquilla cónica provista de un plato quebrachorros, o bien con una boquilla cónica que posea un balín de acero en su interior. Fig. 3.1.3.

Los brazos del distribuidor en unidades pequeñas son de sección transversal constante, mientras que, para unidades grandes son de sección decreciente con el propósito de tener un gasto de salida constante en todas las boquillas.

A lo largo de los brazos del distribuidor, algunos fabricantes colocan las boquillas irregularmente de tal manera que se consigue un gasto mayor por unidad de longitud en la periferia, lo que involucra un mayor número de orificios en el contorno.

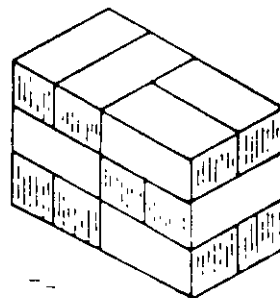
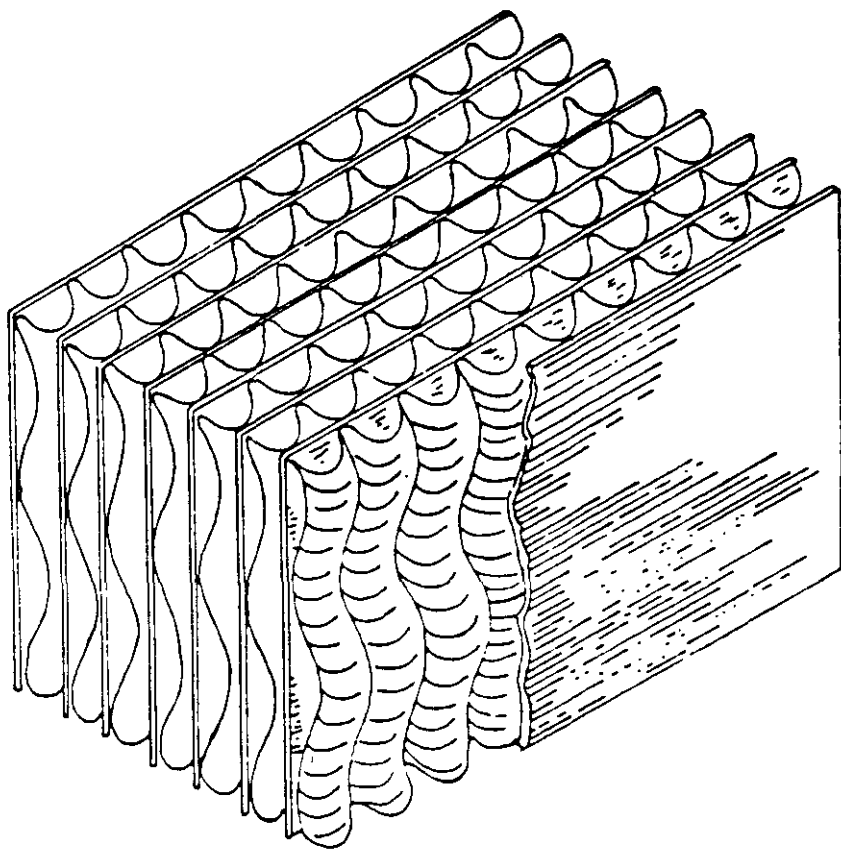


Fig.3.1.2.- MEDIO FILTRANTE PLASTICO

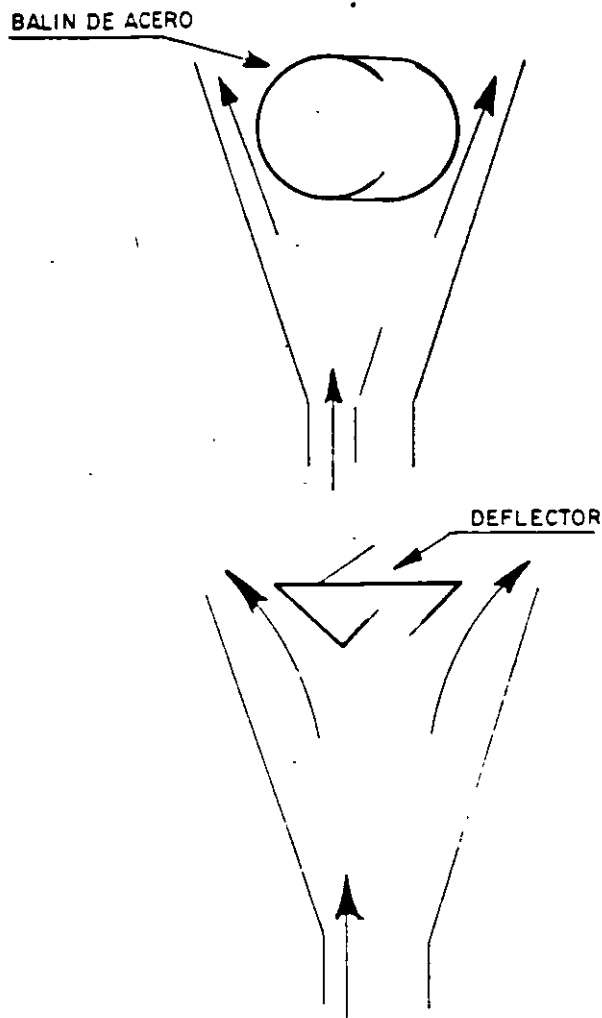


Fig.3.1.3.- TIPOS DE BOQUILLAS DEFLECTORAS

Otras características importantes que deben tomarse en cuenta al diseñar o elegir un distribuidor son la resistencia de su construcción, facilidad de limpieza, resistencia a la corrosión del material y su capacidad para recibir fluctuaciones grandes de gasto, sin variar considerablemente su velocidad de giro. Actualmente en el mercado existen distribuidores hasta de 60 m de diámetro.

3.1.3. Sistema de bajo dren.- El sistema de bajo dren debe cumplir dos requisitos esenciales: a). Recolectar el agua residual tratada y los sólidos que se desprenden del medio filtrante y b). Permitir una buena ventilación para mantener adecuadas condiciones aerobias en la zooglea, evitando que ésta se descomponga al entrar en condiciones anaerobias.

Los requisitos anteriores se cumplen si los drenes presentan una capacidad y pendiente suficiente para que operen a satisfacción por sí solos, permitiendo el libre paso del aire para una buena ventilación, por lo que es recomendable que los drenes inferiores y canaletas de recolección se diseñen para transportar el gasto de diseño con un tirante hasta la mitad de su altura.

Los drenes inferiores están constituidos por medios tubos de arcilla nitrificada, asbesto cemento o mortero cemento, con una pendiente de 1 a 2%, los cuales descansan sobre el canal recolector. Estos drenes se encuentran tapados por un firme ranurado que permite el paso del agua residual y soporta el medio filtrante.

Un sistema económico que ha producido buenos resultados consiste en construir un entarimado de madera (Fig. 3.1.4.) o un fondo falso formado por viguetas de concreto separadas unos 4 cm entre sí que descansan sobre las canaletas recolectoras -- que constituyen el fondo real del filtro percolador.

Es conveniente que los drenes estén abiertos en ambos extremos para que puedan inspeccionarse fácilmente y evitar las obstrucciones, para lo cual se limpian con descargas de aguas realizadas mediante una manguera a presión.

Por lo que respecta al canal de recolección, éste se diseña de tal manera que pueda controlarse con una válvula de modo que el medio filtrante pueda inundarse con agua residual, y a continuación desaguar sin provocar rebosamiento. La inundación del medio filtrante es un procedimiento eficaz para lavar el filtro, corregir obstrucciones y controlar las larvas de moscas que se crían en el medio filtrante, las cuales causan muchas molestias.

Usualmente el canal recolector se ensancha en el centro del filtro formando una galería, sobre la cual se soporta la columna del distribuidor.

Por lo que respecta al sistema de ventilación, cabe decir que la aireación natural del filtro está íntimamente relacionada con la temperatura del ambiente y del agua residual; como dichas temperaturas son generalmente diferentes existe un intercambio de calor en el medio filtrante, el cambio de temperatura del aire dentro del filtro provoca de modo natural los cambios de dirección de las corrientes de aire. El flujo del aire a través de un filtro es descendente si la temperatura del aire es mayor que la del agua residual y viceversa. Durante el invierno, cuando las temperaturas del ambiente son bajas el flujo del aire será ascendente.

Los drenes inferiores ventilan el filtro proporcionando aire a los microorganismos que viven en las capas inferiores del medio filtrante. La ventilación natural es muy conveniente y eficaz si se cumplen los siguientes requisitos:

A.- Que los drenes inferiores y canales recolectores estén diseñados para que, en

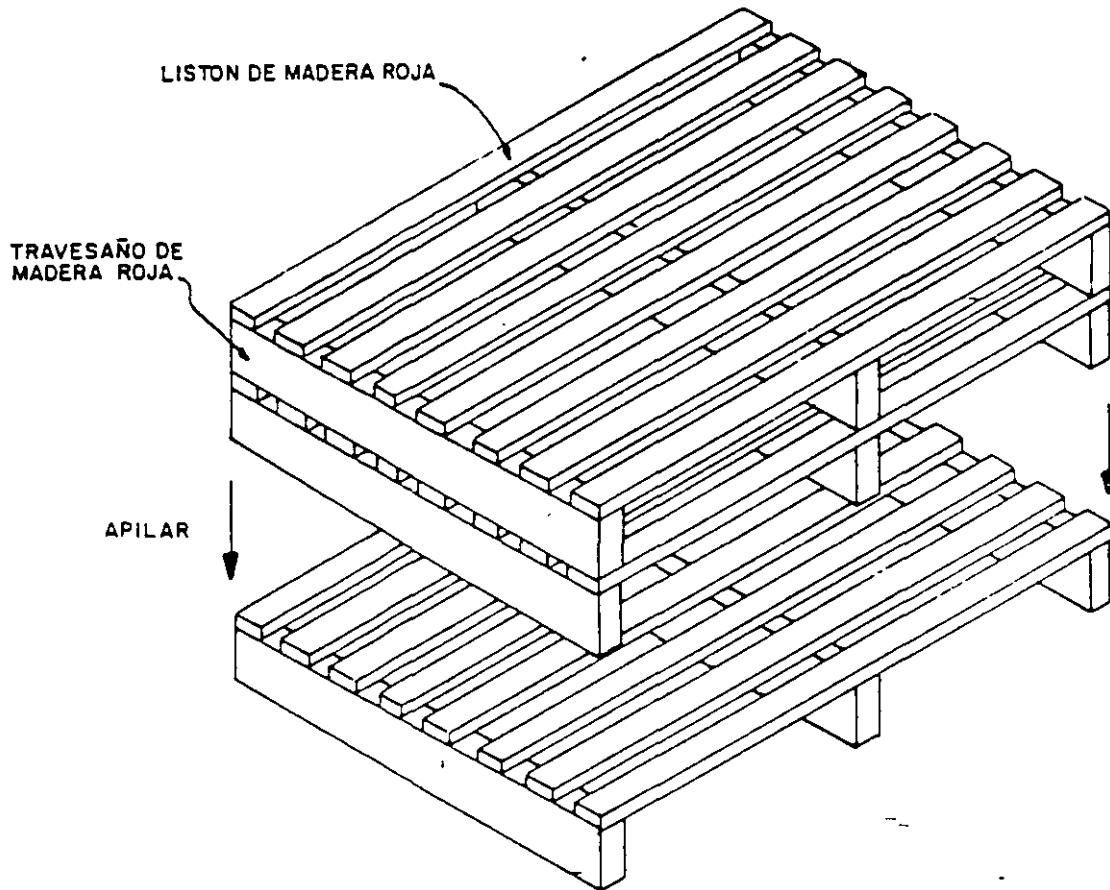


Fig.3.1.4 - MEDIO FILTRANTE ENTARIMADO

flujo máximo, estén llenos hasta la mitad de su altura.

- B.- Que en ambos extremos del canal de recolección se instalen chimeneas de ventilación.
- C.- Que los filtros de gran diámetro tengan canales recolectores secundarios con orificios o chimeneas de ventilación cercanos a la periferia.
- D.- Que el área de los orificios de los bloques en los drenes inferiores no sea menor del 15% del área total de filtro.
- E.- Que por cada 25 m² de área de filtro se proporcione un área total de 0.10 m² de rejilla abierta en las chimeneas de ventilación.

Cuando los filtros van a trabajar sumamente cargados o son extremadamente profundos, es adecuado proyectar un sistema de ventilación forzado proporcionando un flujo de aire de 0.3 m³/min. m² de superficie de filtro en cualquier dirección. El aire se puede suministrar por medio de sopladores y un sistema difusor cercano a los drenes. En este caso no es conveniente que se inunde el lecho filtrante para corregir estancamientos ya que puede averiarse el sistema de inyección de aire, y siempre debe de hacerse funcionar el sistema de aireación conjuntamente con la inclusión de agua residual.

Durante el invierno, en los lugares donde la temperatura del ambiente es muy baja, es conveniente limitar el flujo de aire al filtro para evitar su congelación.

3.1.4. Proceso de depuración de aguas residuales.- Cuando en el medio filtrante existen las condiciones propicias para el desarrollo de los microorganismos, es decir existe una alimentación constante de agua residual, aunada a una temperatura óptima y a una buena ventilación del filtro; se observa que sobre el medio filtrante se desarrolla una película gelatinosa (zooglea) y formas de vida macroscópica. La zooglea está formada por microorganismos y constituye la base del tratamiento biológico, mientras que las formas de vida macroscópica ayudan a realizar el tratamiento y equilibran la vida biológica en el medio.

A grandes rasgos el proceso de depuración del agua residual se efectúa de la siguiente manera: El agua residual cruda posee una cierta cantidad de materia orgánica y/o compuestos degradables, que son susceptibles de ser medidos mediante una prueba como la DBD (Demanda Bioquímica de Oxígeno), dichas substancias sirven de alimento a los microorganismos, los cuales las utilizan en sus procesos metabólicos, generando nuevas células y oxidando la materia orgánica, dando como subproductos finales dióxido de carbono y agua.

La creación de nuevas células ocasiona el crecimiento de la zooglea, mientras que el proceso de oxidación produce la depuración del agua residual. Cabe hacer notar que para que sucedan estos fenómenos es indispensable que el filtro sea alimentado constantemente con agua residual.

3.1.5. Aplicaciones de los filtros percoladores.- Los filtros percoladores son aplicables al tratamiento tanto de aguas residuales municipales como industriales, siendo recomendable que el terreno donde se localice la planta de tratamiento presente un desnivel tal que proporcione la carga hidráulica suficiente para impulsar los distribuidores sin necesidad de emplear motores eléctricos. En el tratamiento de aguas residuales industriales se han usado filtros percoladores de medio plástico en la depuración de los siguientes desechos:

- | | |
|------------------------------|----------------------------------|
| 1. Compuestos amoniacales | 20. Gaseras |
| 2. Antitoxinas | 21. Productos químicos orgánicos |
| 3. Radiactivos | 22. Empaquetado de comida |
| 4. Azúcar de remolacha | 23. Molinos de pulpa de papel |
| 5. Cervecerías | 24. Lavanderías |
| 6. Productos de coque | 25. Petroquímica |
| 7. Conservas | 26. Petróleo |
| 8. Acetato de celulosa | 27. Farmacéutica (antibióticos) |
| 9. Fenolesclorados | 28. Refinerías de petróleo |
| 10. Plantas de coque | 29. Encurtidos |
| 11. Conservas de maíz | 30. Almidón de papa |
| 12. Cianuro | 31. Rastros de aves |
| 13. Bebidas | 32. Fenol puro |
| 14. Destilerías | 33. Textil |
| 15. Procesos de fermentación | 34. 2, 4 -D |
| 16. Procesamiento de comida | 35. Vacunas |
| 17. Procesamiento de fibras | 36. Agua blanca |
| 18. Azúcar de caña | 37. Glicoles |
| 19. Comidas congeladas | 38. Curtidurías |

Como se puede observar el uso de filtros percoladores es sumamente versátil y su empleo queda restringido a características del terreno y costos tanto de construcción como de mantenimiento y operación.

3.2. CONSIDERACIONES DE DISEÑO.

Al diseñar un filtro percolador el ingeniero sanitario debe de considerar tanto las cargas orgánicas como hidráulicas y el grado de purificación deseado en el efluente. Se han desarrollado a lo largo del tiempo una serie de ecuaciones para describir el funcionamiento de filtros percoladores como las fórmulas de: Veltz, The National Research Council (NRC), Fairall, Rankin, Eckenfelder y Galler Gotaas etc; a continuación discutiremos la de Veltz, las del NRC y la de Eckenfelder.

3.2.1. Fórmula de Veltz.- La fórmula de Veltz relaciona la DBO aplicada y la DBO esperada con la profundidad del filtro según la siguiente ecuación:

$$\frac{LD}{L} = 10^{-3.3_K D} \dots\dots\dots(1)$$

Donde:

- LD = DBO a la profundidad D (DBO del efluente si D representa la altura del medio filtrante), en mg/l
- L = DBO aplicada que es eliminable (no mayor del 90% de la DBO que presenta el desecho), en mg/l
- K = Parámetro de eliminación
 - K = 0.175 para filtros de baja carga*
 - K = 0.15 para filtros de alta carga*
- D = Profundidad del medio filtrante, en metros

* Se refiere a carga orgánica.

En la ecuación de Veltz, cuando se recircula el agua tratada; la DBO aplicada se calcula mediante la siguiente expresión:

$$La = \frac{Lo + RLe}{1 + R} \dots\dots\dots(2)$$

Donde:

- La = DBO aplicada tras dilución por recirculación en mg/l
- Lo = DBO del agua residual sin tratar, en mg/l
- Le = DBO del efluente, en mg/l
- R = Relación de recirculación

Donde:

$$R = \frac{Q_r}{Q} \dots\dots\dots(3)$$

- Q_r = Gasto de recirculación, en lt/seg
- Q = Gasto de agua cruda, en lt/seg

3.2.2. Fórmulas del NRC.- La ecuación que propone el National Research Council para el diseño de filtros percoladores, se obtuvo de una forma empírica tomando como base las observaciones de filtros instalados en una serie de bases militares. Las fórmulas son aplicables a sistemas de fase única y de fase múltiples, (Fig. - 3.2.1). La ecuación para un filtro de una sola etapa o para la primera etapa es:

$$E_1 = \frac{100}{1 + 0.014 \sqrt{W/VF}} \dots\dots\dots(4)$$

Donde:

- E₁ = eficiencia de eliminación de DBO para el proceso, incluyendo recirculación y sedimentación, en %
- W = carga de DBO del filtro, en kg/día
- V = volumen del medio filtrante, en miles de m³
- F = factor de recirculación

El factor de recirculación se calcula mediante la siguiente expresión:

$$F = \frac{1 + R}{(1 + R/10)^2} \dots\dots\dots(5)$$

El factor de recirculación simboliza el promedio de pasadas de la materia orgánica a través del filtro. El término R/10 toma en consideración la facilidad de -- eliminación de materia orgánica, observado de una forma experimental, pues parece decrecer al aumentar el número de pasadas.

Para un filtro de segunda etapa, (fig. 3.2.1.) se tiene la siguiente expresión:

$$E_2 = \frac{100}{1 + \frac{0.014}{1 - E_1} \sqrt{\frac{W'}{VF}}} \dots\dots\dots(6)$$

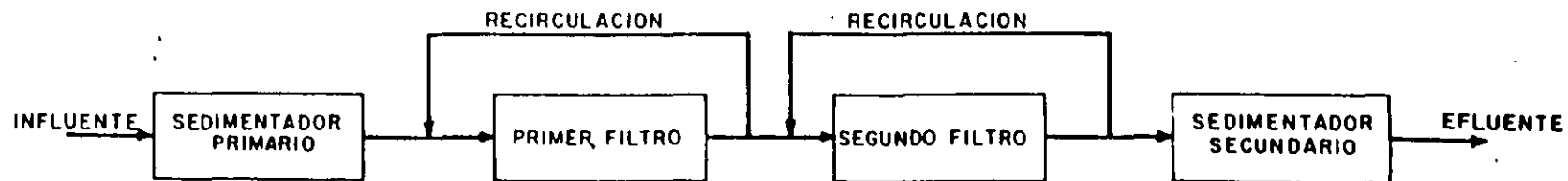
Donde:

- E₁ = eficiencia de remoción de la. fase, en %
- E₂ = eficiencia de remoción de DBO para la filtración en la segunda fase de filtración, incluyendo recirculación y sedimentación, en %
- W' = carga de DBO al filtro de segunda fase, en kg/día.

3.2.3. Fórmula de Eckenfelder.- La ecuación que desarrolló el profesor Eckenfel



a).- SISTEMA DE UNA ETAPA



b).- SISTEMA DE DOS ETAPAS

Fig.3.2.1.- SISTEMA DE UNA Y DOS ETAPAS EN FILTROS PERCOLADORES

der se basa en la simulación del funcionamiento de filtros percoladores en modelos de laboratorio. Esta ecuación tiene la misma estructura que la fórmula de Veltz, en donde se incluyen factores como el tiempo de contacto y la superficie específica del filtro. Dicha ecuación es la siguiente:

$$\frac{S_e}{S_o} = e^{-kX_v t} = e^{-Kt} \dots\dots\dots(7)$$

$$K = kX_v \dots\dots\dots(8)$$

Donde:

- Se = DBO del efluente, en mg/l
- So = DBO del influente, en mg/l
- K, k= constante de remoción a determinar en laboratorio
- e = base de los logaritmos naturales = 2.71828182845
- t = tiempo de residencia en días
- X_v = sólidos volátiles en el efluente del filtro, en mg/l

donde el tiempo de residencia se define con la siguiente expresión:

$$t = CD/L^n \dots\dots\dots(9)$$

Donde:

- D = altura del medio filtrante, en m
- L = carga hidráulica, en lt/seg-m²
- C, n= constantes que son función del medio filtrante y de la superficie específica del filtro. (Se entiende por superficie del filtro, la relación que existe entre el área de la sección transversal y su volumen,

Las ecuaciones anteriores que se emplean para el dimensionamiento de filtros percoladores; involucran conceptos como "baja carga", "alta carga" -ecuación de Veltz-"filtro de primera y segunda fase" - ecuaciones del NRC - y "constantes de laboratorio", conceptos que se aclaran a continuación.

3.2.4. Carga de los filtros.- Se entiende por carga hidráulica sobre un filtro-percolador la cantidad de agua residual que recibe un filtro en términos de miles de metros cúbicos aplicados por día y por hectárea de superficie del lecho.

En el sistema inglés la carga hidráulica se expresa en millones de galones por día y por acre. Cabe hacer notar que en algunos libros de texto, sobre todo Europeos, la carga hidráulica recibe los nombres de carga superficial o carga líquida.

La carga hidráulica para filtros normales oscila entre 19 000 y 38 000 m³/Ha-día (2 a 4 millones de galones/acre-día), incluyendo el caudal de recirculación. Los filtros rápidos reciben una dosificación que varía entre 95 000 y 285 000 m³/Ha-día (10 a 30.5 millones de galones/acre-día), incluida la recirculación y los filtros lentos presentan una carga menor que 19 000 m³/Ha-día (menor que 2 millones de galones/acre-día).

También es usual determinar la carga hidráulica en m³/m²-día en el sistema métrico decimal y en galones por minuto/pie² (gpm/ft²) en el sistema inglés.

Recibe el nombre de carga orgánica o carga masica de un filtro percolador la cantidad de DBO de 5 días que recibe el filtro, medida en kilogramos por día por m³ de medio filtrante, sin incluir la DBO del caudal recirculado.

En el sistema inglés la carga orgánica se expresa en libras de DBO de 5 días por cada 1000 pies cúbicos de medio filtrante.

De acuerdo con su carga orgánica; los filtros lentos reciben de 0.08 a 0.4 kg DBO/m³.día (5 a 25 lb DBO/1000 ft³.día) y para los filtros rápidos de 0.4 a 4.8 kg DBO/m³.día (25 a 300 lb DBO/1000 ft³.día).

Algunos departamentos de Estados Unidos expresan las cargas orgánicas en libras de DBO por acre-pie.día. Dando los siguientes valores permisibles: para filtros lentos de 400 a 600 lb DBO/acre-pie.día y para rápidos de 2000 a 5000 lb DBO/acre-pie.día. Lo que corresponde a 0.15 - 0.22 kg DBO/m³ día para filtros lentos y 0.74 - 1.84 kg DBO/m³ día para filtros rápidos respectivamente.

Cabe hacer notar que los rangos para definir el tipo de filtro según su velocidad de filtración tanto hidráulica como orgánica, es un tanto cuanto arbitraria dependiendo de la institución de que se trate. Lo importante es que normalmente existe una correspondencia entre la carga hidráulica y la carga másica; así pues, no es común tener un filtro lento desde un punto de vista hidráulico y rápido desde un punto de vista orgánico o viceversa, aunque la posibilidad de incongruencia no se descarta dependiendo del grado de concentración de la materia orgánica en el desecho.

3.2.5. Recirculación de los filtros. El proceso de recircular del efluente de un filtro rara vez se utiliza en plantas de filtros normales o lentos; es una peculiaridad de la filtración rápida. Sus ventajas son: A) permite la dosificación continua de los filtros, independientemente de las fluctuaciones de gastos manteniendo los lechos trabajando continuamente; B) al mezclarse el agua cruda del influente con el agua de recirculación se reducen los malos olores; C) va sembrando continuamente en el lecho nuevas células en la zooglea; D) elimina la película gastada, reduciendo el grueso de la misma y ayuda a controlar la producción de moscas en el medio filtrante; E) diluye el agua residual cruda mejorando la eficiencia del proceso, aunque desgraciadamente aumenta la carga hidráulica para un caudal determinado de agua cruda.

El proceso de recirculación puede efectuarse en una o en dos fases. Se recircula en una fase cuando en el sistema de tratamiento únicamente existe un solo filtro; mientras que se lleva la recirculación de dos fases cuando dentro del sistema existen dos filtros, los cuales se encuentran conectados en serie. Un diagrama que muestra estos sistemas de disposición de filtros percoladores aparece en las Figuras 3.2.1. y 3.4.3.

3.3. CONDICIONES DE OPERACION.

Cuando se usan filtros percoladores en el tratamiento de desechos domésticos, éstos usualmente se preceden de un clarificador primario, colocándose posteriormente un clarificador final o secundario. Cuando el sistema no consta de clarificador primario, se coloca un triturador, seguido de una criba, para evitar posibles atascamientos.

La mayoría de los filtros percoladores que se construyen constan de distribuidores patentados, siendo los detalles exclusivos de cada fabricante. El ingeniero sanitario que diseña la instalación especifica tipos y rendimientos pero, usualmente, no le corresponde proyectar los detalles. Al personal de la planta le corresponde ponerla en marcha, operarla y darle el mantenimiento adecuado garantizando su buen funcionamiento.

3.3.1. Instalación de un filtro percolador.- Una vez que ha sido colocado en el tanque del filtro el sistema de bajo dren; debe o inspeccionarse toda la instalación asegurándose que no existe ningún objeto que taponee ningún dren inferior, asegurando el libre paso del agua tanto en la galería central como en el canal recolección. A continuación se coloca cuidadosamente el medio filtrante, ya sea de una manera modular, verificando el correcto acoplamiento de los módulos, o bien, si éste es de material granular, acomodando las piedras mayores en el fondo, disminuyendo de tamaño paulatinamente conforme se vayan colocando las demás capas. Cabe hacer notar que el medio filtrante no debe de ser compactado, pues esto provoca una disminución de vacíos que aunado a la posible rotura del material granular se traduce en una serie de taponamientos.

La colocación del distribuidor usualmente la hacen los fabricantes de esta pieza. Primero colocan en la tubería de alimentación la chumacera que servirá de asiento a los brazos (Fig. 3.3.1). Esta es una pieza prefabricada en cuyo interior existe un sistema de cojinetes que giran en un compartimiento lleno de aceite permitiendo la rotación de la placa sobre la que se colocan los brazos, cabe hacer notar que esta chumacera deberá estar perfectamente nivelada definiendo un plano horizontal.

Posteriormente se colocan los brazos del distribuidor cuidando que la placa no sufra ninguna flexión; dichos brazos se tensan por medio de unos tirantes que tienen la chumacera en su parte superior. Se verifica el libre giro de los brazos y la horizontalidad de la chumacera tensando o aflojando los tirantes.

En estas condiciones se procede a llenar con aceite el sistema de lubricación de los balines y se sellan las uniones entre los brazos del distribuidor y la chumacera.

El sistema debe de girar libremente, cualquier vibración que se produzca debe ser corregida antes de poner a funcionar la unidad.

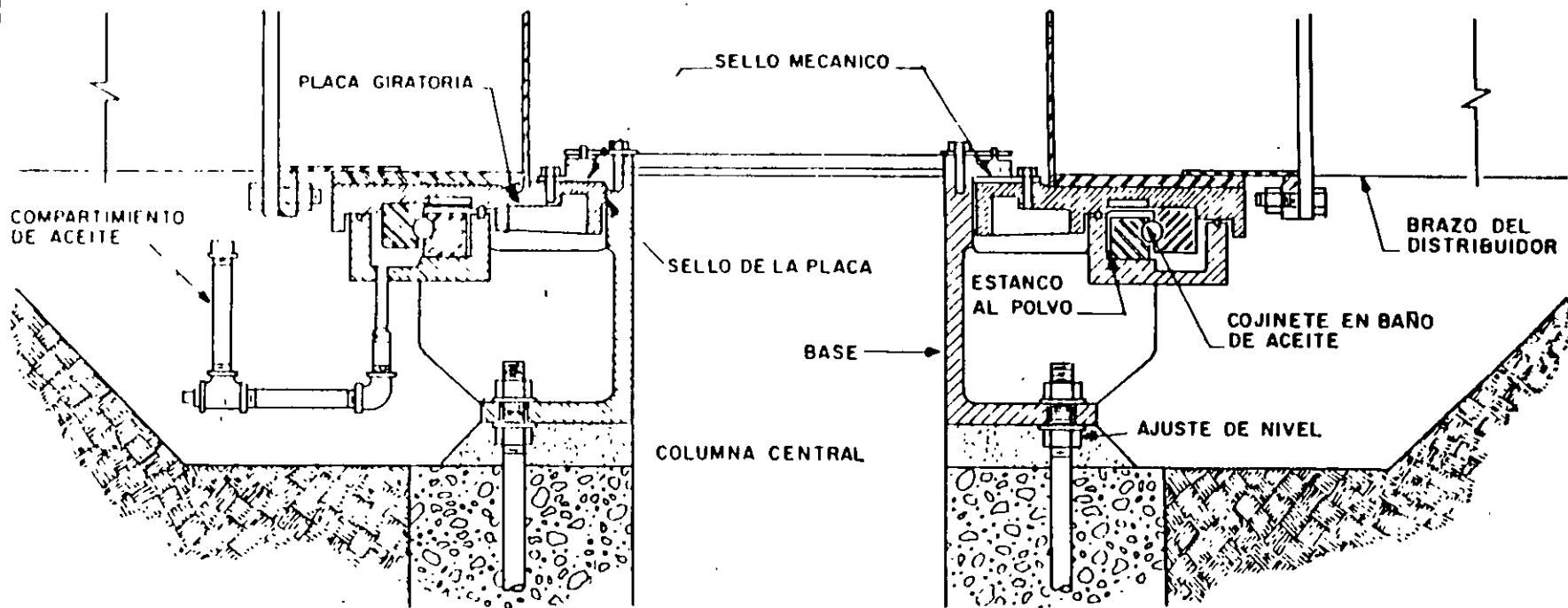
En las boquillas, sobre todo si son boquillas aspersoras con mecanismo de balín, debe de verificarse que el balín tenga un libre movimiento y que se encuentre perfectamente limpio de polvo y grasa para proceder a su colocación.

Debe verificarse que todas las válvulas, sobre todo las de alimentación y salida, tengan un deslizamiento apropiado; al igual, debe comprobarse que la pintura de toda la unidad esté perfectamente seca.

Cabe hacer notar que la instalación del filtro debe ser supervisada por los fabricantes de los equipos; destacando especialmente la colocación del distribuidor.

3.3.2. Puesta en marcha del filtro. Es recomendable poner a funcionar los filtros percoladores nuevos (o los que han estado fuera de operación) durante el período comprendido entre los últimos días de abril y la primera semana de junio -dependiendo de las condiciones climáticas locales-. Esto se hace con el objeto de evitar el período de lluvias, los malos olores que se desprenden en verano y el bajo crecimiento bacteriano que se produce en invierno.

Una vez que se ha comprobado el buen funcionamiento tanto del equipo mecánico como eléctrico, incluyendo sistemas de bombeo; el poner a funcionar la unidad es sumamente simple, basta con abrir la válvula que alimenta al filtro de aguas residuales y observar cuidadosamente el giro de los brazos del distribuidor, así como la correcta difusión del desecho sobre el medio filtrante.



ENSAMBLE, SOSTENIMIENTO Y COLOCACION DE SELLOS

Fig.3.3.1.- PARTES MECANICAS DE LOS BRAZOS DEL DISTRIBUIDOR

Debe de tomarse el tiempo de rotación para diferentes gastos de operación y aberturas de válvula. La velocidad de rotación deberá de ser de aproximadamente una vuelta cada 10 minutos o menor para distribuidores de dos brazos, tal como se señaló anteriormente.

Las boquillas deben esparcer el agua residual uniformemente sobre el lecho filtrante. Usualmente algunos escombros logran taponarlas si no han sido limpiadas antes de su instalación.

Si el filtro puesto a funcionar corresponde a un sistema de recirculación en donde el efluente deba de ser bombeado para mezclarlo con el agua residual cruda; es indispensable comprobar el correcto cebado de las bombas, para evitar que éstas trabajen en el vacío y lleguen a quemarse sus motores.

Varias semanas deben de pasar para notar el desarrollo de la zooglea en el medio filtrante, durante este período de crecimiento se producirá un efluente indeseable; sin embargo, éste no debe clorarse si existe recirculación en el sistema.

3.3.3. Operación normal del filtro percolador.- La zooglea está constituida por hongos, protozoarios y algas, además de innumerables bacterias. Con el tiempo, esta película llega a crecer debido a que parte del sustrato se transforma en nuevas células y la zooglea se vuelve pesada y gruesa, la cual contiene materia orgánica muerta producida por la labor de los diversos organismos que viven en el medio filtrante. Estos residuos se desprenden de vez en cuando, apareciendo en el líquido filtrado como humus. Este hecho se percibe en todos los filtros percoladores, especialmente en los localizados en regiones septentrionales durante la primavera.

Cuando la zooglea se encuentra muy crecida, el material acumulado dificulta la acción de las bacterias aerobias y reduce su eficiencia.

Entre las formas de vida macroscópica que se encuentran en los filtros percoladores cabe destacar un gran número de gusanos de tierra y acuáticos, lombrices de lodo, crustaceos y larvas de moscas.

En primavera, cuando se encuentra crecida la zooglea, se desprende junto con ésta, una cantidad considerable de gusanos; y en verano, si los filtros no están correctamente operados, se desarrolla un sin número de moscas del género Psychoda, llamadas "moscas de los filtros". Estas moscas son tan pequeñas que pueden pasar a través de los mosquiteros que comúnmente se usan en las ventanas. No pican, pero molestan bastante a los ojos, nariz, boca y oídos de los operadores y vecinos cercanos. Pueden ser transportados por el viento a distancias considerables, a pesar de que su radio de acción o desplazamiento es corto.

Las larvas de las moscas se desarrollan en un medio húmedo, pero no demasiado, y en consecuencia predominan más en los filtros de carga hidráulica lenta y normalmente alimentados intermitentemente que en los rápidos con dosificación continua.

La mosca Psychoda es un habitante natural de los filtros, su ciclo de vida varía de tres semanas (15°C), a una semana (30°C), se alimenta de los lodos de las aguas residuales y de la zooglea, ayudando además al proceso de descomposición de la materia orgánica. Una cantidad excesiva de estas moscas indica que la vida biológica del filtro no está en equilibrio, debido posiblemente a una sobrecarga orgánica.

El control de la mosca en el filtro presenta muchas dificultades. Los adultos mue

ren con insecticida de uso frecuente tales como el DDT, el clordano, el lindano y otros, los cuales se han usado para eliminar estas plagas de un filtro infestado. Ninguno ha dado resultados enteramente satisfactorios y al parecer el uso de insecticidas ha ocasionado la aparición de especies resistentes de este insecto. Se ha comprobado que lo mejor es emplear insecticidas en rotación, pero este tratamiento es costoso y se necesita un cuidado extremo para no suministrar dosis altas que aniquilen toda la biota del medio filtrante, la cual es necesaria y deseable en el filtro; o bien dosis muy bajas que provoquen moscas resistentes.

En los filtros de tasa rápida no hay tanto desarrollo debido a que las larvas son arrastradas por la corriente de filtración junto con el desprendimiento de la zooglea. En los filtros de acción lenta o normal, las moscas se controlan por inundación o vaciamiento periódico, de acuerdo con el ciclo de vida de estos insectos.

Si el sistema de tratamiento consta de varias unidades filtrantes, el diseño debe contemplar la posibilidad de retirar una de ellas de servicio durante uno o dos días inundándola o dejando que se seque, de modo que el filtro quede en condiciones desfavorables para el desarrollo de la mosca.

A pesar de que cualquiera de las medidas mencionadas puede proporcionar un alivio temporal, la única solución permanente contra las molestias que causa la mosca -- Psychoda consiste en determinar las causas de su excesiva reproducción y entonces aplicar las debidas acciones correctivas según el caso.

Como la operación de un filtro percolador depende de la biota que en él se genera, es evidente que cuando empieza a funcionar un filtro no existe una población adecuada de organismos en el medio filtrante. La generación de una zooglea adecuada es indispensable no únicamente en unidades nuevas, sino en aquellas que por haber estado mucho tiempo sin funcionar han ocasionado la muerte de los organismos por falta de sustento y agua. Por lo tanto debe evitarse que un filtro queda fuera de operación durante un período de tiempo muy grande.

Por otra parte durante los meses de invierno se requiere una atención cuidadosa para evitar congelamientos, especialmente en los filtros lentos y normales sujetos a una operación discontinua, además las bajas temperaturas disminuyen la reproducción de los microorganismos que forman la zooglea. Un filtro percolador debe de estar en continua operación, excepto durante los breves períodos en que la formación de hielo sea de tal magnitud que pueda dañar el sistema de distribución.

3.3.4. Actividades de operación.- Para controlar el buen funcionamiento del filtro es indispensable verificar diariamente la observación del proceso, analizar las aguas residuales que entran, así como el agua de recirculación y el efluente final. Un buen operador puede notar cambios en las unidades del proceso observando varios factores físicos, tales como variación en los caudales, niveles en los tanques, formación de espumas en el clarificador, apariencia del efluente, la forma de riego de las bocuillas, la velocidad de rotación del distribuidor, el calor del medio filtrante y los olores que indican cambios en la forma en que se desarrolla el proceso biológico de tratamiento. Los cambios de cualquiera de estos factores requieren una investigación para identificar las causas y determinar la acción correctiva a seguir.

Una vez que se ha establecido un adecuado crecimiento de la zooglea se considera que la planta se encuentra en un "estado normal de operación" y se requiere de una pequeña rutina operacional para controlar el proceso.

3.3.5. Problemas más comunes de operación. Los cinco problemas que con mayor frecuencia se presentan en la operación de filtros percoladores son: A) formación de moscas; B) malos olores; C) taponamiento y obstrucciones; D) alta cantidad de sólidos suspendidos en el efluente y E) congelamientos durante la época de invierno en los lugares fríos.

Los procedimientos para resolver estos problemas de operación se presentan, de la Tabla 3.3.1 a la 3.3.5. Para cada problema u observación se incluye su causa probable, procedimientos para determinar la causa y sugerencias para corregirlo. El operador debe de determinar y seleccionar una o más de las medidas correctivas para remediar el mal y hacer que el sistema de tratamiento tenga la mejor calidad posible de agua en el efluente. Para dar una medida correctiva adecuada es necesario que el operador este íntimamente familiarizado con el proceso que su planta maneja, debiendo de conocer entre otras cosas: las características del influente, rangos de operación para las diferentes unidades que conforman el sistema, características de los equipos y procesos de mantenimiento.

3.3.6. Guía operacional. La guía operacional que a continuación se presenta tiene por objeto ayudar al operador a establecer procedimientos para manejar filtros percoladores.

Desempeñar una rutina operacional requiere de establecer programas de mantenimiento correctivo, cada equipo requiere una atención especial con énfasis en su lubricación y mantenimiento preventivo que asegure su operación a un costo mínimo. Un buen programa de mantenimiento ayuda a mejorar el proceso de control y asegura una mayor vida útil del equipo.

En la Tabla 3.3.6 se presenta una guía operacional que cubre medidas de mantenimiento preventivo, sugiriendo procedimientos y detalles para alargar la vida útil del equipo y la frecuencia en que se debe dar dicho mantenimiento.

3.4. EVALUACION DEL PROCESO.

La evaluación del proceso es una medida esencial para controlar la calidad de la operación y determinar cambios en ésta. En filtros percoladores la evaluación del proceso se realiza con la revisión de DBO, DCO, sólidos suspendidos y nitrógeno amoniacal, determinando la eficiencia de remoción de estos parámetros de acuerdo con el modo de operación de la planta, como por ejemplo, el caudal de recirculación.

El proceso de control de filtros percoladores es afectado por muchos factores tales como: cargas hidráulicas, cargas orgánicas, características físicas del medio, sistema de distribución del agua de desecho, ventilación, características del agua residual a tratar (temperatura, pH, substancias tóxicas, etc) y cargas hidráulicas sobre las unidades de sedimentación.

Un ejemplo para representar la variación de parámetros con respecto al tiempo aparece en la Fig. 3.4.1., la cual sirve para identificar rápidamente la relación entre los parámetros considerados de una manera visual y hacer los ajustes pertinentes al proceso, modificando cargas hidráulicas y orgánicas o bien agregando substancias químicas como cloro o insecticidas según se requiera. Cabe hacer notar que al ajustar un proceso se necesita tiempo suficiente para que el sistema se estabilice.

3.4.1. Revisión del gasto de recirculación. En la evaluación del tratamiento y en la corrección de algunos problemas específicos el gasto de recirculación juega

Tabla 3.3.1. Proliferación de moscas

OBSERVACION	CAUSA PROBABLE	REVISION	PROMEDIO
<p>1. Formación de moscas</p> <p>a. Aparición de mosquitos y polillas</p> <p>b. Exceso de larvas en el medio filtrante</p>	<p>A. Mala distribución del desecho, especialmente a lo largo de las paredes del filtro.</p> <p>B. Carga hidráulica insuficiente para arrastrar las larvas</p>	<p>1. Revisar usualmente</p> <p>1. Calcule la carga hidráulica. La carga hidráulica debe de ser mayor que 136 lps/m² (200 gmp/ft²)</p>	<p>1. Limpiar los orificios de las boquillas</p> <p>2. Abrir los orificios terminales de los brazos del distribuidor para limpiar las paredes del filtro.</p> <p>1. Complementar con los siguientes remedios en el siguiente orden.</p> <p>a) Incrementar la tasa de recirculación.</p> <p>b) Alimentar el filtro continuamente.</p> <p>c) Clorar el influente por varias horas cada semana manteniendo de 1 a 2 mg/l de cloro residual combinado a la salida del distribuidor.</p> <p>d) Rocíar las paredes y las partes donde se posan las moscas con insecticida.</p>

Tabla 3.3.2. Olores

OBSERVACION	CAUSA PROBABLE	REVISION	PROMEDIO
<p>1. Olores</p> <p>(descomposición anaerobia fuera del filtro)</p>	<p>A. Excesiva carga orgánica</p> <p>a. Desechos industriales</p>	<p>1. Calcule la carga orgánica</p> <p>a) Verifique las descargas de las industrias</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Utilice alguna sustancia comercial que corrija el defecto 2. Aumente las condiciones aerobias en las unidades de pretratamiento-trate de preclorar, -aerear o recircular durante la noche y cuando se presente poco gasto de entrada. 3. Fortalezca los desechos industriales ordinarios. 4. Mejore el tratamiento primario 5. Incremente la recirculación para diluir el desecho orgánico y dotar de mayor oxígeno disuelto al agua por tratar. 6. Clore el influente del filtro por varias horas del día manteniendo de 1 a 2 mg/l de cloro-residual combinado a la salida del distribuidor 7. Si las cargas de diseño están excedidas, se requiere la expansión de la planta.

Tabla 3.3.2. Olores (continuación)

OBSERVACION	CAUSA PROBABLE	REVISION	PROMEDIO
	B. Mala ventilación	<ol style="list-style-type: none"> 1. Revise las ventan--nas de las tuberías - y limpie el filtro 2. Revise que sistema de bajo dren no - - tenga obstrucciones. 3. Revise los vacíos- en el medio filtrante y cerciórese que no - estén tapados por la- zooglea 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Destape las ventilas de las - tuberías 2. Quite las obstrucciones tanto- del canal recolector como de - los bajos drenes 3. Si no hay obstrucciones en el- sistema de bajo dren reduzca - la recirculación si es posible 4. Incremente la circulación de - flujo para sacar fuera la zoo- glea desprendida.
	C. Mala operación	<ol style="list-style-type: none"> 1. Revise visualmente 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Quite todos los escombros de - medios filtrantes. 2. Lave las boquillas del distri- buidor y las paredes del fil-- tro que están en contacto con- el medio filtrante.

22 Tabla 3.3.3. Taponamientos

OBSERVACION	CAUSA PROBABLE	REVISION	PROMEDIO
<p>1. Taponamiento del medio filtrante</p>	<p>A. Crecimiento excesivo de la zooglea</p>	<p>1. Revise los registros por incrementos de carga orgánica o disminuciones de carga hidráulica</p>	<p>1. Esparza la superficie del medio filtrante rocoso.</p> <p>2. Riegue el área del medio con una corriente de alta presión.</p> <p>3. Incremente la recirculación</p> <p>4. Dosifique el influente del filtro con cloro de 2 a 4 horas obteniendo de 1 a 2 mg/l de cloro residual combinado a la salida del distribuidor.</p> <p>5. Si es posible, alimente el filtro por 24 horas.</p> <p>6. Si es posible, ponga fuera de operación el filtro y limpie el medio filtrante.</p>
	<p>B. El medio filtrante no tiene granulometría uniforme o presenta partículas muy pequeñas</p>	<p>1. Revise visualmente</p>	<p>1. Ponga fuera de operación el filtro y revise la granulometría del medio, colocando tamaños uniformes.</p>
	<p>C. Mala operación</p>	<p>1. Revise visualmente</p>	<p>1. Quite las obstrucciones como palos, papeles, etc. y otros objetos acumulados en el medio filtrante.</p>

Tabla 3.3.4. Alta cantidad de sólidos suspendidos en el efluente

OBSERVACION	CAUSA PROBABLE	REVISION	PROMEDIO
<p>1. Incremento de sólidos suspendidos en el efluente del clarificador</p>	<p>A. Exceso de lodo en el lecho filtrante</p>	<p>1. Revise los cambios estacionales que pueden afectar a los microorganismos</p> <p>2. Revise la carga orgánica</p> <p>a. Desechos industriales</p>	<p>1. Espere el momento para agregar algún polímero en el sedimentador primario.</p> <p>1. Disminuya la carga orgánica -- desviando el gasto hacia otros filtros, si esto es posible.</p> <p>2. Refuerce el desecho industrial</p> <p>3. Limpie de lodos el clarificador</p> <p>4. Debe de expandirse la planta de tratamiento.</p>
	<p>A. Desnitrificación del clarificador</p>	<p>1. Revise visualmente si el efluente del filtro está nitrificado y el lodo flota en cúmulos</p>	<p>1. Limpie de lodos el clarificador</p>
	<p>C. Exceso de carga hidráulica en el clarificador</p>	<p>1. Calcule la superficie necesaria para proporcionar una carga hidráulica menor que 0.566 lt/seg. m² (1200 gpd/ft²) en las horas pico del flujo</p>	<p>1. Reduzca la recirculación durante la horas pico del flujo</p> <p>2. Pueden requerirse mayor número de clarificadores.</p>

24 Tabla 3.3.4. Alta cantidad de sólidos suspendidos en el efluente (continuación)

OBSERVACION	CAUSA PROBABLE	REVISION	PROMEDIO
	<p>D. Mal funcionamiento del equipo del clarificador final</p> <p>E. Corrientes de temperatura en el clarificador final</p>	<p>1. Revise las rastras que recogen el lodo</p> <p>2. Revise que las placas deflectoras no estén rotas</p> <p>3. Revise los vertedores del efluente</p> <p>1. Examine la temperatura del clarificador</p>	<p>1. Reemplace las rastras rotas.</p> <p>2. Ajuste el nivel de los vertedores</p> <p>1. Instale deflectores para evitar cortos circuitos</p>

Tabla 3.3.5. Congelamientos

OBSERVACION	CAUSA PROBABLE	REVISION	PROMEDIO
1. Congelamientos	A. Bajas temperaturas	1. Tome la temperatura atmosférica	<ol style="list-style-type: none"> 1. Disminuya la recirculación 2. Opere dos filtros en paralelo 3. Ajuste las boquillas del distribuidor para que proporcionen un rocío menos fino 4. Construya pantallas contraviento 5. Derive parte del gasto con la válvula de la distribución principal 6. Abra las puertas extremas de los brazos del distribuidor principal 7. Cubra bombas, tanques de dosificación y canales principales 8. Quite el hielo que se haya formado

EQUIPO	PROCEDIMIENTO SUGERIDO	DETALLES	FRECUENCIA
A. Distribuidor rotatorio	1. Revise que el distribuidor gire libremente	1a) Revise visualmente 1b) La vibración de los brazos pueden dañar el distribuidor	diario
	2. Limpie los orificios para evitar su atascamiento	2a) Pare el flujo en el filtro 2b) Espere que deje de girar antes de proceder 2c) Tenga cuidado de caminar sobre el medio filtrante. Es extremadamente resbaladizo 2d) Quite los materiales que obstruyen los orificios 2e) Abra las puertas de los extremos de los brazos del distribuidor 2f) Retorne la unidad a su funcionamiento normal.	diario
	3. Limpie las boquillas	3a) El exceso de crecimiento de la zooglea afecta la distribución del agua	diario
	4. Revise que el aceite de la chumacera esté libre de agua	4a) La presencia de agua denota mala colocación de los empaques 4b) Deben cambiarse los empaques inmediatamente para evitar averías en la chumacera.	diario

Tabla 3.3.6. Guía Operacional (continuación)

EQUIPO	PROCEDIMIENTO SUGERIDO	DETALLES	FRECUENCIA
A. Distribuidor rotatorio	5. Mantenimiento de los brazos del distribuidor	5a) Siga las instrucciones del fabricante 5b) Un buen mantenimiento preventivo es esencial para una buena operación	diario
	6. Ajuste los tirantes de los brazos del distribuidor	6a) Los tirantes deben de ser ajustados de vez en cuando debido a los cambios de temperatura	Temporalmente
	7. Operación de invierno (congelamientos)	7a) Ver el capítulo de congelamiento en el proceso de filtros percoladores	
B. Sistema de asperción	1. Atascamiento de las boquillas	1a) Pare el flujo del filtro 1b) Tenga cuidado de caminar sobre el medio filtrante. Es extremadamente resbaladizo 1c) Desensamble y limpie las boquillas 1d) Coloque las boquillas 1e) Ponga la unidad en marcha	diario
	2. Ajuste la tubería de distribución	2a) No es posible en algunos sistemas	Semanalmente
	3. Operación de invierno (congelamiento)	3a) Ver el capítulo de congelamiento en el proceso de filtros percoladores	

EQUIPO	PROCEDIMIENTO SUGERIDO	DETALLES	FRECUENCIA
C. Medio filtrante	1. Revise visualmente 2. Quite los escombros que se encuentran en la superficie del medio filtrante	1a) Revise cualquier indicación de taponamiento, formación de moscas y obstrucciones en la ventilación	diario
D. Bajo dren	1. Inspeccione	1a) Cuando se necesite quite las -- obstrucciones que aparezcan en los bajos drenes incluyendo un exceso de crecimiento en la <u>zoog</u> lea 1b) Quite los materiales que pudieran obstruir el efluente del <u>ca</u> nal recolector. 1c) Los bajos drenes y el canal de recolección deben de estar llenos hasta la mitad cuando se -- tiene el gasto máximo	diario
E. Paredes	1. Lave las paredes que sobresalen del medio filtrante		diario
F. Carga hidráulica del filtro	1. Controle las tasas de recirculación para un óptimo funcionamiento	1a) Revise los registros de fases de recirculación (basados en -- DBO o DQO en el efluente final) 1b) La tasa de recirculación debe -- aumentar para evitar los taponamientos, olores y formación de -- moscas.	

Tabla 3.3.6. Guía Operacional (continuación)

EQUIPO	PROCEDIMIENTO SUGERIDO	DETALLES	FRECUENCIA
	2. Alterne bombas en servicio 3. Mantenimiento de las bombas 4. Revise el funcionamiento de las válvulas 5. Revise los inyectores de aire, válvulas de alivio, medidores de flujo, etc.	1e) Revise las válvulas de la succión y de la descarga 3a) Siga las instrucciones del fabricante 4a) Haga los ajustes necesarios 4b) Mantenga las válvulas de acuerdo con las instrucciones del fabricante 5a) Siga las instrucciones del fabricante	diario mensual semanal

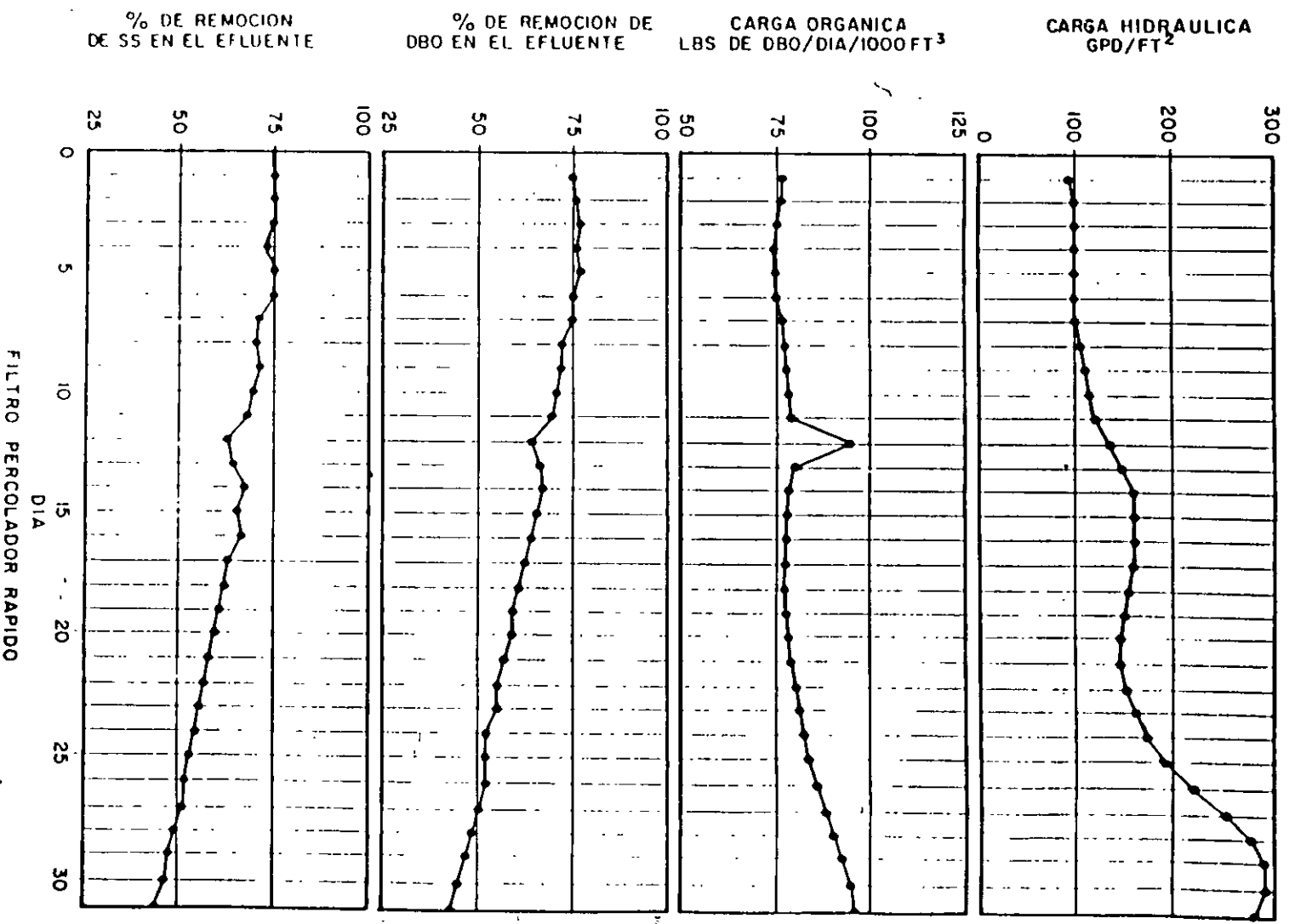


FIG.3.4.1.- TENDENCIA TIPICA DE COMPORTAMIENTO DE UN FILTRO PERCOLADOR RAPIDO

un papel importante. Frecuentemente el gasto de recirculación causa una sobre carga hidráulica u orgánica en el proceso de tratamiento, según sea la concentración de lodos que se esté manejando.

Las sobrecargas orgánicas se deben a una producción de lodos en exceso y pueden causar eventualmente, reducciones en la calidad del efluente y provocar condiciones anaerobias en el proceso.

Algunas observaciones que deben de tomarse en cuenta para controlar el proceso de recirculación en filtros percoladores son las siguientes:

- A) Suministre flujo de recirculación durante la noche para mantener la carga hidráulica.
- B) Controle la eficiencia del proceso por medio del flujo de recirculación.
- C) Utilice lagunas o lechos de secado para disposición de los lodos excedentes.
- D) Evite el sobrebombeo de lodos cuando exista bajo flujo de alimentación.
- E) Airee o pretrate el flujo de recirculación para reducir la demanda de oxígeno.

3.4.2. Control del proceso: Controlar un proceso de tratamiento a base de filtros percoladores implica seleccionar apropiadamente los parámetros operacionales tales como relaciones de recirculación y cargas hidráulicas por manejar, aunados con rendimientos esperados. El operador de la planta debe de estar conciente del uso que se le haya destinado a el agua tratada para proporcionar la calidad adecuada, al menor costo posible, ahorrando la máxima potencia. Por ejemplo, para reducir la energía eléctrica y minimizar los costos operacionales, el operador debe seleccionar y utilizar el mínimo gasto de recirculación que cumpla con los requerimientos necesarios del efluente y cambiarla cuando se presenten problemas de taponamiento, olores, moscas o de cualquier otra índole.

3.4.2.1. Graduación.- El término graduación se refiere a la operación de filtros percoladores en serie, teniendo como propósito producir una alta calidad en el efluente, al usar el filtro inicial como un filtro áspero. El procedimiento consiste en alternar la carga entre dos filtros percoladores colocados en serie. La ventaja de este tipo de conexión (Fig. 3.4.2.), consiste en poder controlar el crecimiento de la zooglea reduciendo atascamientos.

La recirculación, al hacer una doble filtración alternativa, puede ser de alta o de baja tasa. La recirculación de alta tasa se emplea para mantener constante la carga hidráulica y prevenir el taponamiento de los vacíos existentes en el medio filtrante. La recirculación de baja tasa se utiliza para mantener una dosificación suficiente durante los flujos bajos. Varios arreglos de recirculación se muestran en la (Fig. 3.4.3.)

Cuando se selecciona el flujo de recirculación, la carga hidráulica del filtro varía y afecta a los sedimentadores y al sistema de bajo dren, de acuerdo con sus limitaciones hidráulicas. Como regla práctica se puede decir que los conductos de bajo dren, deben de trabajar como máximo a la mitad de su capacidad para asegurar una buena ventilación.

La relación de recirculación se define como la cantidad de flujo a recircular, por flujo de agua de desecho cruda. Así, una tasa de recirculación de 0.5 significa que por cada medio litro de agua por segundo a recircular, deberá tratarse -

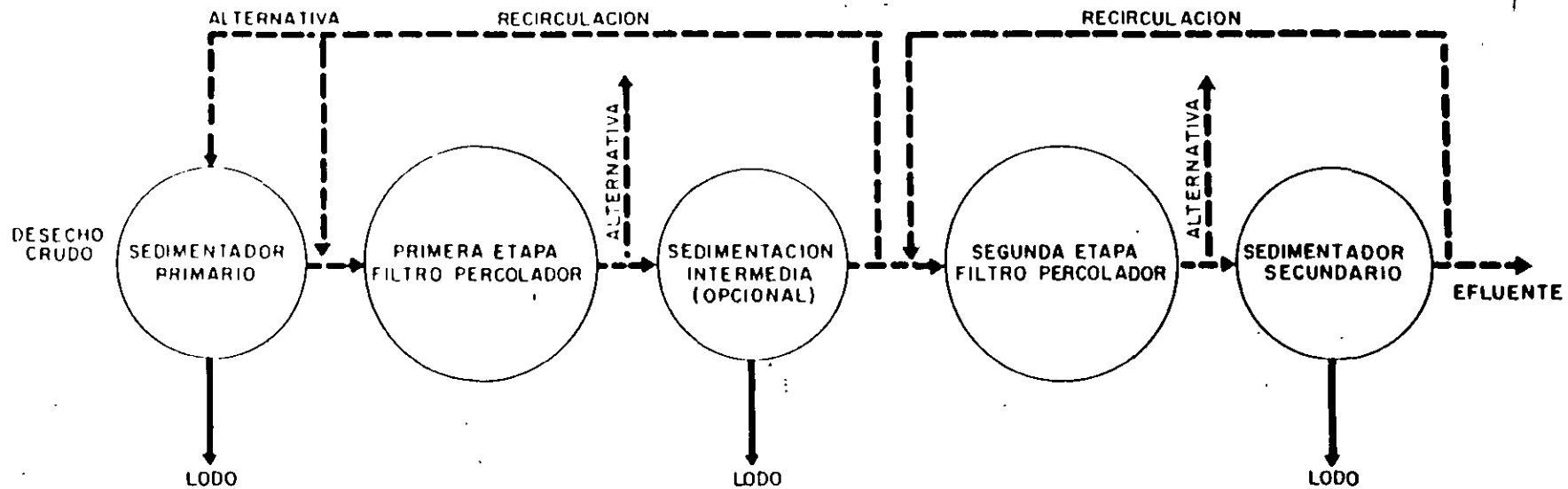


Fig.3.4.2.- FILTROS PERCOLADORES ESCALONADOS

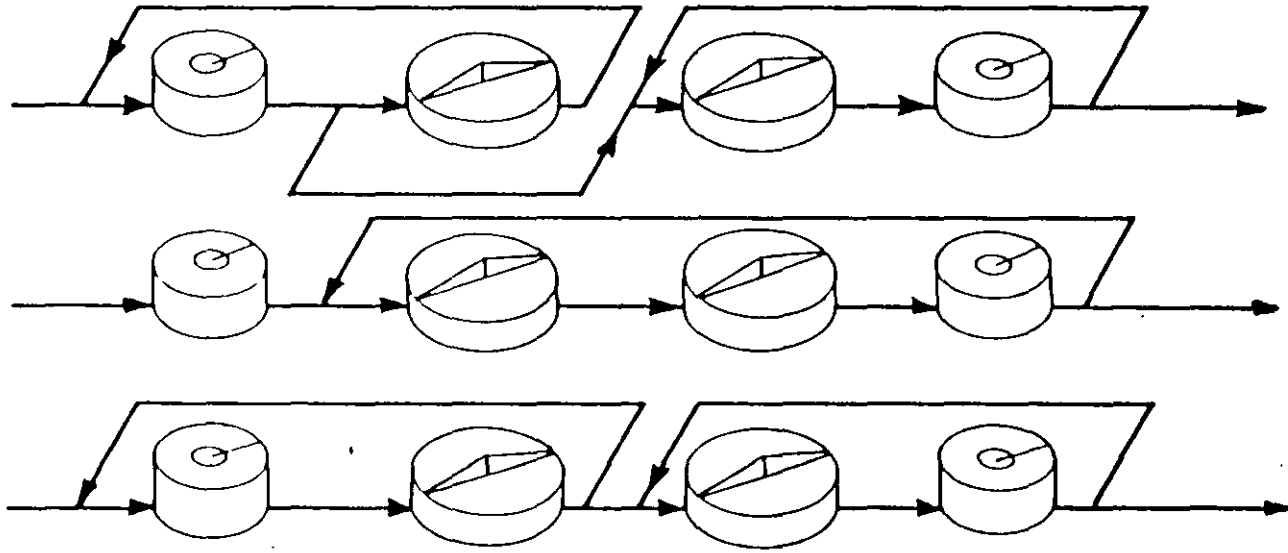


Fig. 3.4.3.- ARREGLOS TÍPICOS DE RECIRCULACION DE FILTROS PERCOLADORES

un litro de agua cruda por segundo; es decir, el filtro se está alimentando a 1.5-1t/seg.

En filtros rápidos, la relación de recirculación está comprendida entre 0.5 y 4.0, aunque en la práctica los ingenieros acostumbran diseñar con relaciones de recirculación entre 0.5 y 2. Un ejemplo de cálculo para obtener la relación de recirculación se muestra a continuación:

A. Datos requeridos:

1. Gasto de recirculación = 20 lt/seg = Q_r
2. Gasto de agua cruda = 40 lt/seg = Q

B. Relación de recirculación:

de acuerdo con la ecuación ... (3)

$$R = \frac{Q_r}{Q} = \frac{\text{gasto de recirculación}}{\text{gasto de agua cruda}}$$

$$R = \frac{20 \text{ lt/seg}}{40 \text{ lt/seg}} = 0.5$$

La recirculación se utiliza para minimizar problemas operacionales teniendo como ventajas:

- A) Mantener el crecimiento biológico a través de medios sintéticos.
- B) Mejorar la operación de sedimentadores en los períodos de poco gasto de desecho reduciendo la septicidad.
- C) Diluir los desechos tóxicos haciéndolos tratables.
- D) Minimizar las variaciones de cargas hidráulicas y orgánicas.
- E) Mejorar la distribución del desecho en el medio filtrante.
- F) Minimizar olores, taponamientos y formación de moscas al aumentar la carga hidráulica.
- G) Prevenir que se seque la zooglea en los períodos de bajo gasto.

Las ventajas que se presentan con la recirculación son:

- A) Reduce la temperatura del agua de desecho, lo cual disminuye la actividad biológica de la zooglea.
- B) La recirculación aumenta la carga hidráulica pudiendo disminuir la eficiencia de los sedimentadores si se sobrepasan las condiciones de diseño.
- C) Incrementa los costos de operación por bombeo.
- D) Si es excesiva, puede desgastar la zooglea y disminuir la eficiencia del tratamiento.

3.4.2.2. Remoción de lodos.- En el proceso de filtros percoladores usualmente los lodos del sedimentador secundario se recirculan al filtro, mezclándolos con el efluente del sedimentador primario.

Este método es comúnmente practicado para espesar los lodos en el sedimentador secundario y reducir el volumen de agua a bombear en la recirculación. El lodo en exceso debe de retirarse y disponerse en lechos de secado o digerirse. El lodo que se presenta en filtros lentos es relativamente estable y debe de removerse en intervalo de 3 a 24 horas, dependiendo de las condiciones de operación, sin embargo en épocas calurosas la remoción puede acortarse a intervalos de 3 a 6 horas. En filtros rápidos los lodos presentan una alta demanda de oxígeno disuelto redu-

ciéndose los tiempos de remoción de lodos en el sedimentador secundario, a menos - que se airen para evitar condiciones sépticas.

El lodo de los filtros percoladores es usualmente de un color café oscuro inodoro o con un pequeño olor cuando se encuentra en condiciones aerobicas. En filtros -- que tratan agua residual doméstica se producen de 500 a 700 lb (227 a 317 kg) de - sólidos sedimentables por millón de galones (3,785,400 lt) de agua residual trata- da. El lodo producido en filtros normales o lentos contiene del 1 al 7% de sólidos secos después de sedimentados; mientras que en los filtros rápidos o de alta - tasa contiene un rango de sólidos secos totales del 1.5 al 3%.

Hay varios métodos para estimar la cantidad de lodo que se producirá en el proceso de filtros rociadores. El método más simple consiste en la determinación de sólidos sedimentables (prueba de cono Imhoff) de una muestra compuesta del efluente -- del filtro. El volumen de lodo por remover se estima de la siguiente manera:

Ejemplo: A. Datos requeridos

- A.1. Sólidos sedimentables del efluente del filtro = 4 ml/l
(promedio de una serie de muestras)
- A.2. Flujo a clarificar = 900.000 gpd

B. Determine el volumen de lodo en galones por día.

$$\begin{aligned}
 \text{B.1. volumen de lodo (g.p.d.)} &= \frac{\text{Sólidos sedimentables (ml/l)} \times Q \text{ gpd}}{100 \text{ ml/l}} \dots\dots\dots(10) \\
 &= \frac{4 \text{ ml/l} \times 900 \text{ 000 gpd}}{1000 \text{ ml/l}} \\
 &= 3 \text{ 600 gpd}
 \end{aligned}$$

C. Determine el control de la bomba, suponiendo que tiene una capacidad - de 50 gpm.

$$\begin{aligned}
 \text{C.1 Porcentaje de tiempo} &= \frac{\text{Caudal de lodo producido}}{\text{Capacidad de la laguna}} \dots\dots\dots(11) \\
 &= \frac{3600 \text{ gpd}}{50 \text{ gpm}} \times \frac{100\%}{1440 \text{ min/día}} = 5\%
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 \text{C.2 Tiempo de trabajo de la bomba} &= \frac{\text{Porcentaje de tiempo} \times (60 \text{ min/hr})}{100\%} \dots\dots\dots(12) \\
 &= \frac{5\% \times 60 \text{ min/hr}}{100\%} = 3 \text{ min/hr}
 \end{aligned}$$

Basta prender 3 min cada hora la bomba para desalojar el lodo producido.

Un segundo método para estimar la cantidad de lodo producido está basado en la sedimentación del influente y del efluente y el porciento de sólidos secos de lodo - en el sedimentador.

Ejemplo:

A. Datos requeridos

- A.1. Sólidos suspendidos en el efluente del filtro = 90 mg/l (muestra com- - puesta)
- A.2. Sólidos suspendidos en el efluente del sedimentador = 30 mg/l

- A.3. Gasto de entrada de sedimentador = 0.9 mgd
- A.4. Concentración de lodo deseada = 1.5%
(Dato experimental a determinar)

B. Determinación de los sólidos suspendidos en el sedimentador.

$$\begin{aligned} \text{Sólidos suspendidos} \\ \text{en el sedimentador} &= \text{ss del influente} - \text{ss del efluente} \dots\dots(13) \\ (\text{mg/l}), & \quad (\text{mg/l}) \quad \quad (\text{mg/l}) \\ &= 90 - 30 = 60 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

C. Determinación del caudal de lodo producido en gpd.

$$\begin{aligned} Q \text{ lodo} &= \frac{\text{Flujo sedimentación} \times \text{SS removidos}}{\% \text{ de conc de lodo ceseado}} \dots\dots\dots(14) \\ (\text{gpd}) &= \frac{0.9 \text{ mgd} \times 60 \text{ mg/l} \times 100\%}{1.5\%} \times \frac{10^6 \frac{\text{gal}}{\text{día}} \times \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{8.34 \frac{\text{lbs}}{\text{l gal}} \times \frac{1 \text{ gal}}{3.785 \text{ l}} \times \frac{454 \text{ 000 mg}}{\text{lb}}} \\ &= 3600 \text{ gpd} \end{aligned}$$

3.4.2.3. Parámetros de carga.- El control de filtros percoladores por medio de parámetros de carga es un criterio de operación basado en la capacidad de filtración del medio, tanto para cargas hidráulicas como para cargas orgánicas; de tal manera que si se exceden estos parámetros eventualmente resultará una mala calidad del efluente.

a) Carga hidráulica.- El manual de la WPCF (Water Polution Control Federation) expresa la carga hidráulica en galones de agua de desecho (incluyendo la recirculación) por día por pie cuadrado de superficie del medio filtrante. En el sistema métrico decimal, la carga hidráulica se expresa en litros por segundo de agua de desecho por hectárea o metro cuadrado de superficie de medio filtrante. El procedimiento de cálculo para determinar la carga hidráulica se muestra a continuación:

Ejemplo

A. Datos requeridos

- A.1. Flujo de agua de desecho = 0.4 mgd = 400 000 gpd
- A.2. Flujo de recirculación = 0.2 mgd = 200 000 gpd
- A.3. Diámetro del filtro = 40 ft.

B. Determine el gasto total que se aplica al filtro

$$\begin{aligned} \text{Gasto total} &= \text{gasto de agua cruda} + \text{gasto de recirculación} \dots\dots(15) \\ (\text{gpd}) & \quad (\text{gpd}) \quad \quad (\text{gpd}) \\ &= 400 \text{ 000} + 200 \text{ 000} \\ &= 600 \text{ 000 gpd} \end{aligned}$$

C. Determine la superficie del medio filtrante

$$\begin{aligned} \text{Area del filtro} &= \frac{\pi \times \text{diámetro}^2}{4} \dots\dots\dots(16) \\ \text{Area del filtro} &= \frac{\pi \times 50^2}{4} = \frac{3.1416 \times 50 \times 50}{4} \\ (\text{ft}^2) &= 1963.50 \text{ ft}^2 \end{aligned}$$

D. Determine la carga hidráulica

$$\begin{aligned} \text{Carga hidráulica} &= \frac{\text{Gasto total}}{\text{Area de filtración}} \dots\dots\dots(17) \\ (\text{gpd}/\text{ft}^2) &= \frac{600\,000}{1963.50} = 306 \text{ gpd}/\text{ft}^2 \end{aligned}$$

b) Carga orgánica.- En el sistema inglés la carga orgánica se expresa como libras de DBO aplicada por día por cada 1000 pies cúbicos, yardas cúbicas o acres-pies de medio filtrante.

En el sistema métrico decimal la carga orgánica se expresa en kilogramos por día de DBO de 5 días por metro cúbico de medio filtrante.

Para eliminar confusiones al comparar tratamientos a base de filtros percoladores, se ha convenido ignorar la DBO₅ del caudal de recirculación.

El proceso de cálculo para determinar la carga orgánica se muestra a continuación.

Ejemplo:

A. Datos requeridos

- A.1. DBO₅ del efluente del sedimentador primario = 132 mg/l
- A.2. Gasto de agua cruda a tratar = 0.4 mgd
- A.3. Diámetro del filtro = 50 ft
- A.4. Tirante del medio filtrante = 3ft.

B. Determine la cantidad de DBO₅ aplicada al día

$$\begin{aligned} \text{DBO}_5 \text{ aplicada} &= (\text{DBO}_5, \text{mg/l}) \times (\text{flujo, mgd}) \times (8.34 \text{ lb/gal}) \dots\dots\dots(18) \\ &= 132 \times 0.4 \times 8.34 \\ &= 440 \text{ lbs/día} \end{aligned}$$

C. Determine la superficie del filtro.

$$\begin{aligned} \text{Area del filtro} &= \frac{\pi \times \text{diámetro}^2}{4} \\ \text{Area del filtro} &= \frac{\pi \times 50^2}{4} = \frac{3.1416 \times 50 \times 50}{4} \\ &= 1963.50 \text{ ft}^2 \end{aligned}$$

D. Determine el volumen de medio filtrante (expresado en miles de pies cúbicos)

$$\begin{aligned} \text{Volumen del medio} &= \frac{\text{Area del filtro (ft}^2) \times \text{profundidad (ft)}}{1000} \dots\dots\dots(19) \\ (\text{miles de pies}^3) &= \frac{1963.50 \times 3}{1000} = 5.89 \text{ miles de pies}^3 \end{aligned}$$

E. Determine la carga orgánica

$$\begin{aligned} \text{Carga orgánica} &= \frac{\text{DBO}_5 \text{ aplicada lbs/día}}{\text{volumen del medio (miles de ft}^3)} \dots\dots\dots(20) \\ \text{lbs DBO/día}/1000 \text{ ft}^3 &= \frac{440}{5.89} = 74.70 \text{ lbs DBO/día}/1000 \text{ ft}^3 \end{aligned}$$

c) **Carga Hidráulica en la sedimentación.**- La carga hidráulica de los sedimentadores, es un parámetro importante que asegura el buen asentamiento de los lodos. Las unidades de sedimentación usualmente se diseñan para recibir una carga hidráulica máxima de 800 ó 1000 gpd/ft² (0.3537 ó 0.4421 lt/seg-m²) respectivamente, según sean sedimentadores de baja o de alta carga. El procedimiento de cálculo es como sigue:

Ejemplo:

A. Datos requeridos.

1. Gasto máximo del influente (presentado en las horas pico) = 600 000 gpd
2. Gasto de recirculación = 300 000 gpd
3. Diámetro de la unidad de sedimentación = 40 ft

B. Determine el gasto máximo que recibirá el sedimentador.

$$\begin{aligned} \text{Gasto máximo} &= \text{Gasto máximo del influente} + \text{Gasto de recirculación} \\ &= 600\,000 + 300\,000 = 900\,000 \text{ gpd} \end{aligned}$$

C. Determine la superficie del sedimentador.

$$\begin{aligned} \text{Area del sedimentador} &= \frac{\pi \times \text{Diámetro}^2}{4} \\ &= \frac{\pi \times 40^2}{4} = \frac{3.1416 \times 40 \times 40}{4} \\ &= 1256 \text{ ft}^2 \end{aligned}$$

D. Determine la carga hidráulica sobre el sedimentador

$$\begin{aligned} \text{Carga hidráulica} &= \frac{\text{Gasto máximo}}{\text{Area del sedimentador}} \\ &= \frac{900\,000}{1256} \\ &= 717 \text{ gpd/ft}^2 \end{aligned}$$

3.5. PARO DE UN FILTRO.

En algunas ocasiones el operador encargado de una planta de tratamiento a base de filtros percoladores, se ve en la necesidad de parar el proceso, ya sea para corregir algún desperfecto o bien para darle servicio a alguna parte del equipo.

Es recomendable que antes de parar el proceso de tratamiento se planeen las actividades a realizar para evitar pérdidas de tiempo. Una forma de realizar esto -- consiste en analizar las siguientes cuestiones:

- A. ¿Cuál es la variación del gasto de entrada? ¿Es posible reparar la falla o -- darle el mantenimiento a la unidad cuando se recibe el menor caudal o cuando -- el personal cuenta con el tiempo necesario dentro del horario de trabajo?
- B. ¿Qué efecto causa el poner fuera de servicio una unidad con respecto al funcionamiento total de la planta? El hecho de poner la unidad fuera de servicio -- ¿qué sobrecarga hidráulica afecta a otros procesos, como pudieran ser sedimentadores o cloradores?.

- C. Si el filtro va a ser puesto fuera de servicio por mantenimiento es indispensable contar en el momento con todas las herramientas, refacciones y lubricantes para hacer la reparación.
- D. ¿Existe otra actividad a realizar en la planta que pueda desempeñarse mientras que el filtro está fuera de operación?. Por ejemplo: ¿Es factible reparar -- las bombas de recirculación simultáneamente al distribuidor del filtro?

Para poner fuera de servicio un filtro, considere la secuencia de los siguientes pasos y de ser posible aplicarlos a su planta de tratamiento.

- A. Inspeccione la planta para estar seguro que no existen anomalías que interfieran en otras operaciones o procesos unitarios.
- B. Si el filtro va a ser puesto fuera de servicio; disminuya el gasto de recirculación, bajando paulatinamente la velocidad de las bombas. De igual forma, al arrancar el sistema, la velocidad de las bombas debe de aumentarse gradualmente para cuidar las transmisiones y partes móviles.
- C. Abra las puertas de los brazos del distribuidor para desalojar toda su agua. - Esta operación debe hacerse con cuidado ya que el distribuidor se esta moviendo. No haga palanca hacia el medio filtrante, pues esto daña el sistema y para el movimiento.
- D. Pare la entrada de agua cruda y las bombas de recirculación, cuidando de cerrar las válvulas de descarga de las bombas. El distribuidor del filtro parará debido a que no existe agua para alimentarlo.

Nunca trate de parar la rotación del distribuidor con las manos.

- E. Revise que las estructuras ligadas al filtro tales como sedimentador primario, sedimentador secundario y cárcamo de alimentación permanezcan con sus tirantes normales de agua.
- F. Una vez que el distribuidor ha parado proceda a hacer la reparación necesaria.

Si el filtro va a estar fuera de servicio durante varios días los siguientes pasos deben de tomarse:

- A. Cierre el bajo dren del filtro para prevenir que entre el agua de otras unidades.
- B. Drene o bombee el agua que quede en el canal colector en la galería del bajo dren, para evitar malos olores e insectos.
- C. Desague los brazos del distribuidor, los canales de recolección y ductos de -- ventilación.
- D. Quite cualquier escombros que se encuentre en el canal de recolección e inspeccione los bajos drenes, retirando cualquier basura que pueda taponarlos.
- E. Revise el nivel de aceite en el distribuidor y rellénelo.
- F. Inspeccione todos los empaques.
- G. Si el crecimiento de la zoogloa es excesivo, trate de remover el sobrante, - -

pues este puede causar taponamientos cuando el filtro vuelva a ser puesto en marcha. El desprendimiento de la zooglea se realiza mediante un rastrillo, y fluirá el material sobrante abundantemente cuando la unidad vuelva a trabajar.

El realizar todas las operaciones anteriores pueden llevar algo de tiempo, pero es imprescindible realizarlas cuando un filtro queda fuera de servicio, previendo errores innecesarios y complicaciones al poner la unidad en servicio.

3.6. MUESTREO Y ANALISIS.

Un buen procedimiento de muestreo es la clave para realizar los análisis de laboratorio. Una muestra debe tomarse de tal manera que muestre las condiciones representativas que imperan en ese momento.

Dos tipos de muestras pueden ser recolectadas dependiendo del propósito a que se designen: el muestreo simple consiste en tomar una porción de agua en un determinado momento. El muestreo compuesto consiste en tomar muestras a diferentes intervalos de tiempo y posteriormente combinarlas en volumen proporcionalmente al gasto observado en el momento del muestreo. Esta muestra compuesta representa las condiciones medias de calidad del agua durante el período de muestreo.

3.6.1. Muestreo simple.- El muestreo simple representa las características instantáneas del agua residual. De ser posible este muestreo debe de realizarse cuando se presentan las condiciones máximas de gasto (gasto pico). La toma de muestras debe de hacerse en diferentes puntos, localizados estratégicamente a lo largo del proceso, de tal manera que sigan la secuencia del recorrido del agua. Los tiempos de toma de muestras deberán de ser tales, que tomen en cuenta el tiempo de retención del agua en cada instalación. La idea, a grandes rasgos, consiste en seguir las modificaciones de calidad que sufre una partícula de agua a lo largo de su recorrido en la planta.

3.6.2. Muestreo compuesto.- El muestreo compuesto generalmente representará las características del agua residual durante un período de tiempo (lo ideal es que este período de tiempo sea de un día). El procedimiento consiste en tomar muestras simples, por ejemplo cada hora durante las veinticuatro horas del día y posteriormente formar una muestra compuesta. El día de muestreo puede tomarse al azar o bien prefijarse según los días de la semana para un determinado mes. En el caso de que la planta de tratamiento reciba aguas industriales es conveniente realizar estos muestreos durante los meses de mayor producción de las industrias a las cuales se les da servicio.

Cabe hacer notar que las muestras simples deben de ser debidamente refrigeradas y preservadas para que la muestra compuesta sea representativa. Un volumen aproximadamente de 3 lt de muestra compuesta es suficiente para realizar los análisis de laboratorio. En la Tabla 3.5.1 muestra una lista de preservación de muestras de acuerdo a los parámetros por determinar.

El procedimiento de cálculo para determinar la cantidad de muestra a tomar de cada muestreo simple y formar posteriormente la muestra compuesta; se muestra a continuación:

Ejemplo:

A. Datos requeridos

A.1. Gasto al momento del muestreo = 1.5 mgd

A.2. Volumen de muestra compuesta requerida = 3 lt = 3000 ml

A.3. Número de muestras simples que formarán la muestra compuesta = 8 (por ej.)

A.4. Promedio de gasto diario = 0.9 mgd

B. Determine la cantidad de muestra simple a tomar para formar la muestra compuesta.

$$\begin{aligned} \text{Cantidad de muestra simple (ml)} &= \frac{\text{Gasto al momento del muestreo (mgd)} \times \text{volumen de muestra compuesta (ml)}}{\text{No. de muestras simples} \times \text{promedio de gasto diario (mgd)}} \dots\dots(21) \\ &= \frac{1.5 \text{ mgd} \times 3000 \text{ ml}}{8 \times 0.9 \text{ mgd}} = 625 \text{ ml} \end{aligned}$$

Tabla 3.5.1. Tiempo de almacenamiento, preservación y volumen de muestras para análisis de laboratorio

Parámetro	Tiempo máximo de almacenamiento	Tipo de* envase	Preservativo	Volumen requerido (ml)
Temperatura del agua	---	---	Determinar en el sitio	---
Temperatura del ambiente	---	---		---
Gasto	---	---		---
Oxígeno disuelto	---	V especial	Determinar en el sitio o "fijar" en el sitio y refrigerar a 4°C	300
DBO, Turbiedad	6 hrs	P.V.	Refrigeración a 4°C	4000
Sólidos, sedimentables, pH, fósforo, turbiedad, cloro residual	24 hrs			
Sólidos suspendidos	7 días			
Nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos	24 horas	P.V.	H ₂ SO ₄ a pH = 2 refrigeración a 4°C - 2 ml/l	1000
DQO	7 días			
NMP	6 hrs	V-esterilizado	Refrigeración a 4°C	125

* V Vidrio

P Plástico, polipropileno o polietileno

FUENTE: Instructivo para la toma y transporte de aguas para análisis físico-químicos y bacteriológicos-SRH- México, 1976.

3.6.3. Parámetros a determinar.- Los parámetros usualmente indicados para controlar una planta de filtros percoladores son los siguientes: DBO (o DQO), sólidos sedimentables, sólidos suspendidos, temperatura, pH y oxígeno disuelto. Es recomendable realizar esporádicamente: nitritos, nitrógeno amoniacal y fósforo pa

ra llevar un mejor control del proceso; pudiendo completarse, de ser posible con cloro residual, turbiedad y número más probable de bacterias, según sea el uso a que se destine el agua tratada.

Desde un punto de vista práctico, la DBO es un parámetro ideal para estimar la eficiencia de un tratamiento biológico. Esta eficiencia se determina mediante la siguiente fórmula:

$$\text{eficiencia de remoción (\%)} = \frac{(\text{DBO del influente} - \text{DBO del efluente})}{\text{DBO del influente}} \times 100 \dots\dots(22)$$

Cuando un filtro percolador comienza a trabajar. La DBO del efluente es muy cambiante; el normalizarla involucra tiempo, debido a la aclimatación de los microorganismos con el agua residual.

Una vez estandarizada la DBO del efluente, los cambios bruscos pueden deberse a descargas industriales o sobre cargas orgánicas del sistema; mientras que los factores climáticos, así como los defectos de ventilación, se manifiestan en un aumento paulatino de DBO en el efluente, bajando la eficiencia del sistema de tratamiento.

Cabe hacer notar que, para propósitos inmediatos de control, es más recomendable utilizar como parámetro la Demanda Química de Oxígeno (DQO); la cual se define como la cantidad de oxígeno disuelto necesaria para estabilizar la materia orgánica mediante una oxidación química.

Esto se debe a que la DBO necesita forzosamente de un período de incubación de 5 días a una temperatura de 20°C para que los microorganismos consuman cerca del 70 al 80% del oxígeno disuelto necesario para estabilizar el desecho; mientras que la DQO representa una oxidación química que se realiza en unas horas.

Si en el agua por analizar existen sustancias no biodegradables pero susceptibles de ser oxidadas químicamente los valores de DQO serán mayores que los de DBO.

Al aplicar como parámetro de control la DQO; la fórmula (22)-se transforma en:

$$\text{Eficiencia de remoción (\%)} = \frac{(\text{DQO del influente} - \text{DQO del efluente})}{\text{DQO del influente}} \times 100 \dots\dots(23)$$

La expresión (23) permite calcular la eficiencia del tratamiento con base en DQO.

La determinación de los sólidos sedimentables es de primordial importancia ya que nos permite calcular la cantidad de lodos esperados en los sedimentadores. Adicionalmente se emplea para estimar el volumen de sólidos removidos en la sedimentación.

Por su parte la cuantificación de los sólidos suspendidos es sumamente valiosa -- pues nos indica la cantidad de materia en suspensión que puede ser removida por filtración o coagulación química. Las causas por las que un efluente puede presentar una gran cantidad de sólidos suspendidos son: A) formación de lodos en el medio filtrante, B) altas cargas hidráulicas o cortos circuitos a través del sedimentador secundario, o C) sobrecargas orgánicas o choques causados por aguas residuales tóxicas.

A) La formación de lodos en el medio filtrante puede ser causada por cambios esta

cionales aunados a cargas orgánicas altas sobre los filtros. Una medida correctiva consiste en parar el filtro, retirar el lodo de la capa superior del medio filtrante, mediante un rastrillo, y posteriormente remover el lodo inundando y descargando el filtro preferentemente con agua clara.

- B) Las altas cargas hidráulicas ocasionan la mayor cantidad de sólidos suspendidos. Una medida correctiva, inclusive, si el problema consiste en la formación de cortos circuitos del sedimentador secundario, estriba en reducir el gasto de operación.
- C) Si el problema consiste en sobre cargas orgánicas o choques causados por sustancias tóxicas. La medida correctiva consiste en aumentar el gasto de circulación con la finalidad de diluir hasta donde sea posible el agua cruda recibida, habiendo descargado los lodos del sedimentador secundario, previamente.

La medición de la temperatura puede ser útil para identificar flujos infiltrados y descargas industriales ilegales, asimismo, este parámetro es uno de los factores más importantes, ya que afectan el crecimiento bacteriano. Generalmente la tasa de crecimiento se duplica por cada 10°C de incremento de temperatura, según la temperatura óptima del microorganismo.

Otro parámetro importante que se utiliza para controlar una planta de filtros percoladores es el pH. Por lo general, el valor del pH en el influente de un filtro percolador es muy variable, mientras que su efluente presenta valores cercanos a la neutralidad. Los cambios bruscos de pH usualmente se deben a descargas industriales y afectan gravemente la vida de los microorganismos que forman la zooglea.

Por su parte, el oxígeno disuelto juega un papel importante en los cambios biológicos que se llevan a cabo en la depuración del agua. En plantas con bajos influentes y grandes tiempos de retención en sedimentadores la cantidad de oxígeno disuelto es muy baja e incluso puede llegar a ser nula; este hecho ocasiona que proliferen las bacterias anaerobias y que el agua residual entre en condiciones sépticas desprendiendo malos olores.

La determinación de los compuestos nitrogenados, tales como nitritos, nitratos, y nitrógeno amoniacal proporcionan elementos importantes en relación al control del proceso.

La cuantificación de nitritos se utiliza para conocer que también se está llevando a cabo la nitrificación del desecho en el proceso de tratamiento. Una alta concentración de nitritos indica una nitrificación incompleta que puede ocasionar problemas tales como una alta demanda de oxígeno o bien alta demanda de cloro en el efluente.

Los nitratos rara vez se encuentran en el agua cruda a tratar o a la salida del sedimentador primario, mientras que en el efluente del sedimentador secundario es posible encontrar concentraciones de hasta 50 mg/l, esto dependiendo del contenido de nitrógeno total del agua cruda que se procesa.

El nitrógeno amoniacal está asociado con la demanda de oxígeno requerida para oxidar el amoníaco durante el tratamiento secundario. La determinación de este parámetro evalúa el grado de nitrificación, el cual está ligado con la demanda de cloro del efluente.

El fósforo es uno de los nutrientes esenciales para el crecimiento de los microorganismos durante el tratamiento secundario, su deficiencia limita el crecimiento-

biológico y obviamente disminuye la eficiencia del proceso en lo referente a la remoción de DBO. El agua residual doméstica contiene aproximadamente 10 mg/l de fósforo, de los cuales del 20 al 30% pueden ser removidos durante el crecimiento biológico de los microorganismos. Un porcentaje mayor de remoción puede ser obtenido a través de diferentes procedimientos tales como adición de iones metálicos, ajuste del pH por adición de cal, etc.

Finalmente, y de ser posible, se recomienda que, además de evaluar los parámetros antes mencionados, se cuantifique cloro residual, turbiedad y número más probable, esto de acuerdo al uso que se destine el efluente final del proceso.

3.7. MEDICION DE FLUJO.

La medición de los flujos que se están manejando dentro de la planta de tratamiento es esencial para controlar el proceso. Si se desconocen los flujos es imposible calcular tanto las cargas hidráulicas como orgánicas, tiempos de retención, gastos de recirculación y cantidades de agua tratada.

La medición de caudales es la base para calcular las necesidades de reactivos, predecir las futuras expansiones de la planta, o sus modificaciones, y evaluar las capacidades del sistema para recibir nuevas descargas. En la Fig. 3.7.1 se indican los puntos claves donde se deben colocar medidores para controlar el sistema de tratamiento en una planta típica de filtros percoladores.

En muchas plantas pequeñas únicamente se colocan medidores de gasto en el influente y ocasionalmente en el efluente. En estos casos, el operador de la planta debe de ingeniárselas para determinar los caudales que en un momento dado reciben las unidades de tratamiento. Por ejemplo, el flujo de bombeo puede ser estimado según la capacidad de la bomba.

Si se desconoce la capacidad de la bomba, se puede calcular el gasto bombeado midiendo el volumen de líquido que le llega a una estructura en un determinado periodo de tiempo, teniendo sus válvulas de salida completamente cerradas. La expresión que se aplica para calcular el gasto que alimenta la unidad es la siguiente:

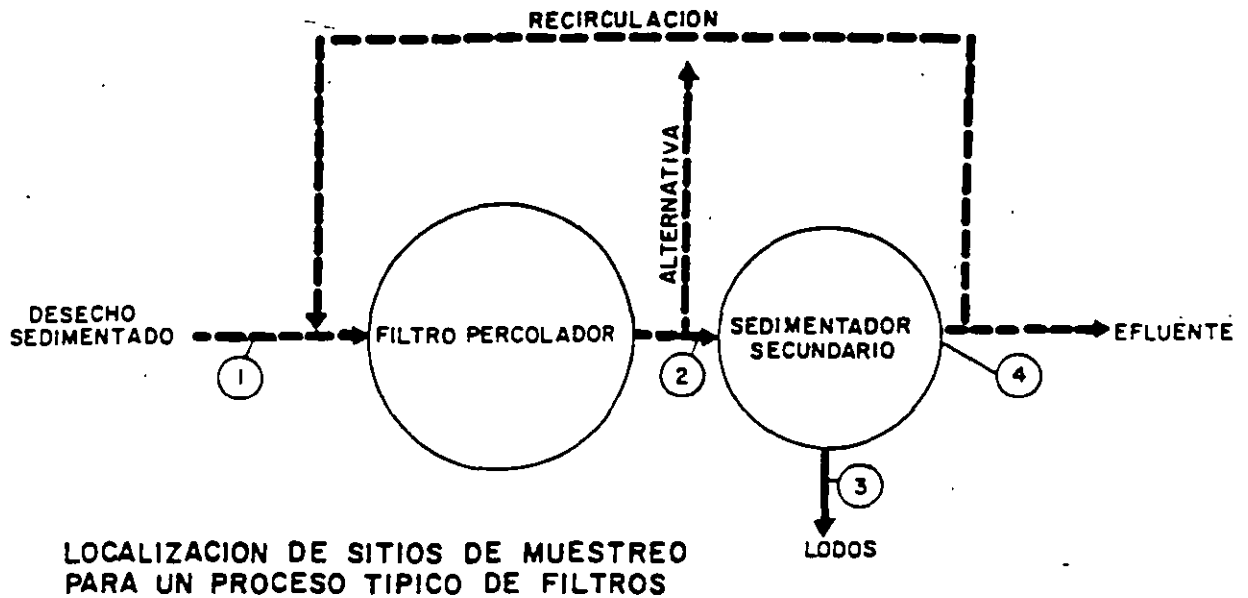
$$\text{Gasto} = \frac{\text{Area de la unidad} \times \text{tirante de agua}}{\text{Tiempo}} \dots\dots\dots(25)$$

Si el área de la unidad se mide en m², el tirante de agua en metros y el tiempo en segundos, el gasto de alimentación estará en m³/seg, y basta multiplicarlo por 1000 para obtener lt/seg.

Usualmente las plantas de tratamiento cuentan con medidores automáticos de gasto. Estos instrumentos deben de tener un mantenimiento adecuado según las indicaciones de los fabricantes y deben de calibrarse regularmente para asegurar la veracidad de las mediciones.

3.8. PROGRAMA DE MUESTREO.

La frecuencia con que debe de muestrearse y la determinación de los lugares de muestreo varía de acuerdo con la complejidad del sistema de filtros rociadores que la planta utilice, con la capacidad de laboratorio que se tenga y el cuidado que se deba de dar al efluente para su uso posterior. Un programa típico de muestreo y análisis para una planta de filtros percoladores aparece en la Fig. 3.7.1.



DESCRIPCION	LODO SEDI- MENTADO EN EL EFLENTE PRIMARIO	EFLENTE DEL FILTRO	LADOS	EFLENTE DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO	1 A 200 lps.	MAS DE 200 lps.	TIPO DE MUESTRA	METODO DE ANALISIS	APLICACION DEL ANALISIS
GASTO	MC	—	—	MC	—	—	—	—	P
DBO	X	X	X	X	1/W	2/W	C	MA	P
DQO	X	X	X	X	1/W	2/W	C	MA	P
SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	X	X	X	X	1/W	2/W	C	MA	P
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES	X	X	X	X	1/W	2/W	C	MA	P
SOLIDOS SEDIMENTABLES	X	X	X	X	D	D	C	MA	P
N AMONICAL ●	X	X	X	X	2/W	1/W	C	MA	P
NITRITOS ●	X	X	X	X	2/W	1/W	C	MA	P
NITRATOS ●	X	X	X	X	2/W	1/W	C	MA	P
FOSFORO	X	X	X	X	2/W	1/W	C	MA	P
OD	X	X	X	X	1/W	2/W	G	MA	P
ph	X	X	X	X	D	D	G	MA	I
TEMPERATURA	X	X	X	X	D	D	G	MA	I
SOLIDOS TOTALES Y VOLATILES	X	X	X	X	1/W	2/W	C	MA	P
LOCALIZACION DEL MUESTREO	(1)	(2)	(3)	(4)					

● NO APLICABLE A FILTROS SOLOS DE ALTA CARGA Y FILTROS ASPEROS

SIMBOLOGIA			
□	MUESTRA SIMPLE	I	INSPECCION
X	ANALISIS ANALITICOS	W	SEMANAL
②	PUNTO DE MUESTREO	M	MENSUAL
C	MUESTRA COMPUESTA	MA	MEDICION ANALITICA
D	DIARIO	MC	MEDICION CONTINUA
G	MUESTRA SIMPLE		
P	CONTROL DEL PROCESO		

Fig.3.7.1.- PROGRAMA DE MUESTREO Y ANALISIS PARA UN PROCESO DE FILTROS PERCOLADORES

3.9. SEGURIDAD.

Se entiende por seguridad industrial en una planta de tratamiento; "el conjunto de conocimientos técnicos y su aplicación para la reducción, control y eliminación de accidentes, por medio de sus causas; estableciendo reglas tendientes a evitarlos".

Al respecto se puede decir en general que: Los accidentes no son previsibles, pero si prevenibles; y el hecho que ocurra uno produce consecuencias tanto económicas, como psicológicas y sociales.

3.9.1. Prevención de accidentes.- Los accidentes pueden ser prevenidos usando el buen sentido común, aplicando unas pocas reglas básicas y adquiriendo un buen conocimiento de los riesgos de su planta.

El operador de una planta de tratamiento de aguas tiene la responsabilidad de operar su planta con eficiencia lo que involucra el evitar, hasta donde sea posible, los accidentes que pudieran presentarse; protegiéndose tanto a sí mismo como a su personal y visitantes. Una forma de lograr esto consiste en establecer normas de seguridad y vigilar que estas se lleven a cabo.

Las normas de seguridad varían según la planta de tratamiento de que se trate; dependiendo de la disposición de los procesos de tratamiento, equipo, herramientas y reactivos empleados; sin embargo, existen reglas generales a seguir las cuales deben de ser observadas cuidadosamente y de ellas emanar un programa de seguridad para una planta en particular.

Estas reglas son las siguientes:

- A) Defina los riesgos en su Planta de Tratamiento.
Analice las actividades tanto de rutina, como de mantenimiento y reparación para los diferentes equipos. Aprenda a reconocer acciones potencialmente peligrosas.
- B) Cuando usted identifique un riesgo tome una acción inmediata para corregirlo o eliminarlo.
- C) Si no es posible eliminar el riesgo, realice actividades que eviten accidentes y daños en propiedades ajenas.
Esto se logra poniendo letreros grandes con letras visibles de color contrastante y alguna figura que llame la atención y sea alusiva o la indicación del letrero.
- D) Instruya a sus trabajadores.

Los trabajadores de Planta de tratamiento deben aprender a comportarse y efectuar su trabajo de un modo seguro.

Haga concientes a sus trabajadores de los riesgos que corren; obliquelos a usar la ropa adecuada para cada labor; por ejemplo: botas de hule con suela antiderrapante para hacer la limpieza de tanques; guantes de cuero y bata gruesa para manejar los reactivos etc. Enseñe a su personal normas de higiene para evitar infecciones y enfermedades.

Al respecto los siguientes puntos que se mencionan deben de tenerse muy en cuenta para conservarse sano:

- A) Nunca se lleve a la boca ningún bocadillo o cualquier cosa, sin antes lavarse las manos con agua limpia y suficiente jabón.
 - B) Absténgase de fumar mientras trabaja en pozos de visita, estaciones de bombeo o alguna otra unidad de tratamiento donde sus manos puedan ser contaminadas.
 - C) No lleve sus botas y ropa de trabajo a su casa. Solicite que el propietario de la planta de tratamiento le proporcione servicio de lavandería.
 - D) Mantenga limpio su equipo personal, tal como cinturones de seguridad, mascarillas, guantes, etc. Lo anterior permite que en una emergencia cualquier trabajador pueda utilizarlo con confianza.
 - E) Mantenga sus uñas limpias y bien cortadas. Las uñas son un excelente transportador de gérmenes.
 - F) Atiéndase cualquier herida o raspadura rápidamente. Cuando se trabaja con aguas residuales una herida insignificante es potencialmente peligrosa. Cualquier pequeña herida debe de limpiarse y aplicar inmediatamente una solución al 2% de tintura de yodo.
 - G) Acuda al doctor para que le atienda heridas más graves.
 - H) Aplíquese las vacunas de tifoidea, paratifoidea y tetanos. Debe de llevarse un registro de vacunación de todos los empleados.
 - I) Cuando trabaje en el laboratorio, use perillas de succión para las pipetas en lugar de aspirar soluciones o agua residual con la boca. No use los vasos del laboratorio para tomar agua o preparar café. Nunca prepare o caliente comida en el laboratorio.
 - J) Proporcione entrenamiento en primeros auxilios a todo el personal.
 - J.1. Tenga un botiquín perfectamente equipado.
 - J.2. Tenga los teléfonos de emergencia a la mano.
- 3.9.2. Riesgos en una planta de filtros percoladores.- En una planta de tratamiento a base de filtros percoladores deben de tomarse una serie de precauciones muy propias de este proceso entre las que podemos señalar las siguientes:
- A) Cuando sea necesario inspeccionar o darle servicio al mecanismo del distribuidor, pare el flujo de entrada de agua residual.
 - B) Coloque una tarjeta de seguridad indicando que no se opere la unidad mientras este fuera de servicio. Un ejemplo de diseño de este tipo de tarjetas aparece en la Fig. 3.9.1.
 - C) Pare la rotación del distribuidor y asegure los brazos amarrándolos con una cuerda a un lugar firme.
 - D) Nunca se pare o camine sobre el medio filtrante mientras el distribuidor esté en movimiento. Aunque los brazos del distribuidor giran lentamente, la fuerza que los mueve es poderosa.
 - E) Extreme las precauciones cuando tenga que caminar sobre el medio filtrante, puesto que la zoogéa que se encuentra en el medio es sumamente resbalosa.

PELIGRO

HOMBRE
TRABAJANDO

NO OPERE ESTE
EQUIPO MIENTRAS
ESTA TARJETA ESTE
COLÓCADA

UNICA PERSONA AUTORIZADA
PARA REMOVER ESTA TARJETA SR. _____

FIRMA _____

Fig.3.9.1.- TARJETA DE SEGURIDAD

- F) Cuando inspeccione los bajos drenes recuerde que hay espacios confinados. Revise que los canales y conductos estén adecuadamente ventilados; los sólidos pueden encontrarse en condiciones sépticas y producir gases, que aunque normalmente no son un problema, hay que tomar precauciones.
- G) Si es necesario revisar el mecanismo de rotación del distribuidor ponga una base firme para circular sobre el medio filtrante, dicha base firme puede ser un entarimado a base de tablonés.
- H) En algunas ocasiones será necesario sacar el mecanismo del distribuidor para repararlo en el taller; en estos casos asegúrese que los gatos y malacates empleados, para retirarlo y colocarlo nuevamente, estén bien asentados.

3.10. MANTENIMIENTO DE FILTROS PERCOLADORES.

Un programa bien claro y definido sobre mantenimiento preventivo es una parte esencial de las operaciones de la planta. Un mantenimiento preventivo asegurará y - - alargará la vida del equipo; y además, operará mejor que aquel que tiene poco mantenimiento. Esta sección debe ser únicamente una guía en la realización de un programa de mantenimiento de alguna planta de filtros percoladores. En esta sección se incluye el equipo más importante de una planta de filtros percoladores.

Obra de toma.- El mantenimiento en la obra de toma normalmente incluye las rejillas de barras (manual o mecánicamente limpiables), canal de desarenación y la estación de bombeo.

- A) Rejilla de barras.- Una rejilla de barras de limpieza manual requiere de atención frecuente. A medida que la basura se acumula en las barras, bloquea el canal y causa que el flujo de agua residual se regrese por la línea de drenaje permitiendo que una mayor cantidad de materia orgánica sedimente y se descomponga prudiendo condiciones sépticas en la línea de drenaje. Estas condiciones producen ácido sulfhídrico el cual huele a huevos podridos, causa corrosión al concreto, metal y pintura; y también, en algunas ocasiones, produce una atmósfera tóxica y explosiva por acumulación de metano. Lo anterior se debe a una ventilación escasa.

Con base en lo anterior, hay que mantener limpias las rejillas de barras para lo cual se recomiendan limpiezas a cada dos horas. Además, debido a que estas rejillas están en una atmósfera húmeda, hay que protegerlas de la corrosión pintándolas cada 6 meses con una pintura epóxica. Generalmente, las plantas de tratamiento poseen un canal con dos rejillas de barras para que mientras una está sujeta a mantenimiento, la otra está en operación.

Las plantas actuales utilizan normalmente una rejilla de barras con limpieza automática, la cual requiere un mínimo de atención, pero esto no significa que no requiera mantenimiento; éste consiste en lo siguiente:

- Checar que el rastrillo viaje libremente en todo el ciclo de limpieza.
- Lubricar todas las partes móviles, tales como: baleros, cadena, etc. periódicamente, de acuerdo al fabricante.
- Pintar cada 6 meses toda la unidad o cuando sea requerido.

- B) Canales desarenadores.- El mantenimiento de canales de desarenación consiste en mantener la unidad limpia y libre de corrosión; además, revisar si existen grietas en las paredes del canal. Para evitar la corrosión utilice una pintura epóxica en las paredes, una vez por año. En canales donde la remoción de arena se efectúa mediante colectores de gusanos o cadenas, hay que revisar su -

desgaste cada 6 meses, y los baleros y pernos de anclaje cuando menos una vez al año. Lubrique todas las partes móviles de acuerdo al manual del fabricante.

- C) Estaciones de bombeo.- Los cárcamos de bombeo deben ser inspeccionados cuando menos cada año. Todas las partes de metal y concreto que estén en contacto con el agua residual deben tener una capa de pintura anticorrosiva, la cual debe aplicarse cuando sea necesario, al igual que todas las estructuras en la estación de bombeo. Cuando realice alguna reparación al equipo de bombeo, póngales sus guardacables y limpie perfectamente el área o revise que no haya lloraderos en el cárcamo seco y cerciórese que las bombas de achique funcionan al nivel que se requiere que operen.
- D) Motores.- Los motores deben ser lubricados después de 2000 horas de operación o en el período marcado por el fabricante. El motor tiene que ser detenido cuando empiece a eliminar la grasa. Remueva el tapón del orificio de alimentación de grasa y taponos de los drenes. Destape el dren de cualquier grasa dura, agregue grasa nueva a través del orificio de alimentación hasta que empiece a salir por el orificio del dren. Arranque el motor y permita que opere por 15 min. para eliminar el exceso de grasa. Pare el motor e instale los taponos de los orificios de llenado y dren. Después de cinco años de operación, el embobinado del motor puede tender a deteriorarse debido a la humedad y al calor. Mándelo revisar y reparar a un taller de servicio autorizado.
- E) Bombas.- Las bombas deben ser lubricadas estrictamente bajo las recomendaciones del fabricante, no utilice lubricantes baratos de baja calidad. Revise el alineamiento de la flecha de la bomba con la flecha del motor (hágalo según las indicaciones del fabricante), esto alargará la vida de los baleros del motor y de la bomba. Los baleros deben ser lubricados cada 500 horas de operación, dependiendo de las condiciones del servicio.

NOTA: Se hace más daño a los baleros cuando se sobrelubrican que cuando les falta un poco.

Asegúrese que no deje grasa ni aceite en el piso.

- F) Sedimentadores.- Los siguientes puntos ayudarán al operador a mantener una operación apropiada de sus sedimentadores:
- F.1. Haga un archivo de todo el mantenimiento de su sedimentador para referencias futuras. El archivo debe tener las tarjetas de reparación con la fecha y la descripción del trabajo realizado y las fechas de lubricación. Este archivo también debe tener la dirección y teléfono del fabricante del equipo.
 - F.2. Siempre lubrique el equipo en los intervalos recomendados por el fabricante, usando los lubricantes indicados. Cerciórese de no lubricar un exceso.
 - F.3. Limpie todo el equipo y estructuras regularmente. Remueva el material flotante y espuma. Limpie el desnatador y caja de natas para prevenir olores.
 - F.4. Inspeccione y corrija cualquier ruido, fugas, manómetros, bandas y dispositivos de seguridad.
 - F.5. Drene los sedimentadores cada año y revise que la columna y rastras estén protegidas contra corrosión, si hay indicio de partes oxidadas, cepillelas a blanco metálico y pintelas con una pintura epóxica. Revise que las rastras giren libremente. Revise que el tanque no tenga cuarteaduras.
 - F.6. Mantenga los vertedores nivelados para prevenir cortocircuitos.

G) Distribuidor.- El mecanismo de rotación del distribuidor debe de lubricarse cada 2000 horas de trabajo como máximo o en el período marcado por el fabricante; al igual que cualquier motor del distribuidor debe de ser desmenuado cuando empiece a eliminar grasa y deben de seguirse los mismos procedimientos de arranque del mecanismo.

Los brazos del distribuidor deben de pintarse con pintura anticorrosiva dos veces al año y asegurar su buena nivelación y funcionamiento de las boquillas.

3.10.1 Mantenimiento preventivo.- Los programas de mantenimiento preventivo ayudan al personal a tener el equipo en condiciones satisfactorias de operación y ayudan a detectar y corregir pequeños detalles operativos antes que se conviertan en problemas mayores.

Una manera de hacer un programa de mantenimiento es mediante un pequeño pizarrón de mantenimiento, tal como se muestra en la Fig. 3.10.1. Este pizarrón tiene del lado izquierdo compartimientos de mica, donde se coloca una tarjeta con el equipo mayor y todo el equipo que éste contiene, viene en tarjetas debajo de la tarjeta de equipo mayor. A cada equipo le corresponde un renglón. Cada equipo de la planta de tratamiento se coloca del lado izquierdo en tarjetas.

El lado derecho del pizarrón es un calendario anual y viene presentado en meses, semanas y días, con el fin de programar mantenimiento diario, semanal, mensual, trimestral, semestral, anual o como marque el equipo. La manera de saber cuando hay que efectuar un mantenimiento, es marcado con alfileres con cabezas de color o algo similar (pueden ser imanes pintados, fichas, etc). Cada color debe representar cierto período de mantenimiento; por ejemplo: El color azul, puede ser mantenimiento mensual o trimestral, el rojo semanal, el negro anual y así sucesivamente. Se marca todo el pizarrón con estos colores y se van llevando tarjetas de registro para saber cuando se hizo el último mantenimiento o reparación.

Cuando en el pizarrón de mantenimiento hay un color para una fecha dada que indica que hay que dar mantenimiento a una bomba determinada de la estación de bombeo, entonces se toma la tarjeta y se lee en ella donde se encuentra el manual de instrucciones de servicio y en que volumen, libro o carpeta se encuentra.

El jefe de mantenimiento entonces da instrucciones a su personal acerca del manual para que ellos sigan las instrucciones de servicio del manual del fabricante. El programa continua de esta manera.

En la actualidad, toda la información del equipo es introducido a computadoras y éstas diariamente nos indican cual equipo se le hará mantenimiento y a cual ya se le dió. La computadora nos dice que equipo y que es lo que se le requiere hacer de mantenimiento, tipo de aceite, cambio de piezas, etc.

A) Registros de mantenimiento.

Una falla que ocurre con frecuencia en los programas de mantenimiento es el olvido a registrar el trabajo o reparación después que se término con esta actividad. Cuando esto pasa el mecánico o el jefe de mantenimiento tiene que confiar en su memoria para saber cuando realizar otra actividad de mantenimiento preventivo a su equipo. Conforme pasa el tiempo, el programa de mantenimiento preventivo se olvida en el tumulto de actividades de reparaciones diarias y se pierde el control.

La única manera de mantener un record de un mantenimiento preventivo es lleva

"REGISTROS". Cualquiera que sea el sistema de registros usado, debe llevar al día todas las actividades efectuadas. En la Fig. 3.10.2. se presentan tarjetas de servicio a equipo. Son fáciles de llenar y requieren poco tiempo para mantenerlas al día.

La TARJETA DE SERVICIO A EQUIPO (o tarjeta maestra) se tiene que llenar para cada pieza de equipo en la planta. Cada tarjeta debe tener el nombre del equipo, tal como: bomba de lodo o clarificador primario no. 1, etc.

- a) Enumere cada servicio de mantenimiento requerido.
- b) Haga una lista de mantenimiento indicando la frecuencia, por ejemplo: si es un servicio diario use los números 1, 2 y 3; si es semanal 4 y 5; y si es mensual 6, 7 y 8; y así sucesivamente.
- c) Describa el tipo de servicio dependiendo del trabajo.

Asegúrese de incluir todas las inspecciones mecánicas así como el servicio. Únicamente como dato de referencia incluya el número de sección donde se encuentra el equipo. La tarjeta de información de servicio puede ser cambiada para satisfacer las necesidades de su planta o equipo particular tal como recomiende su fabricante de equipo, pero asegúrese que la información en la tarjeta sea completa y correcta.

LA TARJETA DE REGISTRO DE SERVICIO, debe tener la fecha y el trabajo realizado, listado por número y firmado por el técnico quien hizo el servicio. Algunos operadores prefieren mantener todas las tarjetas archivadas, mientras otros colocan las tarjetas cerca del equipo y otras hacen las dos cosas.

Cuando la tarjeta de servicio se encuentra llena, archívela para tenerla como futura referencia y reemplacela con una tarjeta nueva, pegada a la tarjeta maestra. LA TARJETA DE SERVICIO A EQUIPO nos dice que debe ser efectuado y cuando, y la TARJETA DE REGISTRO DE SERVICIO nos dice que se hizo y cuando se hizo.

3.10.2. Mantenimiento correctivo.- Este tipo de mantenimiento es muy común en las empresas y no se lleva programa alguno y es muy costoso. Consiste únicamente en olvidarse por completo del equipo una vez que fue reparado y lubricado; y repararlo nuevamente cuando éste deje de operar. En algunas ocasiones ya se quisiera un mantenimiento correctivo, ya que el mantenimiento que se lleva es de "EMERGENCIA", por ejemplo; cuando se tienen 3 bombas de aguas negras, de las cuales dos se usan para operación normal y una bomba está en turno o stand-by por si se descompone alguna. Cuando se descompone una, la bomba de stand-by entra en operación a suplir la descompuesta, mientras que es reparada; esto es mantenimiento correctivo; anora, si la bomba descompuesta no se repara y se descompone otra bomba, entonces hay que reparar inmediatamente alguna de las dos descompuestas para poder trabajar a la capacidad de operación. Esto último es mantenimiento correctivo pero de emergencia.

Este tipo de mantenimiento es indeseable, ya que produce una vida corta del equipo, es costoso y produce muchos problemas operacionales.

3.10.3. Conservación de edificios, tanques, canales y jardines.- El mantenimiento de edificios es otro programa que debe ser llevado a cabo con regularidad. Los edificios en una planta de tratamiento son construidos normalmente de materiales resistentes, para durar muchos años. Los edificios deben mantenerse en buenas condiciones. Cuando vaya a pintar el edificio se recomienda llamar a un experto, en pintura y pedirle la pintura más adecuada para la conservación del edificio. El experto le dirá también que combinaciones le quedan bien y cuales son los colo

Fig. 3.10.1.- PIZARRON DE MANTENIMIENTO

EQUIPO	ENERO				FEBRERO				OCTUBRE			NOVIEMBRE			DICIEMBRE		
	1	2	3	4	5	6	7	8									
REJA FINOS PASSAVANT		A			A				A								A
CLARIF PRIMARIOS	N																N
AEREADORES 1-16					R												
CLARIF SECUNDARIO	N																N

-- SIST MOTRIZ
 -- REDUCTOR VELOC
 -- RASTRAS
 -- VALVULAS

A = AZUL (MANTENIMIENTO CADA DOS MESES)
 R = ROJO (MANTENIMIENTO SEMESTRAL)
 N = NEGRO (MANTENIMIENTO ANUAL)

Fig. 3.10.2.- TARJETAS DE SERVICIO A EQ.

TARJETA DE SERVICIO A EQUIPO				
EQUIPO : BOMBA DE AGUAS NEGRAS No 1				
ACTIVIDAD	TRABAJO A EFECTUAR	REFERENCIA	FRECUENCIA	TIEMPO
1	CHEQUE SELLO DE AGUA Y PRENSA ESTOPA	VOL. I	DIARIO	
2	OPERAR BOMBAS ALTERNADAS	VOL. I	SEMANTAL	LUNES
3	INSPECCIONE ENSAMBLADO BOMBA	VOL. I	SEMANTAL	MIERCOLES
4	INSPECCIONE LUBRICACION Y BALEROS	VOL. I	c/3 MESES	1,4,7,10 *
5	CHEQUE LA TEMP DE OPERACION DE LOS BALEROS	VOL. I	c/3 MESES	1,4,7,10
6	CHEQUE ALINEACION FLECHAS BOMBA Y MOTOR	VOL. I	c/6 MESES	4,10
7	INSPECCIONE Y DE SERVICIO A BOMBAS	VOL. I	c/6 MESES	4,10
8	DRENE LA BOMBA ANTES DE PARARLA	VOL. I		

* 1,4,7,10 SON LOS MESES DEL AÑO, EN LOS QUE SE DEBE DAR SERVICIO

res más adecuados para tuberías y estructuras. De la debida importancia a la calidad de la pintura, una pintura cara pero buena, le dará una mejor protección y durante más tiempo.

Los tanques de la planta y canales, tales como clarificadores, desarenadores y --cárcamos de bombeo, deben ser drenados o vaciados para inspección cuando menos --una vez por año. Cerciórese que el nivel freático está lo suficientemente abajo de tal manera que los tanques no flotarán con el agua del subsuelo cuando lleve a cabo el vaciado de los tanques o que se produzcan grietas por la presión del subsuelo.

Los jardines mantenidos en buenas condiciones darán una apariencia grata a la --planta. Esto es muy importante cuando lleguen visitantes y le ayudará a mantener buenas relaciones con el público en general. Un arreglo a los jardines dá buena apariencia. Generalmente una planta con muchos jardines y flores dará la aparien--cia de que la planta es limpia y está operando en las mejores condiciones; sin em--bargo una planta sucia, descuidada, mal pintada, dará muy mala imagen. El opera--dor debe tener muy en cuenta esto.

A) Conservación de edificio.- El programa de mantenimiento de edificios, depende de la edad, tipo y uso de un edificio. En edificios nuevos se requiere checar que todos los accesorios trabajen apropiadamente. Edificios viejos requieren observaciones cuidadosas y una rápida atención por fugas, equipo descompuesto (aire acondicionado, calefacción, etc), reposición de accesorios (lámparas, sa--nitarios, lavabos, etc). Se tiene que dar atención a muchas cosas en edifi--cios, tales como: sistema eléctrico, plomería, calefacción o refrigeración, --ventilación, pisos, ventanas, azoteas y drenaje y alcantarillas. Realice un --chequeo regular de estas y prevenga problemas futuros.

En cada edificio de la planta, verifique periódicamente escaleras, barandales de seguridad, plataformas y asegúrese que hay un buen alumbrado, altura y buenos barandales de protección. Rechace cualquier alteración o desorden en los edificios, tales como tubería tirada, insuficiente claro libre para pasar por un camino determinado, alcantarilla destapada, etc. Las áreas de almacén de--ben estar organizadas y limpias.

Mantenga todos los edificios limpios y ordenados. Los sanitarios deben encontrarse en perfectas condiciones de operación y muy limpios. Todas las he--rramientas de la planta y el equipo debe ser mantenido limpio y en un lugar --apropiado. Pisos, ventanas y paredes deben asearse regularmente para mantener una buena limpieza. Una planta de tratamiento que se mantiene limpia y ordena--da proporciona un agradable y seguro ambiente de trabajo.

B) Conservación de tanques y canales.- Programe inspecciones de tanques y cana--les durante periodos de bajo flujo. Cambie flujos para revisar tanques. To--das las superficies de metal que están en contacto con el agua residual y ex--puestas a gases del agua residual, deben estar debidamente protegidas con pin--tura especial. El recubrimiento debe realizarse cuando la inspección así lo --indique. En superficies donde se haya caído la pintura protectora (por ejem--plo en tuberías) hay que limpiar con chorro de arena (Sand blast) o con cepi--llo de alambre, antes de aplicar alguna pintura.

La pintura para proteger tanques o canales generalmente es del tipo asfáltica. Este mantenimiento debe ser periódico. En áreas no muy severas una pintura --plástica será suficiente. Vea al experto en pinturas.

CUIDADO: DRENADOS PERIODICOS, INSPECCIONES Y REPARACIONES DE TANQUES Y CANALES

SON FUNDAMENTALES. UNA FALLA PRODUCIRA UNA PERTURBACION FUERTE DE OPERACION. PROGRAME EL TIEMPO DE MANTENIMIENTO.

C) Conservación de jardines. Si los jardines no han sido arreglados, es responsabilidad del operador mandarlos arreglar. El arreglo consistirá en poner flores y plantar zacate y árboles; y evitar malezas, roedores e insectos. Coloque señales indicando el acceso y dirección a las unidades de tratamiento, dirección de flujo en tuberías. Los jardines deben estar cercados para mantener alejada a la gente de entrar sin permiso. Mantenga bien pintada la tubería, accesorios así como el equipo para evitar dar la impresión de un monton de chatarra. Adorne su jardín muy bien, esto le ayudará mucho a mantener buenas relaciones con los visitantes, gobierno federal y su jefe, además indicará que usted está llevando a cabo un buen trabajo.

BIBLIOGRAFIA

"Aerobic biological wastewater treatment facilities"- EPA-430/9-77-06-March, 1977. U.S.A.

"Operation of wastewater treatment plants" - Water Pollution Control Federation Manual of Practice No. 11, 1970. U.S.A.

"Abastecimiento de agua y alcantarillado" - Ernest W. Steel - Editorial Gustavo Gili - Barcelona, 1972.

"Tratamiento y depuración de las aguas residuales" - Metcalf - Eddy - Editorial Labor, S.A. - México, 1977.

"Tratamiento de aguas negras y desechos industriales" - George E. Barnes - Manual Uthea No. 337 - México, 1967.

"Instructivo para la toma y transporte de muestras de aguas para análisis físico - químicos y bacteriológicos" - SRH - México, 1976.

"Análisis de aguas y aguas de desecho" - SRH - México, 1974.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES,
MUNICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS**

Del 20 de Abril al 2 de Mayo de 1998

OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE DISCOS BIOLÓGICOS

M. en C. CONSTANTINO GUTIÉRREZ PALACIOS

I N D I C E

	Pág.
INTRODUCCION	
4.1. DESCRIPCION DEL PROCESO	1
4.1.1. Aspectos microbiológicos del proceso	7
4.1.2. Necesidades de pretratamiento y sedimentación final	8
4.1.3. Factores que afectan al proceso	8
4.2. CRITERIOS DE DISEÑO	10
4.2.1. Generalidades	10
4.2.2. Factores que afectan el diseño	14
4.2.3. Criterios específicos	15
4.2.4. Especificaciones	18
4.2.5. Aplicación numérica	18
4.3. OPERACION DE SISTEMAS DE DISCOS BIOLÓGICOS	21
4.3.1. Operación normal	21
4.3.1.1. Preparación para arranque	
4.3.1.2. Procedimiento para el arranque	
4.3.1.3. Estabilización del sistema.	
4.3.2. Control del proceso	24
4.3.2.1. Inspección del equipo	
4.3.2.2. Eficiencia de tratamiento	
4.3.2.3. Observación de la película biológica	
4.3.2.4. Control de laboratorio	
4.3.3. Operación anormal	30
4.3.3.1. Paros y arranques	
4.3.4. Problemas operacionales	31
4.3.4.1. Pérdidas de la película biológica	
4.3.4.2. Color anormal de la película biológica	
4.3.4.3. Disminución de la eficiencia de tratamiento	
4.3.4.4. Acumulación de sólidos	
4.4. MANTENIMIENTO	34
4.4.1. Importancia de un programa de mantenimiento	38
4.4.1.1. Clases de mantenimiento	
4.4.1.2. Componentes de un programa de mantenimiento	
4.4.2. Programa de mantenimiento preventivo	43
4.4.2.1. Equipo mecánico	

- 4.4.2.2. Edificios y áreas libres
- 4.4.2.3. Tanques y estructuras

4.5. SEGURIDAD EN LA PLANTA	48
4.5.1. Recomendaciones de seguridad	48

BIBLIOGRAFIA

FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

4.1.1. Sistema de discos biológicos	2
4.1.2. Distribución del agua residual y flujo en un medio corrugado	3
4.1.3. Posibles arreglos en un sistema de discos biológicos	5
4.1.4. Sistema típico de discos biológicos	6
4.1.5. Componentes de un sistema integral de discos biológicos	9
4.2.1. Efecto de la carga hidráulica en la remoción de DBO	12
4.2.2. Efecto de la carga hidráulica en la remoción de Nitrógeno amoniacal	13
4.2.3. Corrección por temperatura en la remoción de DBO	16
4.2.4. Curvas de diseño para discos biológicos	17
4.3.1. Calidad del efluente en un sistema de discos biológicos	22
4.3.2. Comportamiento típico de una unidad de discos biológicos	27
4.3.3. Efecto de la temperatura en la remoción orgánica y nitrificación	35
4.5.1. Etiqueta típica de advertencia	49

TABLAS

4.3.1. Guía de problemas operacionales	36/37
4.4.1. Tarjetas de servicio para el equipo principal de una planta de tratamiento	40/41/42
4.4.2. Guía de problemas operacionales de la cadena motriz	45
4.4.3. Guía de problemas operacionales de la banda motriz	46
4.4.4. Programa de mantenimiento preventivo	47

INTRODUCCION

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales son por esencia, la herramienta fundamental utilizada dentro de las acciones para controlar la contaminación del agua. A través de ellos se mejora la calidad de las aguas residuales propiciando la posibilidad de su reuso y, se protege la ecología de los cuerpos receptores y la salud pública.

Tal solución representa, por una parte, cuantiosas inversiones, y por otra, la necesidad de recursos humanos altamente calificados mediante los cuales se asegure la eficiente operación de los sistemas de tratamiento y se logre proteger las grandes inversiones que demandan.

El nivel 1 del Programa de Capacitación para Operadores de Plantas de Tratamiento se contempla precisamente, como la fase inicial del esfuerzo orientado a la formación de tales recursos humanos, el cual es continuado por el nivel 2 de este Programa.

Dicho nivel 1 está estructurado de tal manera que en el se proporciona la información necesaria para operar y mantener instalaciones y plantas de tratamiento sencillas como es el caso de: fosas sépticas, tanques Imhoff, pretratamiento, tratamiento primario y lagunas de estabilización.

En este nivel se vierten además los conceptos básicos que van desde la definición de contaminación y contaminante, hasta el estudio de la teoría de los procesos físicos, químicos y biológicos, mediante los cuales se pretende establecer sólidos cimientos que permitan a los futuros operadores de plantas de tratamiento, comprender más fácilmente los procesos involucrados en sus plantas.

Respecto al nivel 2 del Programa de Capacitación para Operadores de Plantas de Tratamiento, éste está elaborado de tal forma que permite, una vez asimilados los conceptos del nivel 1, adentrarse en los detalles de operación y mantenimiento de los procesos de tratamiento más comunes, como son: lagunas aireadas, filtros biológicos, lodos activados, sistemas físico-químicos y sistemas de desinfección; además de que se contemplan los aspectos básicos necesarios para la operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento como son: fundamentos de hidráulica, fundamentos de electricidad y fundamentos de química del agua.

Cada uno de los temas del Programa considera en su caso, la descripción de los procesos, así como: criterios de diseño; condiciones de operación; equipo sujeto a mantenimiento; programa de mantenimiento preventivo; mantenimiento correctivo; problemas de operación y acciones para resolverlos; seguridad en la planta de tratamiento y aspectos relativos al manejo, administración y supervisión de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Con este Programa se contempla la capacitación formal de recursos humanos que puedan fungir como operadores de plantas de tratamiento calificados, capaces de interpretar, decidir y actuar en forma autónoma.

4.1 DESCRIPCION DEL PROCESO

Uno de los sistemas más recientes de tratamiento biológico es el contactor biológico rotatorio (CBR) comúnmente conocido como "biodisco" o "discos biológicos". Es un sistema aerobio de película fija el cual se utiliza para la remoción de materia orgánica soluble y nitrógeno amoniacal o para la desnitrificación de efluentes nitrificados.

Este sistema se caracteriza por su alta efectividad en el tratamiento de aguas residuales, fácil operación, poco mantenimiento, supervisión mínima y bajo consumo de energía. No obstante, su uso en nuestro país no se ha generalizado debido a la carencia de tecnología propia, lo cual lo coloca como un sistema que requiere gran inversión inicial; sin embargo ya se están realizando investigaciones enfocadas a la creación de esta tecnología propia tendientes a disminuir los costos y mejorar el proceso.

El principio de este proceso de tratamiento secundario es muy similar a los filtros rociadores y consiste de una serie de discos de material plástico de alta densidad (polietileno o poliestireno) de 3 a 4 metros de diámetro, soportados en una flecha horizontal e instalados en un tanque de concreto. (Fig. 4.1.1). La flecha y medio plástico (tambor) se hacen girar por medio de un mecanismo motriz acoplado a la flecha, entre 1 y 2 rpm, manteniendo aproximadamente el 40% del área superficial del tambor sumergido en el agua residual. Los microorganismos presentes en el agua residual comienzan a fijarse y a crecer en la superficie de los discos que se cubre con una película biológica de 2 a 4 mm de espesor.

Los biodiscos (hojas planas corrugadas) al unirse, forman una estructura rígida, -- con un espaciamiento entre capa y capa de 3.2 cm y una densidad de área superficial de $121.4 \text{ m}^2/\text{m}^3$, permitiendo que esta unión forme canales radiales a 30° del centro del disco hacia la periferia, con el fin de asegurar que el agua residual, aire y biomasa que se desprende, pase libremente dentro y fuera del medio (Fig. 4.1.2.).

Durante la rotación el tambor acarrea una película de agua residual, la cual, al ponerse en contacto con el aire, absorbe el oxígeno requerido por los microorganismos de la película biológica fijos a los discos, los cuales remueven la materia orgánica soluble.

La acción de giro de los biodiscos ocasiona una fuerza de fricción sobre la película biológica, lo que provoca que el exceso de biomasa se desprenda de los discos -- manteniendo en esta forma una película de espesor constante y manteniendo la biomasa desprendida en suspensión hasta que el flujo de agua la lleve fuera del reactor para su posterior separación por sedimentación.

Esta forma de operar el sistema permite que se cumpla con los siguientes requisitos básicos:

- Proporcionar el área necesaria para el desarrollo de los microorganismos.
- Proporcionar contacto vigoroso entre la población microbiana y el agua residual.

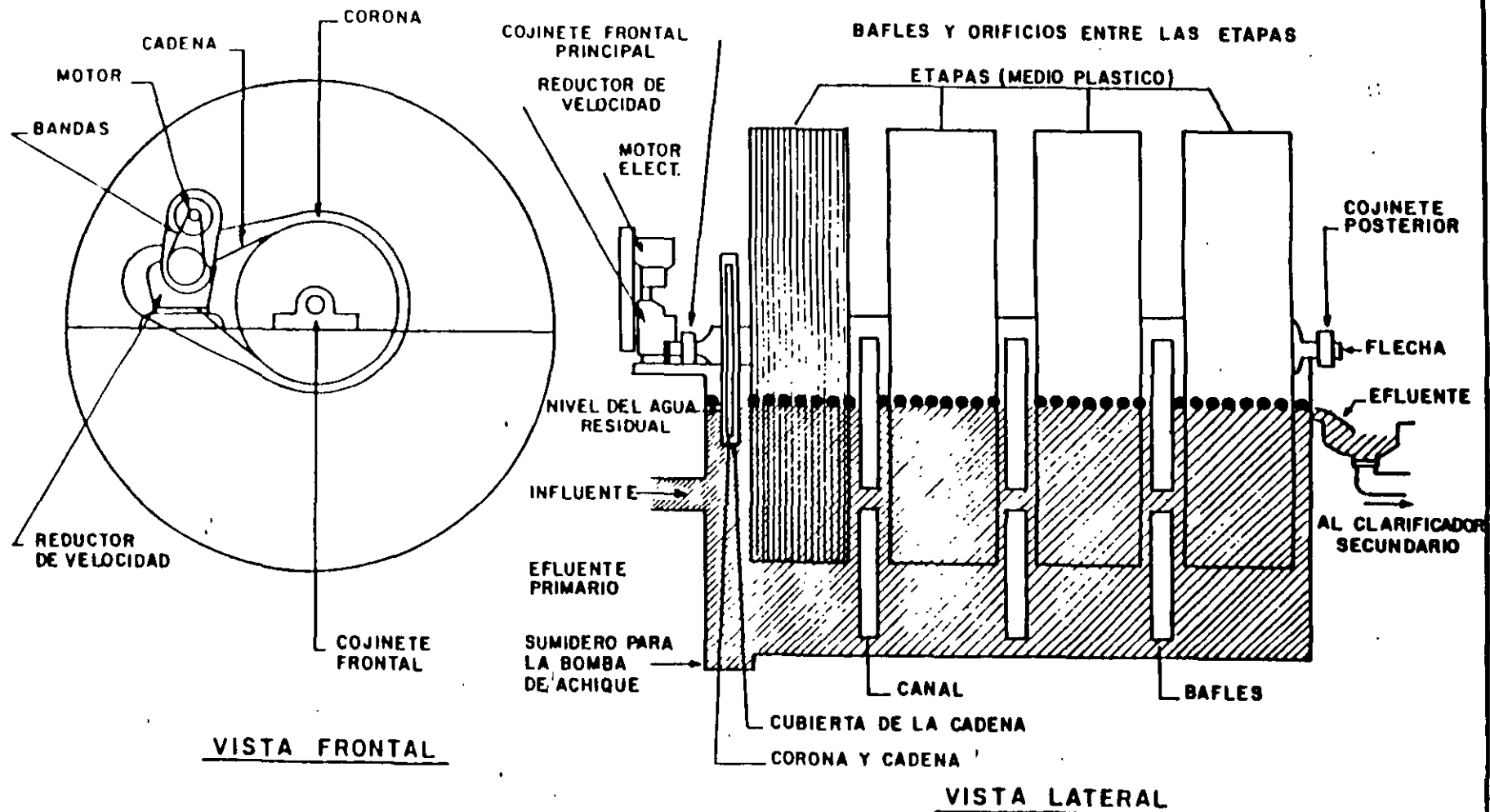
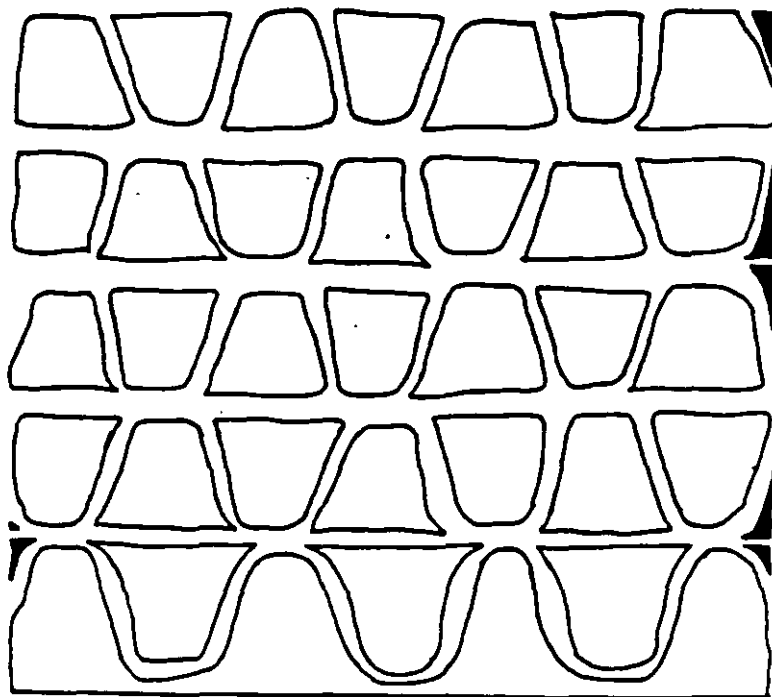


Fig. 4.1.1.- SISTEMA DE DISCOS BIOLÓGICOS



SECCION TRANSVERSAL
DEL MEDIO

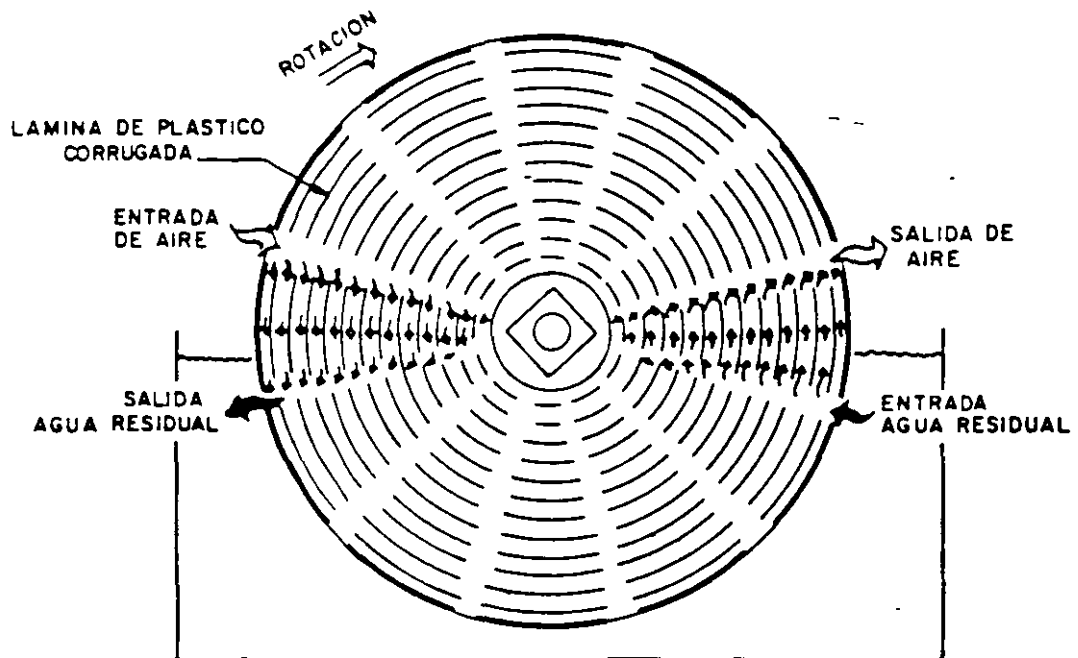


Fig. 4.1.2.-DISTRIBUCION DEL AGUA RESIDUAL Y FLUJO EN UN MEDIO CORRUGADO

- Mantener el sistema en condiciones aeróbicas, exponiendo continuamente al aire la película biológica.
- Permitir una distribución uniforme del oxígeno del aire con el sustrato sólido en la biomasa.
- Provocar un desprendimiento continuo de la biomasa en exceso, manteniendo en esta forma el espesor de la película biológica casi constante.
- Mantener completamente mezclado el contenido del tanque, para mantener los sólidos en suspensión.

El sistema de discos biológicos normalmente se divide en cuatro diferentes etapas (Fig. 4.1.1.), cada etapa se separa por un baffle removible y opera con un mezclado completo en la cual se encuentran en equilibrio dinámico la tasa de crecimiento biológico y la tasa de desprendimiento de biomasa. El flujo del agua residual generalmente es paralelo a la flecha, pero puede fluir en forma perpendicular dependiendo del número de etapas o del flujo de etapa a etapa. Cada baffle lleva un orificio en la parte inferior lo que permite el flujo de una etapa a otra. Esta separación es utilizada para optimizar la efectividad del área superficial del medio. Los organismos de la primera etapa son expuestos a mayores niveles de carga orgánica (DBO) y la tasa de remoción de DBO es mayor, disminuyendo a medida que se avanza en etapas.

Las plantas de tratamiento que requieren cuatro o más flechas (tambores) generalmente son dispuestas de tal forma que cada flecha actúe como una etapa individual de tratamiento, en las cuales el flujo es perpendicular a las flechas (Fig. 4.1.3). Plantas con menos de 3 flechas son dispuestas con el flujo paralelo a las flechas.

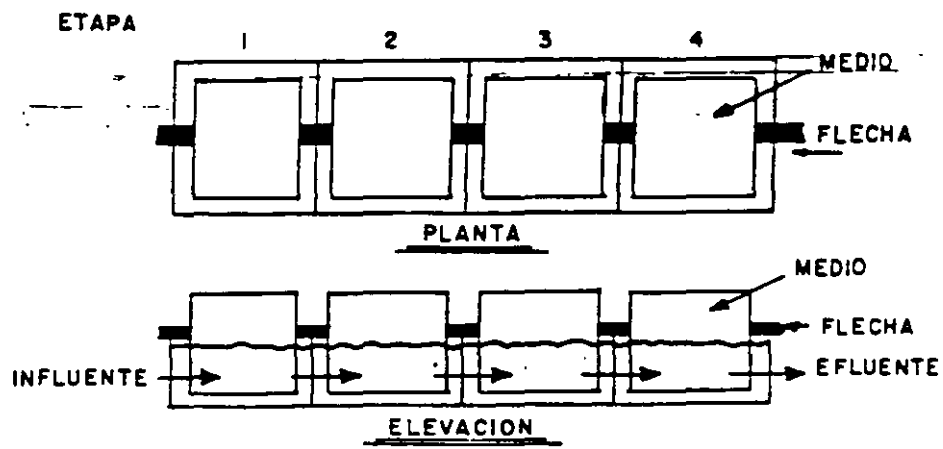
El efluente de la última etapa del sistema, conteniendo los sólidos desprendidos de la película biológica, fluye al clarificador secundario, donde son removidos por sedimentación. En la Fig. 4.1.4. se muestra un sistema típico de discos biológicos.

Se recomienda el uso de cubiertas sobre los biodiscos por las siguientes razones:

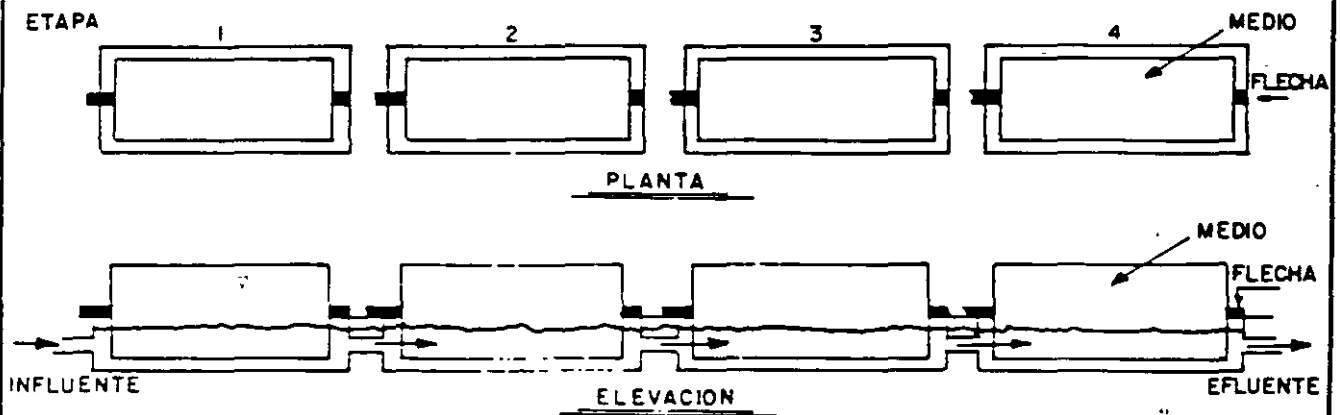
- Evitar que la película biológica se congele en climas fríos.
- Prevenir que las lluvias intensas laven la película biológica.
- Aislar el medio de la luz solar para prevenir el crecimiento de algas y proteger la integridad estructural del medio.
- Como protección para los operadores durante el mantenimiento del equipo.

El material de construcción de las cubiertas debe ser resistente a la corrosión, normalmente no se requiere ventilación forzada ni calentamiento, son suficientes ventanas o respiraderos, los cuales se abren en verano y cierran en invierno. Generalmente el material utilizado es plástico, ya sea con o sin instalación térmica, dependiendo de las condiciones climáticas.

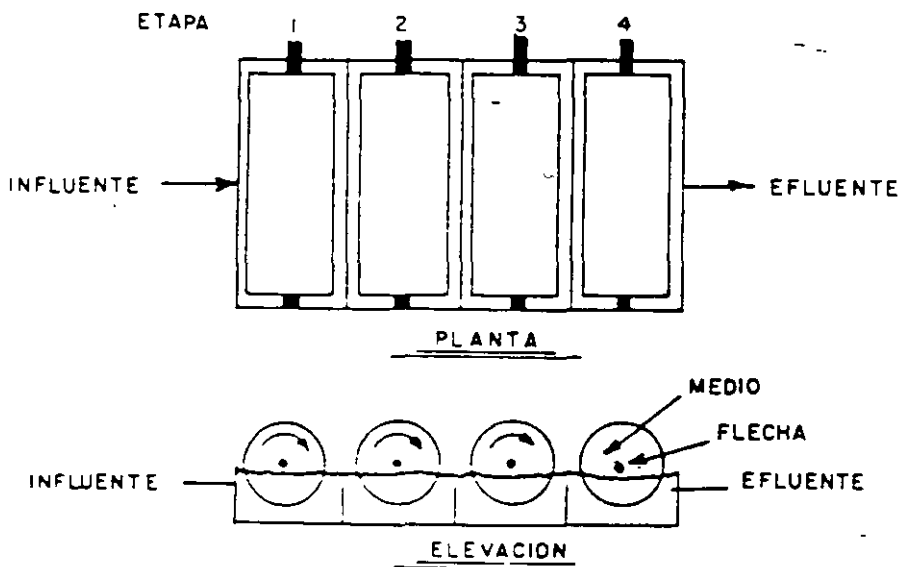
Los tanques en que se apoyan los discos, generalmente son de concreto, aunque pueden ser de cualquier otro material resistente. La forma y volumen del tanque será en función del caudal a tratar.



DISTRIBUCION No.1 UNA FLECHA 4 ETAPAS
FLUJO PARALELO A LA FLECHA



DISTRIBUCION No.2 4 FLECHAS 4 ETAPAS
FLUJO PARALELO A LA FLECHA



DISTRIBUCION No.3 4 FLECHAS 4 ETAPAS
FLUJO PERPENDICULAR A LA FLECHA

Fig. 4 I.3.- POSIBLES ARREGLOS EN UN SISTEMA DE DISCOS BIOLÓGICOS

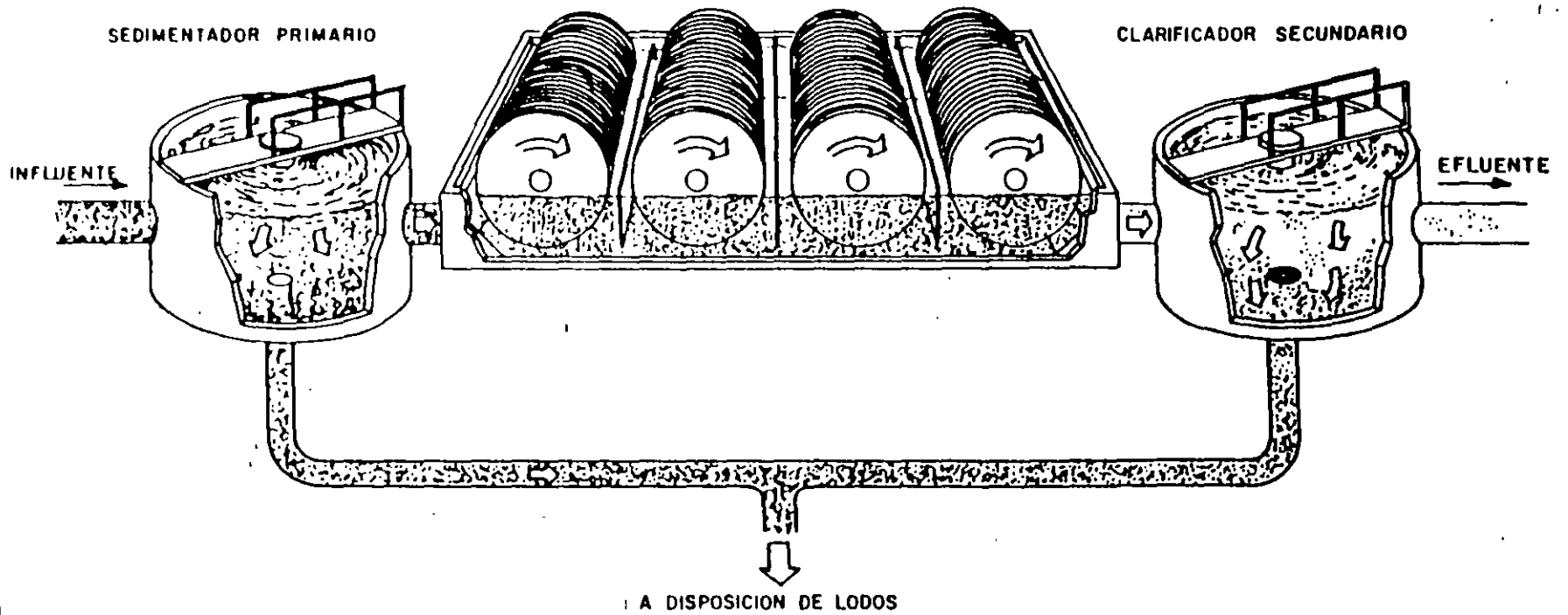


Fig.4.1.4.- SISTEMA TÍPICO DE DISCOS BIOLÓGICOS