

1997

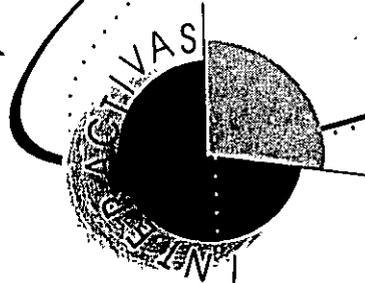
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Duración: 12 horas.

Junio 20, 27, Julio 4, 11, 18 y 25.

De 7:00 a 9:00 a.m., tiempo del centro.

Coordinador General Académico: Dr. Pedro Martínez Pereda.



DEC



FUNDAMENTOS DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

El interés del público en general por los temas ambientales ha crecido en forma extraordinaria en las dos últimas décadas. El público está acostumbrado a leer artículos sobre contaminación ambiental en la prensa y frecuentemente se difunden temas sobre tópicos ambientales por radio y televisión.

El advenimiento de las "políticas verdes" han traído como resultado el desarrollo de una legislación abundante sobre control de la calidad del agua.

Este curso sobre "TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES" representa un esfuerzo encaminado a dar a conocer a los profesionales interesados en el tema, los procesos y las operaciones unitarias, de uso común, para el tratamiento de las aguas residuales, fundamentalmente de origen municipal, previo a su descarga en cuerpos receptores, o bien, para su reutilización.

LOS RECURSOS HIDRAULICOS.

El agua el recurso natural más importante del mundo pues sin ella la vida no puede existir y la mayoría de las industrias no podrían operar.

La presencia de una fuente segura y abundante de agua es un prerrequisito esencial para que existan comunidades estables.

No es sorprendente entonces que a través de la historia haya habido conflictos serios entre personas, entre estados y entre naciones en la lucha por los derechos sobre la cantidad y calidad de diversas fuentes de agua. A título de ejemplos recordemos los casos de los ríos internacionales Bravo y Colorado que delimitan parte de la frontera entre México y Estados Unidos. En ambos casos se tuvieron que suscribir tratados entre los dos países para la asignación y conservación del recurso hídrico. Más recientemente viene a la memoria el conflicto por los derechos de trasvase de agua de una presa entre los estados de Tamaulipas y Nuevo León en México.

Otro conflicto importante relacionado con las fuentes de suministro de agua es el que puede surgir debido a los efectos que los desechos humanos e industriales pueden tener en el ambiente. Concretamente entre usuarios agua arriba y usos diversos aguas abajo.

Resulta evidente, entonces, la importancia que la sociedad en su conjunto debemos dar a la administración y conservación de este recurso. Si bien es cierto que la naturaleza frecuentemente tiene gran habilidad para recuperarse de los daños ambientales, las crecientes demandas por los recursos hidráulicos necesita la aplicación profesional de conocimientos fundamentales acerca de la administración del ciclo del agua para asegurar el mantenimiento de la calidad y de la cantidad.

1997

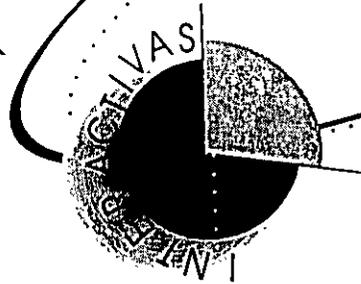
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

- 1.- Efectos de la Contaminación del Agua en el Ambiente y en la Biota Acuática de un Río.**

Dr. Pedro Martínez P.
Junio 20 de 1997



EFFECTO DE LA CONTAMINACION DEL AGUA EN EL AMBIENTE Y EN LA BIOTA ACUATICA EN UN RIO

A continuación presentaremos de una manera esquemática el impacto que produce la contaminación por la descarga de aguas residuales en el ambiente de los ríos y por consiguiente en la vida acuática o biota. Se han escogido aguas negras domésticas como fuente de contaminación.

La disminución en el oxígeno disuelto y la formación de depósitos de lodos son las alteraciones del medio ambiente mas comunmente visibles que dañan la vida acuática. Los peces y los organismos de los que estos se alimentan pueden ser reemplazados por una horda dominante de animales como *larvas de mosquito, gusanos de sangre, gusanos de lodos, gusanos de cola de rata y sanguijuelas*. Algas gelatinosas de color negro pueden cubrir los lodos y conforme los olores pestilentos y a podredumbre emergen del agua la pintura de las casas cercanas se decolora. Esto obliga a las comunidades a combatir la contaminación sin demora. Este escenario biótico enfatiza que la contaminación es tan efectiva como la sequía en reducir la utilidad de un recurso hidráulico.

No existen dos ríos que sean siempre exactamente iguales. En su individualismo, las corrientes difieren entre sí en los detalles de respuesta a la indignidad de la contaminación.

En los párrafos subsecuentes y que describen las figuras 1 a la 8, una corriente hipotética está pensada de tal manera, que se apegue a la teoría con exactitud, mostrando precisamente como una corriente idealizada y su biota deberían reaccionar en un sistema perfecto. En la realidad, desde luego, ninguna corriente será como esta,

aunque los principios que se muestran pueden aplicarse con buen juicio a los problemas reales que se puedan presentar.

Condiciones hipotéticas

1. La etapa para discusión, se indica en la Figura 1. El eje horizontal representa la dirección y distancia del flujo de la corriente de izquierda a derecha. Tiempo y distancia del escurrimiento aguas abajo se indican en días y también en millas. La escala vertical de cantidad, o más bien concentración (expresado en partes por millón), se aplica al oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno a distancias aguas arriba y aguas abajo del punto de origen de la descarga de aguas negras, que se identifica como punto cero. Aquí, aguas negras crudas de una comunidad de 40,000 habitantes descarga a la corriente. El caudal de la corriente es de 100 pies cúbicos por segundo ($2.85 \text{ m}^3/\text{seg}$); se supone que ocurre mezclado completo, y que la temperatura del agua es de 25°C . En estas condiciones, la curva del perfil de oxígeno disuelto (OD) alcanza su punto mas bajo después de $2\frac{1}{2}$ días de flujo y después aumenta de nuevo hacia una restauración similar a la de aguas arriba de la descarga, donde no hay contaminación.

La curva de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) indica valores bajos aguas arriba, donde no hay contaminación, aumenta en el punto cero debido a la gran carga de aguas negras y gradualmente decrece desde este punto hacia abajo hasta una condición que sugiere aguas no-contaminadas. La DBO y el OD están interrelacionados de tal manera, que la concentración de OD es baja cuando la DBO es alta, y lo contrario también es cierto.

En la Figura 1, se distinguen cuatro zonas características:

- ZONA I : REPRESENTA AGUAS CLARAS
- ZONA II : REPRESENTA UNA ZONA DE DEGRADACION
- ZONA III : REPRESENTA UNA ZONA DE DESCOMPOSICION ACTIVA
- ZONA IV : REPRESENTA UNA ZONA DE RECUPERACION

Efecto de la reaeración

La curva de la Figura 1 representa el perfil de oxígeno disuelto (concentración en mg/ℓ a lo largo del río). Esta curva se conoce como la "curva de flambeo de oxígeno disuelto" o perfil de oxígeno disuelto a lo largo del río. Los valores a la derecha del punto cero corresponden a la localización en millas aguas abajo de la descarga de aguas negras. Se supone una mezcla completa y la temperatura del agua es de 25°C. La forma de la curva de OD, aguas abajo del punto de descarga de aguas residuales es la resultante neta de dos curvas, Figura 2: una que corresponde a la disminución del oxígeno disuelto debido a su consumo para la oxidación de materiales orgánicos contenidos en la descarga de aguas negras, y la otra corresponde a la ganancia de oxígeno por reaeración natural. La Figura 1 indica que la curva alcanza un mínimo después de 27 millas de recorrido, que corresponden a 2½ días y un valor de OD de 1.5 mg/ℓ

Este proceso de desoxigenación reduciría el OD hasta cero en 1½ días (18 millas) si no hubiere factores en operación que pudieran aportar OD al agua. Después de alcanzar un mínimo, el OD se incrementa hasta alcanzar eventualmente un valor igual al de aguas arriba de la descarga de aguas negras; es decir, 7 mg/ℓ

Si la población de la ciudad se mantiene razonablemente constante durante el año, y por tanto el caudal de aguas residuales también, el punto inferior de la curva de oxígeno disuelto, se desplazará aguas arriba o aguas abajo con los cambios de temperatura. En el invierno la tasa de oxidación es más baja, y la solubilidad de oxígeno por reaeración mayor, ya que la solubilidad de oxígeno en agua aumenta a bajas temperaturas. La combinación de estos dos factores desplazan el punto bajo de OD aguas abajo. Durante el verano ocurre lo contrario.

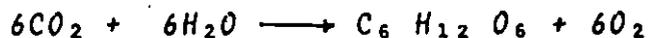
El tramo del río donde ocurren los valores más bajos de OD representa el ambiente del río más pobre en recursos de oxígeno disuelto. Las especies vivientes que requieren valores altos de OD, como peces de agua fría, se sofocan y se desplazan a otras áreas con recursos de OD mayores.

La otra curva de la Figura 1 corresponde a la Demanda Bioquímica de Oxígeno. La DBO se utiliza como una medida de la cantidad de oxígeno que se requiere para la oxidación, mediante la acción bioquímica aerobia, de la materia orgánica presente en una muestra de agua. La DBO es baja en la parte del río aguas arriba de la descarga, cerca de 2 mg/ℓ, ya que no hay mucha materia orgánica presente que consuma oxígeno. La DBO se incrementa abruptamente en el punto cero, y decrece gradualmente aguas abajo de este punto, conforme la materia orgánica descargada se oxida progresivamente, hasta que alcanza un valor de 2 mg/ℓ, indicativo de agua no contaminada.

Esta situación se presenta aproximadamente a las 100 millas aguas abajo de la descarga de la ciudad. La DBO y el OD están tan interrelacionados que la concentración de OD es baja donde la DBO es alta y viceversa.

Efecto de la luz

En cualquier punto seleccionado en la corriente, hay una variación en la concentración de oxígeno disuelto dependiendo de la hora del día. Durante las horas diurnas, algas y otras plantas aportan oxígeno al agua a través del proceso de fotosíntesis. La cantidad de oxígeno puede ser tan considerable que el agua se sobresatura durante las horas de día. Además de producir oxígeno, el proceso de fotosíntesis resulta en la fabricación de azúcares que sirven de base para sostener la vida en la corriente. Esto se ilustra por medio de la siguiente reacción química:



Al mismo tiempo que ocurre la fotosíntesis, también hay respiración de los organismos vivos, pero esta ocurre las 24 horas del día. Durante la respiración se utiliza oxígeno y se desecha CO_2 . Durante el día las algas, pueden ceder oxígeno en exceso del que necesitan para respirar otros organismos acuáticos y para satisfacer la DBO. Estas condiciones se pueden dar en la zona de recuperación en particular. Pueden ocurrir por tanto sobresaturación de OD.

Por la noche, no hay fotosíntesis y el exceso de OD se utiliza gradualmente en la respiración de todas las formas de vida acuática y para satisfacer la DBO. Para registrar esas variaciones en OD, es necesario tomar muestras de la corriente las 24 horas del día.

Descomposición de la materia orgánica

Durante la utilización rápida del alimento (materia orgánica) contenido en las aguas residuales, la reproducción de bacterias es óptima y la utilización de OD es razonablemente proporcional a la tasa de utilización de alimentos. La figura 4 ilustra las transformaciones sucesivas aguas abajo de la descarga, de amoniaco a nitritos y a nitratos. Inicialmente hay un alto consumo de oxígeno por las bacterias que se alimentan de compuestos proteínicos contenidos en la descarga de aguas negras frescas.

Conforme estos compuestos se van acabando aguas abajo, la concentración de OD se recupera progresivamente hasta el valor inicial de aproximadamente 7 mg/ℓ. Algo semejante ocurre con los carbohidratos. Los productos finales de la descomposición aerobia y anaerobia de la materia carbonosa y nitrogenada son:

a. Descomposición de la materia carbonosa

Aerobia: CO_2, H_2O

Anaerobia: Acidos, alcoholes, $CO_2, H_2, CH_4,$
otros productos

b. Descomposición de la materia orgánica nitrogenada

Aerobia:(productos finales): $NO_3^-, CO_2, H_2O, SO_4^{2-}$

Anaerobia: (productos finales): mercaptanos, H_2S

El nitrógeno y el fósforo en las aguas residuales causan problemas especiales en las aguas receptoras. Favorecen el crecimiento de plantas verdes a altas concentraciones.

Plantas acuáticas

En la Figura 5, parte inferior, se indica la profundidad de lodos con la distancia a partir de la descarga de aguas residuales. La profundidad máxima se presenta cerca de la descarga y luego se reduce gradualmente por la descomposición de las bacterias y otros organismos hasta que se hace insignificante a unas 30 millas. También, en la descarga hay una gran turbiedad debido a la presencia de sólidos suspendidos finos. Conforme estos sólidos se asientan, el agua se aclara y recupera la transparencia que tenía aguas arriba de la descarga. En la parte superior de la figura se presenta la distribución de plantas acuáticas. Poco después de la descarga, los hongos logran su máximo crecimiento. Estos y las bacterias filamentosas (*Esfarotilus*) están asociadas a la acumulación de lodos. En las primeras 36 millas, la alta turbiedad no permite el desarrollo de algas, pues no penetra la luz. El único tipo de algas que puede crecer es la azul-verde, característica de las aguas contaminadas.

A partir de la milla 36, las algas empiezan a multiplicarse y el plánton, se hace más abundante. Este constituye una buena fuente de alimento para los animales acuáticos. Así, en las zonas de recuperación y de aguas claras se desarrolla una gran diversificación de plantas y paralelamente de animales acuáticos que resultan en gran variedad de especies.

Bacterias y ciliados

La Figura 7, ilustra la interrelación entre bacterias y otras especies de plánton animal (protozoarios, rotíferas, crustáceos). Se presentan dos curvas de "decaimiento", una para el número total de bacterias en las aguas negras y otra para

bacterias del grupo coliforme. Las dos curvas en forma de cam
pana corresponden a protozoarios ciliados y rotíferas.

Una vez que entran en la corriente con las aguas residuales, las bacterias se reproducen en forma abundante alimentándose de la materia orgánica en las aguas negras. Los protozoarios ciliados, pocos al principio, se alimentan de las bacterias. La población bacteriana decrece gradualmente, tanto por el proceso natural de decaimiento, como por la acción de rapiña de los protozoarios. Después de aproximadamente 2 días de flujo (24 mi) aguas abajo de la descarga, el ambiente es más propicio para los ciliados, que se constituyen en el grupo predominante de pláncton animal. Después de 7 días de flujo (84 mi), los ciliados son víctimas de rotíferas y crustáceos, que se convierten en la especie dominante. En consecuencia, este proceso biológico de utilización de las aguas negras depende de una estrecha interrelación de sucesión de especies de pláncton animal, una clase de organismos captura y come a la otra.

La corriente puede imaginarse como una planta natural de tra
tamiento de aguas negras. La estabilización de las aguas negras en una planta es mas rápida cuando están presentes fe
roces ciliados comedores de bacterias, para mantener la población bacteriana baja y a una alta tasa de crecimiento.

Formas mayores de especies animales

La Figura 8 ilustra estos tipos a lo largo de la corriente así como el número. La curva (a) representa la variedad; es decir los números de especies de organismos que se encuentran en condiciones variables de contaminación. La curva (b) representa la población en miles de individuos de cada especie por pie cuadrado.

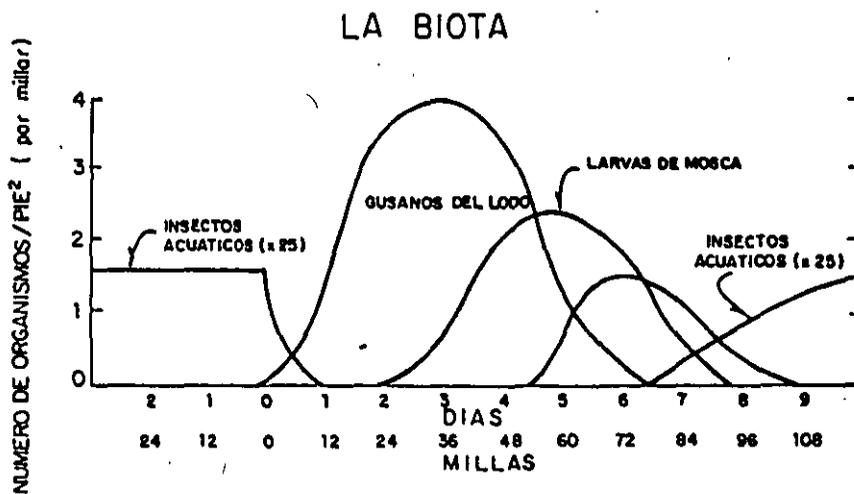


Fig. 8 La curva de población de la Fig. 7 se compone de series de máximos para especies individuales, cada una de ellas multiplicándose y extinguiéndose conforme las condiciones de la corriente varían.

nueva biota está representada por unas pocas especies, pero hay un incremento impresionante en el número de individuos de cada clase comparado con la densidad de población aguas arriba.

La relación entre el número de especies y la población total, se expresa como un INDICE DE DIVERSIDAD DE ESPECIES (IDE), que se define como

$$IDE = \frac{S - 1}{\text{Log. } I}$$

S= Número de especies .

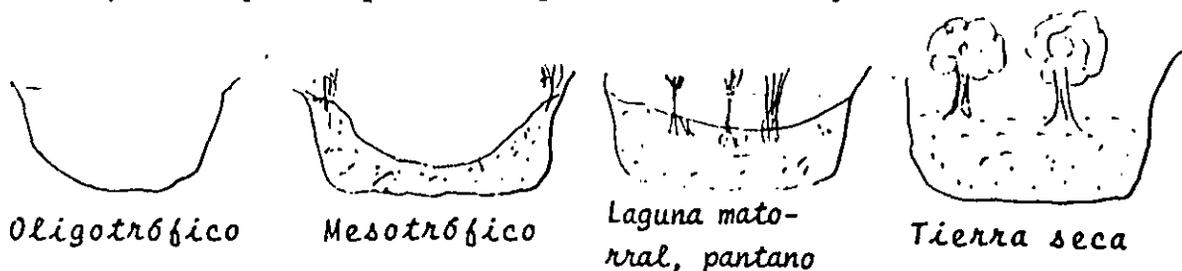
I= Número total de organismos individuales contados

Mientras mayor sea el índice más productivo es el sistema acuático

EUTROFICACION

Proceso natural de envejecimiento de lagos. Progresa independientemente de las actividades del hombre. La contaminación, no obstante, acelera el proceso y reduce la esperanza de vida de un cuerpo de agua. El estado más joven del ciclo de vida se caracteriza por una baja concn. ^{entrañada} de nutrientes de plantas y poca productividad biológica (lagos oligotróficos). Después el lago es mesotrófico (intermedio) y finalmente el lago se convierte en eutrófico (bien), muy productivo. El estado final previo a la extinción es una laguna, pantano o matorral

El enriquecimiento de nutrientes y la sedimentación, son los contribuyentes principales al proceso de envejecimiento.



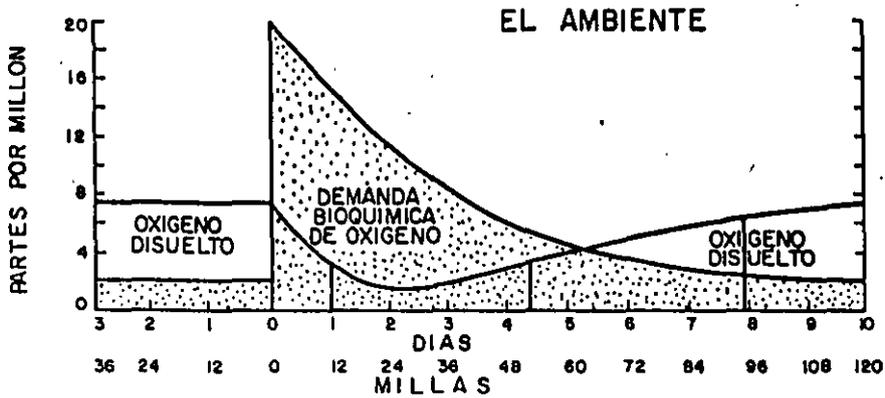


Fig. 1 Representación esquemática de la variación típica de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno en una corriente hipotética, que recibe una descarga de aguas residuales domésticas crudas.

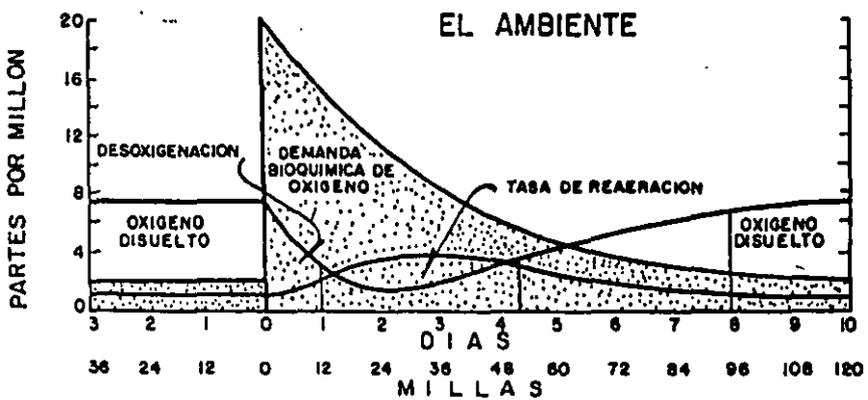


Fig. 2 La concentración de oxígeno disuelto en la corriente disminuye parcialmente por efecto de la carga contaminante. El proceso de reareaación evita la disminución total.

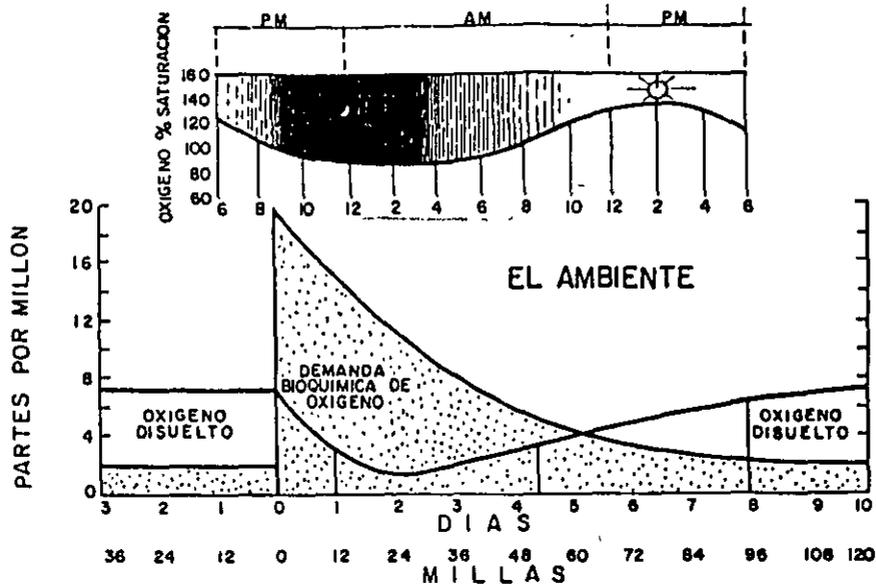


Fig. 3 El oxígeno disuelto fluctúa en función de la luz disponible como resultado de la fotosíntesis.

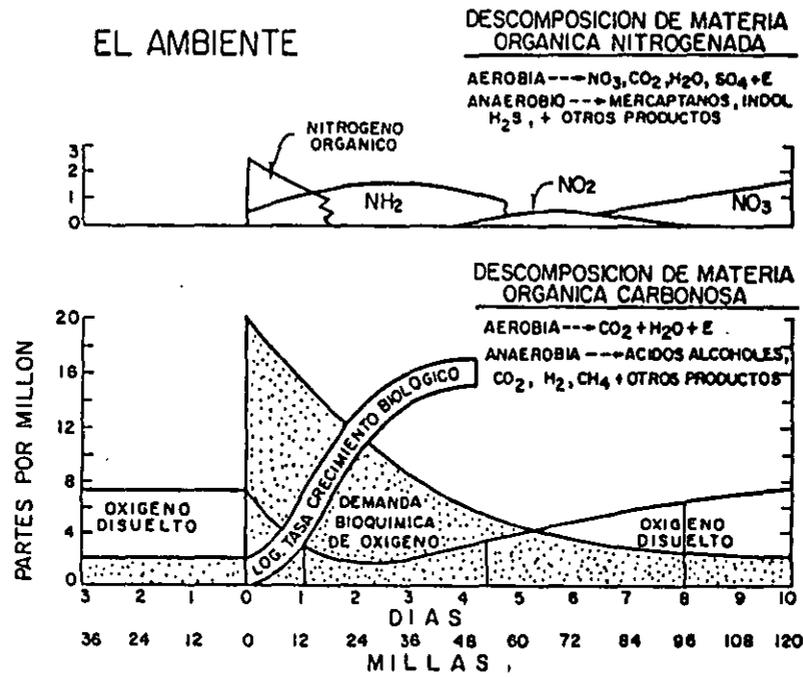


Fig. 4 Con el fuerte influjo de compuestos carbonosos y nitrogenados de las aguas residuales, el crecimiento bacteriano se acelera y el oxígeno disuelto se utiliza para oxidar estos compuestos. Conforme el proceso progresa, la materia orgánica se utiliza como alimento y la DBO disminuye.

FACTORES QUE AFECTAN LA BIOTA
EL CRECIMIENTO:

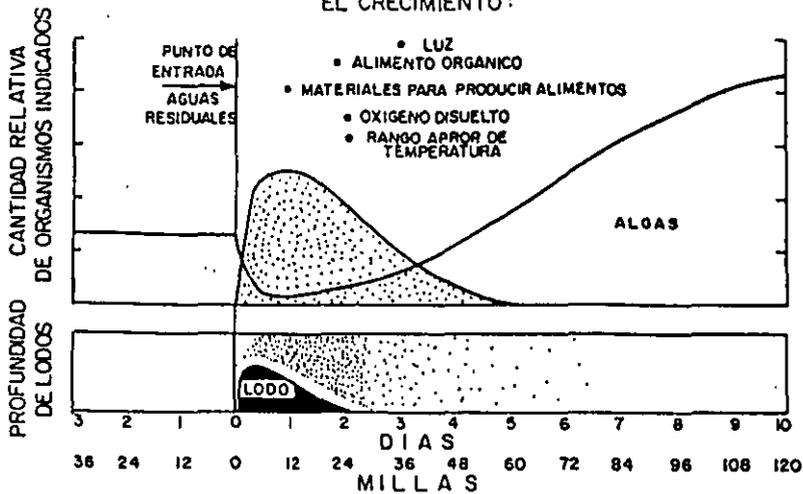


Fig. 5 Cerca de la descarga de aguas residuales, los hongos alcanzan el máximo crecimiento. Estos están asociados con los depósitos de lodos que se ilustran en la parte baja de la curva. El lodo se descompone gradualmente; y, conforme la corriente se aclara, empiezan a desarrollarse y multiplicarse las algas.

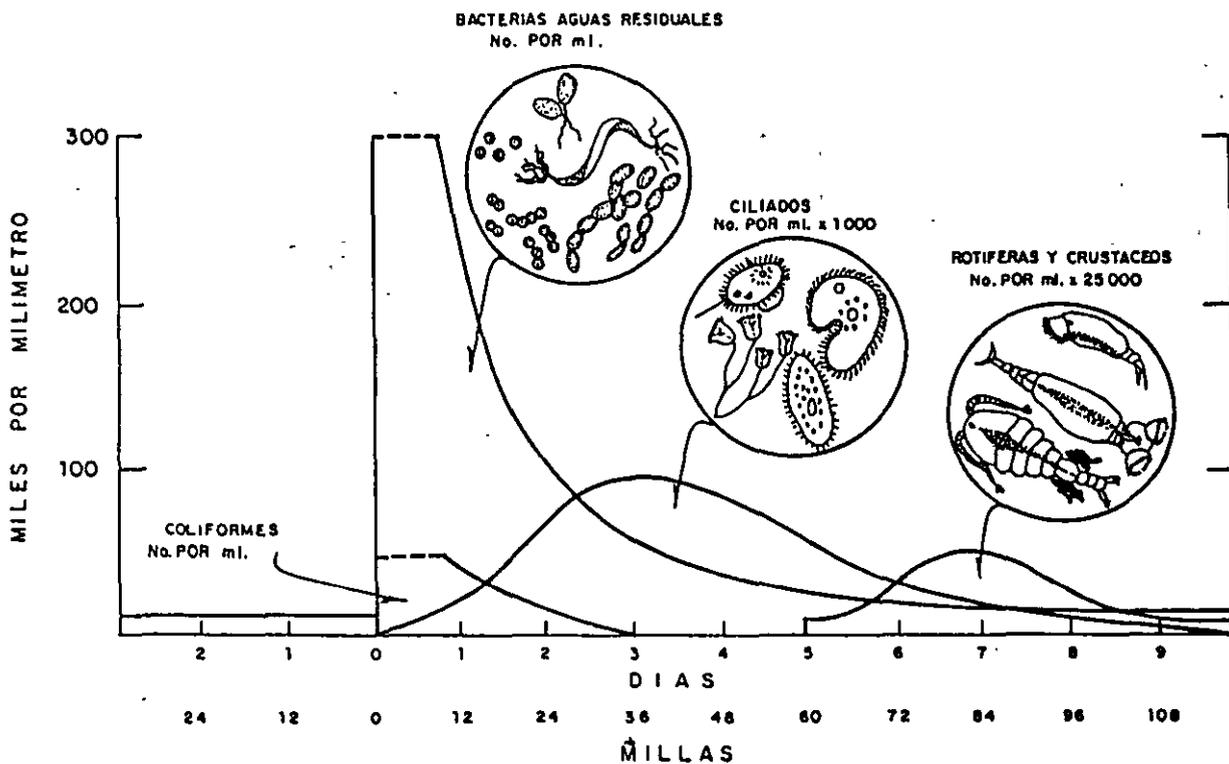


Fig. 6 Las bacterias prosperan con los ciliados y finalmente son devoradas por estas. A su vez, los ciliados sirven de alimento a rotíferos y crustáceos.

LA BIOTA

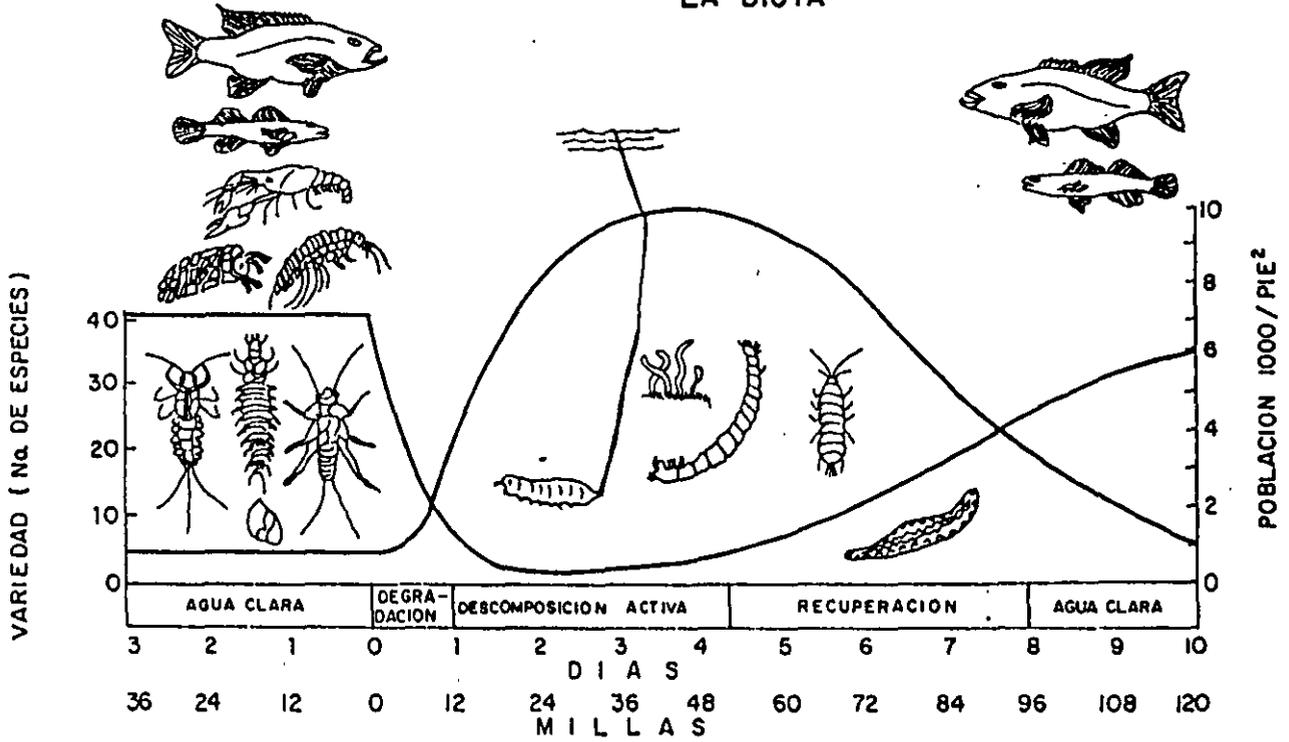


Fig. 7 La curva superior ilustra las fluctuaciones en el número de especies; la curva inferior indica las variaciones en el número de cada espacio.

Aguas arriba de la descarga (aguas claras), hay una gran variedad de organismos pero pocos de cada clase. En el punto de descarga de aguas residuales, el número de diferentes especies se reduce y se reduce drásticamente la composición del biota. La nueva biota esta representada por unas pocas especies, pero hay un incremento impresionante en el número de individuos de cada clase comparado con la densidad de población aguas arriba.

La relación entre el número de especies y la población total, se expresa como un INDICE DE DIVERSIDAD DE ESPECIES (IDE), que se define como:

$$IDE = \frac{S - 1}{\text{Log. } I}$$

S= Número de especies

I= Número total de organismos individuales contados

Mientras mayor sea el índice más productivo es el sistema acuático

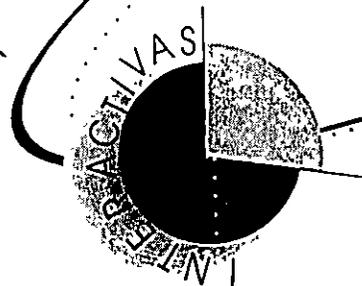
Eutroficación

Proceso natural de envejecimiento de lagos. Progresa independientemente de las actividades del hombre. La contaminación, no-obstante, acelera el proceso y reduce la esperanza de vida de un cuerpo de agua. El estado más joven del ciclo de vida se caracteriza por una baja concentración de nutrientes de plantas y poca productividad biológica (lagos oligotróficos). Después el lago es mesotrófico (intermedio) y finalmente el lago se convierte en eutrófico, muy productivo. El estado final previo a la extinción es una laguna, pantano o matorral.

El enriquecimiento con nutrientes y la sedimentación, son los contribuyentes principales al proceso de envejecimiento.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

2.- Características de las Aguas Residuales

Dr. Pedro Martínez P.
Junio 20 de 1997



CARACTERISTICAS FISICAS, QUIMICAS Y BIOLOGICAS DEL AGUA.

I. Introducción

En general las mediciones de la calidad del agua se agrupan en: **FISICAS, QUIMICAS Y BIOLOGICAS**. Estas son medidas gruesas, pues no se hace distinción entre las especies individuales; por ejemplo: **solidos en suspensión, olor, alcalinidad, dureza, demanda bioquímica de oxígeno**, etc. Estos parámetros gruesos son los de más fácil medición e interpretación y, por tanto, los de uso más común para describir la calidad del agua.

Cuando una característica individual es de interés, por ejemplo un determinado compuesto tóxico ó un ion metálico pesado, se utilizan medidas específicas.

2. El ciclo hidrológico y las características del agua.

En la Fig. 1 se representa esquemáticamente el flujo del agua a través del ambiente físico referido frecuentemente como el "Ciclo Hidrológico". La escala del tiempo es importante porque tanto el almacenamiento del agua superficial y del agua subterránea imponen retrasos importantes en el ciclo. También la calidad del agua en cualquier punto del ciclo es una variable dinámica.

El agua solo es "pura" en estado de vapor y, empieza a acumular impurezas tan pronto como ocurre la condensación.

En las gotas que forman las nubes se disuelven gases: oxígeno (O_2), bióxido de carbón (CO_2), dióxido de azufre (SO_2) y dióxido de nitrógeno (NO_2). Cuando estos gases se disuelven en el agua se producen ácidos minerales dando lugar a la lluvia ácida.

3. Impurezas en el agua natural

Al llegar a la superficie de la tierra el agua se percola dentro del suelo, convirtiéndose en agua subterránea, o bien, escurre por la superficie en forma de arroyos, corrientes y ríos. Los minerales se disuelven, tanto en el agua superficial como en la subterránea. Esta tiene una mayor concentración de sales disueltas ya que tiene un mayor contacto con el suelo.

Las impurezas químicas más comunes que se detectan en el agua en cantidades importantes son: **calcio, magnesio; sodio, potasio, bicarbonato, cloruro, sulfato, nitrato y silicatos**. También se encuentran rastros de otros iones como: **arsénico, plomo, cobre, hierro, manganeso**, y una amplia gama de compuestos orgánicos. Estos últimos normalmente se originan de cuatro fuentes principales:

- a) descomposición de plantas y materia animal
- b) escurrimiento de campos agrícolas
- c) aguas residuales (aguas de desecho municipales e industriales).

d) gestión inadecuada de descargas de residuos peligrosos.

Estos compuestos incluyen materiales húmicos, detergentes sintéticos, pesticidas, plaguicidas, herbicidas y solventes.

4. Métodos de análisis

Los métodos de análisis que se utilizan para definir las características físicas, químicas y microbiológicas del agua y de las aguas residuales, son generalmente los señalados en la siguiente publicación, de uso prácticamente universal:

" STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION
OF WATER AND WASTEWATER"
Edición 17, 1989

Preparada y publicada conjuntamente por:

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION
AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION
WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION

Oficina de publicación:

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION
1015 Eighteenth Street NW
Washington, D.C. 20036

Unidades de expresión:

Las unidades de uso común para expresar los resultados de los análisis físicos y químicos que describen las características correspondientes del agua y de las aguas residuales son:

a) Unidades de concentración

a.1. Molalidad (*m*)

$$m, \text{ moles/kg} = \frac{\text{moles de soluto, mol}}{1.0 \text{ kg de solvente}}$$

(una mol de un compuesto es su peso molecular expresado en gramos).

a.2. Molaridad (*M*):

$$M = \frac{\text{mol}}{1} = \frac{\text{moles de soluto}}{1.0 \text{ lt. de solución}}$$

a.3. Concentración de masa (concn.):

$$\text{Concentración, g/m}^3 = \frac{\text{masa del soluto, g}}{1.0 \text{ m}^3 \text{ de solución}} \approx 1 \text{ g/m}_3 = 1 \text{ mg/lt.}$$
$$1 \text{ g/m}^3 = 1 \text{ mg/l}$$

a.4. Normalidad (N):

$$N, \text{ eq/m}^3 (\text{m eq/l}) = \frac{\text{equivalentes de soluto, eq(meq)}}{1.0 \text{ lt. de solución}}$$

$$\text{masa equivalente, g/eq (mg/meq)} = \frac{\text{masa molecular, g(mg)}}{z \text{ eq (meq)}}$$

para la mayoría de los compuestos, z es igual al número de átomos de hidrógeno reemplazables o su equivalente.

$$1 \frac{\text{eq}}{\text{m}^3} = 1 \text{ meq/l.}$$

a.5. Partes por millón (ppm):

$$\text{ppm} = \frac{\text{masa de soluto, g}}{10^6 \text{ g de solución}}$$

$$\text{ppm} = \frac{\text{concn. g/m}^3}{\text{peso específico del líquido}}$$

5. Características Físicas del Agua

La mayor parte de nuestras impresiones sobre la calidad del agua se basan en sus características físicas.

Esperamos que el agua sea clara, incolora e inodora.

En la Tabla 1, se indican los análisis de uso común para determinar las impurezas físicas en el agua y en las aguas residuales.

TABLA I. ANALISIS PARA DETERMINAR LAS IMPUREZAS FISICAS EN AGUA Y EN AGUAS RESIDUALES.* (Procedimientos detallados en Métodos Estándar, Pub. Hlth. Assn. Edición 19, 1992.)

P R U E B A	ABREVIATURA/ DEFINICION	U S O
Turbiedad	UNT-Unidades Nefelométricas de turbiedad.	Estimar la claridad del agua.
Sólidos		
Sólidos totales	ST	Evaluar el potencial de las aguas residuales para reuso y determinar el proceso más apropiado para su tratamiento
Sólidos totales volátiles	STV	
Sólidos suspendidos	SS	
Sólidos suspendidos volátiles	SSV	Las pruebas de SDT evalúan la adecuabilidad de las fuentes de agua para uso municipal, industrial o agrícola.
Sólidos disueltos totales (TS-SS)	SDT	
Sólidos sedimentables	ml/l	Para determinar aquellos <u>sólidos</u> que se asentarán por acción de la gravedad en un período de tiempo específico; los datos de la prueba se utilizan para diseño de instalaciones de sedimentación.
Color	Varios matices de amarillo a café claro, gris y a negro	Para evaluar la presencia de agentes colorantes naturales y sintéticos en el agua. Para evaluar la condición del agua residual (fresca o séptica.)
Olor	Concn. umbral mínima de olor detectable (CUMOD)	Para evaluar problemas de olores.
Temperatura	°C	Para diseñar y operar sistemas de tratamiento biológico y de otro tipo; para determinar la concentración de saturación de gases.

SOLIDOS

Aparte de los gases disueltos, todos los contaminantes en el agua contribuyen a la carga de sólidos.

Los sólidos pueden clasificarse:

- de acuerdo a su tamaño y estado
- por sus características químicas
- de acuerdo a la distribución de su tamaño

* *Tamaño de los sólidos*

En la práctica se dividen en dos grupos:

Disueltos (SD) (incluyen coloides y partículas pequeñas en suspensión) FILTRABLES

Suspendidos (incluyen a los sedimentables) (SS) NO FILTRABLES

La distinción se marca utilizando un filtro-membrana con tamaño de poro de aproximadamente 1.2 μm .

Cualquier partícula que pasa por el filtro se considera disuelta y cualquier partícula retenida se considera suspendida.

La suma de los sólidos disueltos y suspendidos es el contenido total de sólidos.

* Características químicas de los sólidos

No volátiles o fijos

Volátiles: Por definición son aquellos que se volatilizan a una temperatura de 550°C.

En muchos casos se considera que son de naturaleza orgánica.

En la Figs.2-3-4 se presenta una clasificación práctica de los sólidos en aguas residuales municipales

* Determinación de sólidos en suspensión. Ejemplo.

Los sólidos suspendidos de una muestra de agua de río se determina por métodos gravimétricos utilizando un filtro de fibra de vidrio. Calcular los sólidos suspendidos en base a los siguientes datos de laboratorio.

Volumen de muestra = 200 ml

Tara filtro = 1.3255 g

Masa filtro + sólidos = 1.3286 g

Solución:

1. Masa de sólidos retenida por el filtro

Masa de filtro + sólidos = 1.3286 g

- Masa del filtro = 1.3255 g

Diferencia = 0.0031 g

$$0.0031 = 3.1 \text{ mg}$$

2. Calculo de los sólidos suspendidos en mg/l

$$\text{Sólidos suspendidos, SS} = \frac{3.1 \text{ mg} \times 1000 \text{ ml/l}}{200 \text{ ml de muestra}} = 15.5 \text{ mg/l}$$

NUTRIENTES APORTADOS POR ACTIVIDADES HUMANAS

El **nitrógeno** y el **fósforo** son esenciales para el crecimiento de plantas y animales. Por esta razón a estos elementos se les conoce como **nutrientes** o **bioestimulantes** cuando se descargan con las aguas residuales.

5.1 NITROGENO

Elemento complejo que puede existir en siete estados de oxidación. Desde el punto de vista de calidad del agua son de interés :

Nitrógeno orgánico

Nitratos $\rightarrow \text{NO}_3^-$

Amoniaco $\rightarrow \text{NH}_3$

Urea $\rightarrow [\text{CO}(\text{NH}_2)_2]$

Nitritos $\rightarrow \text{NO}_2^-$

Nitrógeno (gas) $\rightarrow \text{N}_2$

En la naturaleza el nitrógeno se cicla entre sus formas orgánica e inorgánica, como se ilustra en la Fig.6 , en lo que se conoce como el ciclo del nitrógeno.

5.2 FOSFORO

Al igual que el nitrógeno, es de gran importancia en el ambiente acuático. Compuestos del fósforo se utilizan frecuentemente para combatir la corrosión en sistemas de abastecimiento y de enfriamiento de agua y en la producción de detergentes sintéticos.

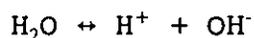
El fósforo es un elemento esencial para el crecimiento de algas y otros organismos acuáticos. Los compuestos de interés con relación a la calidad del agua son:

ORTOFOSFATOS	POLIFOSFATOS
Fosfato trisódico (Na_3PO_4)	Hexametafosfato de sodio [$\text{Na}_3(\text{PO}_3)_6$]
Fosfato disódico (Na_2HPO_4)	Tripolifosfato de sodio $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$
Fosfato monosódico (NaH_2PO_4)	Pirofosfato tetrasódico $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$
Fosfato diamónico [$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$]	Fósforo orgánico.

La concentración de fósforo en efluentes de aguas residuales tratadas es de 10 a 20 mg/l.

6. pH (CONCENTRACION DE IONES DE HIDROGENO)

Cuando el agua se ioniza ocurre la siguiente relación:



La expresión de equilibrio para esta reacción es:

$$\frac{[\text{H}^+][\text{OH}^-]}{[\text{H}_2\text{O}]} = K \text{ (constantes de equilibrio)}$$

Como la concentración molar del agua es esencialmente constante, se puede incorporar a la constante de equilibrio.

$$[\text{H}^+][\text{OH}^-] = K_w \text{ (constante de equilibrio para el agua)}$$

Para satisfacer el principio de electroneutralidad:

$$\Sigma \text{ Cationes} = \Sigma \text{ Aniones}$$

$$[\text{H}^+] = [\text{OH}^-]$$

Por tanto, es posible escribir: $[\text{H}^+]^2 = K_w$

Tomando el negativo del logaritmo

$$- \log [H^+] - 1/2 \log K_w =$$

Utilizando la notación que se aplica en la química, donde

$$pK = \log K$$

El pH del agua se define como:

$$pH = - \log [H^+] = \log \frac{1}{[H^+]} = 1/2 pK_w$$

En soluciones acuosas el valor de K_w a 25°C es igual a 10^{-14}

Por tanto, sustituyendo este valor en la ecuación para el pH, resulta:

$$pH = - \log [H^+] = 1/2 pK_w = 1/2 \log. 10^{-14} = 7.0$$

Cuando se disuelven en el agua contaminantes que tienen grupos H^+ ó OH^- ionizables, el equilibrio entre H_2O , o bien, H^+ y OH^- cambia y el valor del pH aumenta (se torna más básico) o, disminuye (se torna más ácido)

El pH es sumamente importante en la ingeniería sanitaria y ambiental porque afecta a las reacciones químicas y a los sistemas biológicos.

7. CARACTERISTICAS QUIMICAS DEL AGUA

En general la categoría de "materia orgánica" incluye la materia orgánica cuyos orígenes pueden ser de fuentes naturales (descomposición de plantas, hojas y árboles) y de actividades humanas.

La presencia de materia orgánica en el agua es indeseable porque:

- a. Puede producir olores
- b. Puede impartir olores y sabores al agua
- c. Causa disminución del oxígeno disuelto en ríos y lagos
- d. Interfiere con los procesos de tratamiento del agua
- e. Forma compuestos halogenados cuando se agrega cloro al agua con fines de desinfección.

Naturaleza de los compuestos orgánicos

La mayoría de los compuestos orgánicos se forman por combinaciones de **carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fósforo y azufre.**

Los principales compuestos orgánicos que se encuentran en las aguas residuales, y en menor grado en las aguas naturales incluyen **proteínas (40-60%), carbohidratos (25-50%) y lípidos (15%).**

CARBOHIDRATOS

Contienen **carbono, hidrógeno y oxígeno.** Incluyen **azúcares, almidones, celulosa y fibra de madera.**

Son los componentes principales de los tejidos vegetales y de algunos tejidos animales.

La mayoría de los carbohidratos son fácilmente biodegradables (excepción: celulosa y fibra de madera).

Por tanto, si se vierten en aguas naturales causarán la disminución de oxígeno en las aguas.

PROTEINAS

Son el constituyente principal del tejido animal.

Contienen **C - H - O - N - S.** El contenido de nitrógeno es del orden del 15% en masa. Generalmente son el resultado de combinaciones de 26 aminoácidos que comparten una estructura común. Por ejemplo, la fórmula del aminoácido más común, la **glicina**, es $C_2H_5NO_2$.

LIPIDOS

Son componentes de tejido vegetales y animales, que son insolubles en el agua, pero que son solubles en éter o en otros solventes orgánicos. En aguas residuales corresponden a esta clasificación: **sebos, grasas, aceites y ceras.** No son fácilmente biodegradables.

COMPUESTOS ORGANICOS SINTETICOS

Se estima que desde 1940 se han sintetizado más de 100,000 compuestos orgánicos.

Agentes tensoactivos

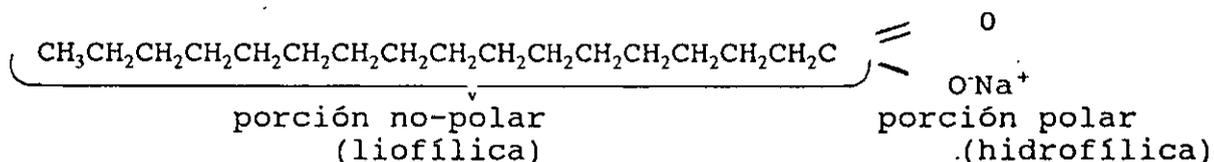
Los glicéridos y otras grasas son algunos de los agentes comunes que ocasionan la adherencia de suciedad a las superficies. La

limpieza implica encontrar un agente que pueda utilizarse para liberar este material de las superficies a las que está adherido. Cuando se agrega jabón o algún detergente sintético al agua, los extremos no polares de la molécula del jabón o del detergente tienden a introducirse (disolverse) en el material grasoso. El extremo polar resiste esta acción, y mediante el auxilio de agitación mecánica o calor, la partícula adherida se disgrega en partículas pequeñas que pueden removerse fácilmente lavando.

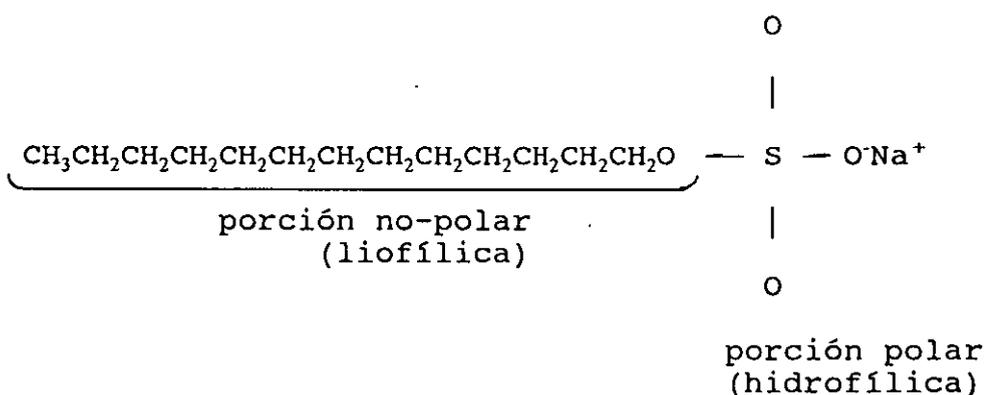
Antes de 1965, en EUA, el agente tensoactivo de los detergentes sintéticos era del tipo **sulfonato de alquilobenceno (ABS)**. Estos detergentes eran de difícil tratamiento por medios biológicos.

A partir de 1965 los detergentes tipo **ABS** fueron reemplazados por sulfonatos lineales de alquilobenceno (**LAS**), que son biodegradables.

La presencia o ausencia de detergentes en el agua, generalmente se registra en términos del cambio de color de una solución estándar de colorante de azul de metileno MBAS (methylene-blue active substance). El procedimiento se indica con detalle en Métodos Estándar para el análisis de Aguas y Aguas Residuales.

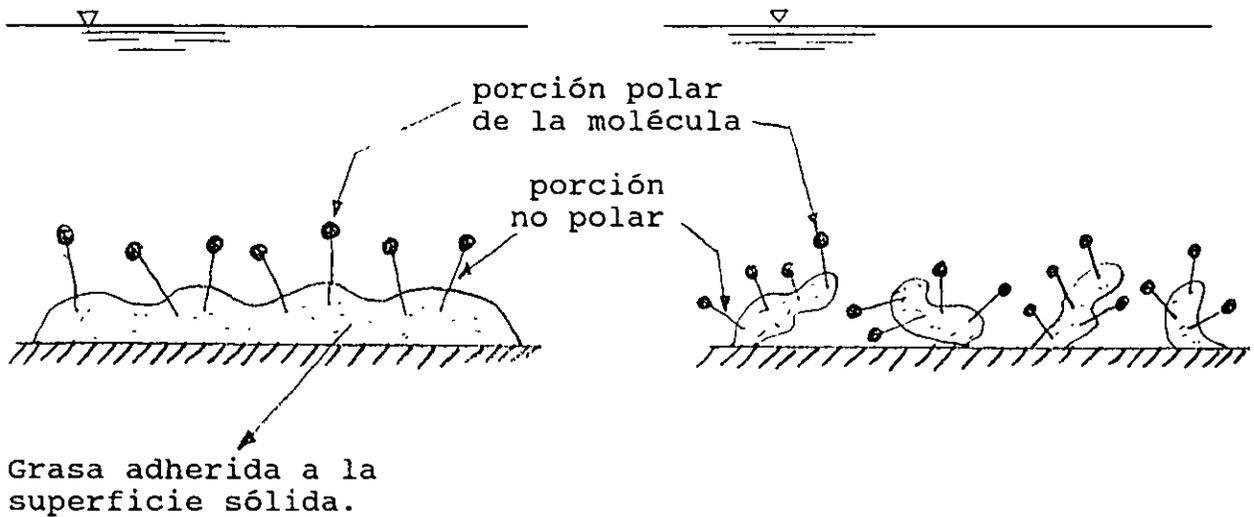


a) Jabón ordinario. Estearato de sodio $\text{C}_{17}\text{H}_{35}\text{COO}^-\text{Na}^+$



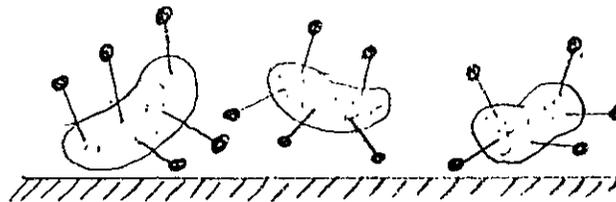
b) Detergente sintético típico. Sulfato de laurilo sódico
 LAS $[\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{10}\text{CH}_2\text{OSO}_2\text{O}^-\text{Na}^+]$

FIG. 7 REPRESENTACION ESQUEMATICA DE MOLECULAS DE:
 a) JABON ; b) DETERGENTE



a) Unión de la porción no-polar de la molécula en la grasa (ETAPA 1^ª)

b) Desprendimiento por calor y acción mecánica (ETAPA 2^ª)



c) Suspensión en agua de lavado (ETAPA 3^ª)

FIG. 8 REPRESENTACION ESQUEMATICA DE LA ACCION DE LAS MOLECULAS DE JABON Y DETERGENTE EN EL PROCESO DE LIMPIEZA

PESTICIDAS Y AGROQUIMICOS

Los químicos que se utilizan en la agricultura (agroquímicos) para combatir enfermedades y plagas son de origen antropogénico. La presencia de estas sustancias en el agua es objetable porque son tóxicas a la mayoría de los organismos acuáticos; además, muchos son considerados carcinógenos.

En general los agroquímicos se agrupan en cuatro categorías principales en base a su estructura molecular.

- a. Hidrocarburos clorados.- Aldrin ($C_{12}H_8Cl_6$)
- b. Organofosfatos. Ej., Malatión ($C_{10}H_{19}O_6PS_2$)
- c. Carbamatos. Ej., Carbil ($C_{12}H_{11}NO_2$)
- d. Derivados de Urea. Ej., Fenuron ($C_9H_{12}N_2O$)

SOLVENTES PARA LIMPIEZA

Algunos de los compuestos orgánicos de esta categoría se sabe o se sospecha que son carcinógenos. Recientemente se han detectado en las aguas subterráneas en las proximidades de instalaciones industriales.

Algunos de los solventes más comunes son: ACETONA, BENCENO, TETRACLORURO DE CARBONO, ALCOHOL ETILICO, HEPTANO, ALCOHOL METILICO, ACEITE DE PINO, TRICLOROETANO.

TRIHALOMETANOS (THM)

Se ha descubierto hace años, que el cloro que se utiliza para la desinfección del agua y de las aguas residuales, puede reaccionar con algunas de las sustancias orgánicas presentes en estas aguas para formar CLOROFORMO (un trihalometano) y otros hidrocarburos clorados.

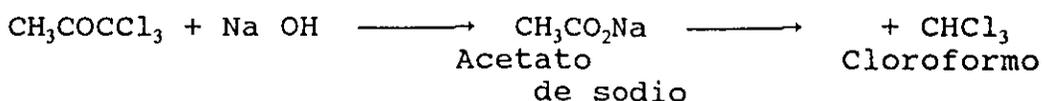
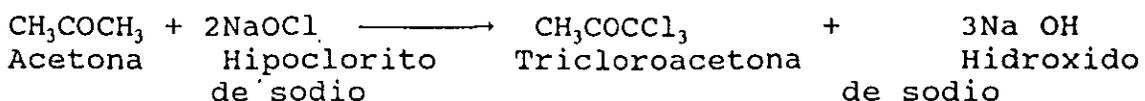
Las sustancias orgánicas involucradas en la reacción con cloro se conocen como precursores. Se sospecha que estos compuestos son carcinógenos.

En general los THM se forman cuando elementos del grupo de los halógenos: CLORO, BROMO ó YODO reaccionan con las sustancias orgánicas.

Los principales THM de interés en agua y en aguas residuales son:

- 1.- $CHCl_3$ Cloroformo
- 2.- $CHCl_2Br$ Bromodiclorometano
- 3.- $CHClBr_2$ Clorodibromometano
- 4.- $CHBr_3$ Bromoformo

Ejemplo. Formación de cloroformo por adición de cloro.



El ácido húmico es un precursor natural

Los THM se determinan mediante la extracción de una muestra con un solvente apropiado (pentano o isooctano) y aplicando cromatografía de gas al extracto.

8. MEDICION DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA

Las pruebas de laboratorio que se utilizan generalmente para medir el contenido de materia orgánica en muestras de agua son:

- a.- Demanda Química de Oxígeno, DQO
- b.- Carbón Orgánico Total, COT
- c.- Demanda Total de Oxígeno, DTO
- d.- Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO
- e.- Demanda teórica de Oxígeno, DTeO

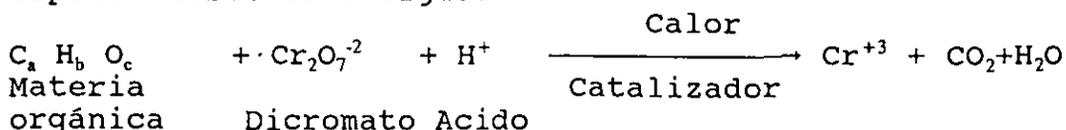
La prueba de DQO es una prueba química. Las determinaciones de COT y DTO son determinaciones instrumentales. La prueba de DBO involucra la utilización de microorganismos.

Si se conocen las fórmulas de los compuestos individuales presentes en el agua es posible calcular la DTeO a partir de consideraciones estequiométricas.

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (DQO)

La prueba de DQO se utiliza para medir el contenido de materia orgánica en aguas naturales, en aguas residuales municipales y en desechos industriales. El equivalente de oxígeno de la materia orgánica se determina utilizando un agente oxidante fuerte (DICROMATO DE POTASIO) en medio ácido (ACIDO SULFURICO). La prueba se efectúa a temperatura elevada utilizando un catalizador (SULFATO DE PLATA) para auxiliar en la oxidación de ciertos grupos de compuestos orgánicos resistentes.

Utilizando un exceso de dicromato como agente oxidante, la reacción para determinar el contenido de materia orgánica puede representarse como sigue:



Para determinar la cantidad de materia orgánica, se mide la cantidad de dicromato remanente al final de la prueba.

La diferencia entre la cantidad presente al principio y la cantidad remanente es, después de las conversiones apropiadas el equivalente de oxígeno que se requiere para oxidar la materia orgánica a CO_2 , H_2O , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , etc.

CARBON ORGANICO TOTAL (COT)

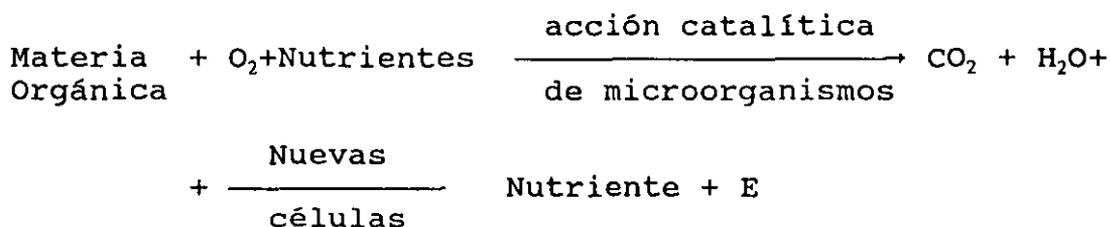
Para cantidades pequeñas de materia orgánica la determinación instrumental es satisfactoria. La muestra se evapora y oxida catalíticamente a CO_2 . La cantidad de CO_2 liberada se mide con un analizador infrarojo. Las muestras a ser analizadas se acidifican y airean previamente para extraer las formas de carbón inorgánico que pudieran estar presentes. La Fig.9 representa un diagrama de flujo para la determinación del contenido de carbón orgánico de una muestra de agua.

OXIGENO DISUELTO Y DEMANDA DE OXIGENO

El oxígeno es el parámetro de uso más generalizada para medir la calidad del agua. La presencia de oxígeno disuelto es fundamental para mantener la vida acuática y condiciones estéticas en las aguas.

Mecanismos de oxidación

En términos de demanda de oxígeno, el tipo más importante de reacción bioquímica es la oxidación de material orgánica.



Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO

La mayoría de los materiales orgánicos son biodegradables. Ciertos compuestos (ej. lignina, celulosa, petroquímicos sintéticos) son muy resistentes a la degradación biológica y se pueden considerar no-biodegradables.

Generalmente los valores de DBO son una medida del oxígeno que se requiere para la oxidación de la materia carbonosa de una mezcla no específica de compuestos orgánicos y, no, de compuestos puros. Los productos finales principales de la oxidación de la materia orgánica carbonosa son: CO_2 , NH_3 , H_2O .

Procedimientos de medición de la DBO.

La DBO de una muestra de agua se determina poniendo porciones alicuotas, con agua de dilución apropiada, en botellas de cristal de cuello y tapón esmerilado, de 300 ml de capacidad; incubando las botellas a una temperatura estándar (20°C); y, midiendo el cambio en la concentración de oxígeno molecular con el tiempo.

Las concentraciones de materia orgánica biodegradable en muchas muestras de agua tienen una demanda de oxígeno mayor que el valor de saturación del oxígeno (9.2 mg/l a 20°C y a nivel del mar) y, por tanto, frecuentemente se requiere la dilución de las muestras. Algunas muestras no tienen suficiente población bacteriana para efectuar la biooxidación de la materia orgánica disponible. En estos casos se requiere agregar una siembra de microorganismos apropiados y el efecto de esta siembra en el valor de la DBO debe tomarse en cuenta en el análisis. Al agua de dilución se le agregan nutrientes esenciales: N, P, K, Fe.

La técnica y el procedimiento estándar para medir la DBO se encuentran en los "METODOS ESTANDAR PARA EL ANALISIS DE AGUA Y AGUAS RESIDUALES", publicado por la American Public Health Association de EUA. (FIG. 10)

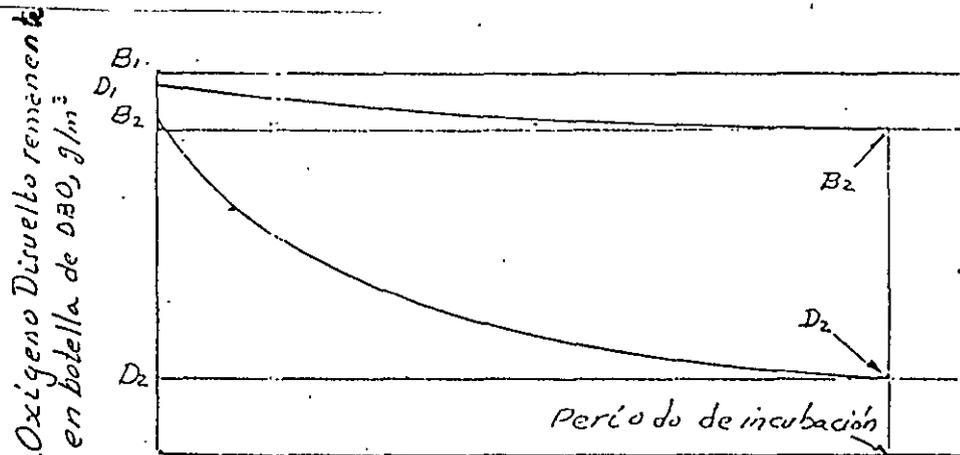


Fig.10. Representación esquemática del oxígeno consumido en la determinación de la DBO de una muestra de agua residual.

D_1 = OD de la muestra diluida, 15 minutos después de su preparación, g/m³

D_2 = OD de la muestra diluida, después de incubar, g/m³

B_1 = OD del agua de dilución con siembra, antes de incubar, g/m³

B_2 = OD del agua de dilución con siembra, después de incubar, g/m³

$D_1 - D_2 =$ Oxígeno consumido en la muestra, g/m^3

$B_1 - B_2 =$ Oxígeno consumido en el testigo, g/m^3

$$DBO = \frac{(D_1 - D_2) - (B_1 - B_2) f}{P}$$

donde,

DBO = Demanda Bioquímica de Oxígeno, g/m^3

$D_1 =$ OD de la muestra 15 min. después de su preparación, g/m^3

$D_2 =$ OD de la muestra diluida después de incubación a $20^\circ C$, g/m^3

$B_1 =$ OD del agua de dilución con siembra antes de incubar, g/m^3

$B_2 =$ OD del agua de dilución con siembra después de incubar, g/m^3

$f =$ Relación de siembra en muestra a siembra en control

$$f = \frac{\% \text{ siembra en } D_1}{\% \text{ siembra en } B_1}$$

$P =$ Fracción decimal de muestra utilizada;

$$P = \frac{V_s (\text{Volumen de muestra}), ml}{300 (ml)}$$

EJEMPLO DE CALCULO DE LA DBO DE UNA MUESTRA

Una muestra de agua se diluye por un factor de 10 utilizando agua de dilución con siembra. La medición de OD se hace a intervalos de un día. Los resultados se indican en la tabla siguiente. Determinese la DBO de la muestra, en función del tiempo.

TIEMPO (d)	OD DE LA MUESTRA DILUIDA, g/m ₃	OD DEL TESTIGO CON SIEMBRA, g/m ₃
0	8.55	8.75
1	4.35	8.70
2	4.05	8.66
3	3.35	8.61
4	2.75	8.57
5	2.40	8.53
6	2.10	8.49
7	1.85	8.46

$$DBO = \frac{(D_1 - D_2) - (B^1 - B_2) f}{P}$$

donde

$$f = \frac{90\%}{100\%} = 0.9$$

$$P = \frac{30 \text{ ml}}{300 \text{ ml}} = 0.1$$

TIEMPO (d)	DBO (g/m ₃)	TIEMPO (d)	DBO (g/m ₃)
0	0.00	4	56.4
1	41.50	5	59.5
2	44.20	6	62.2
3	50.80	7	64.4

Calculo de la DBO al concluir el primer día de incubación:

$$DBO_1 = \frac{(8.55 - 4.35) - (8.75 - 8.70) 0.9}{0.1} = 41.5 \text{ g/m}_3$$

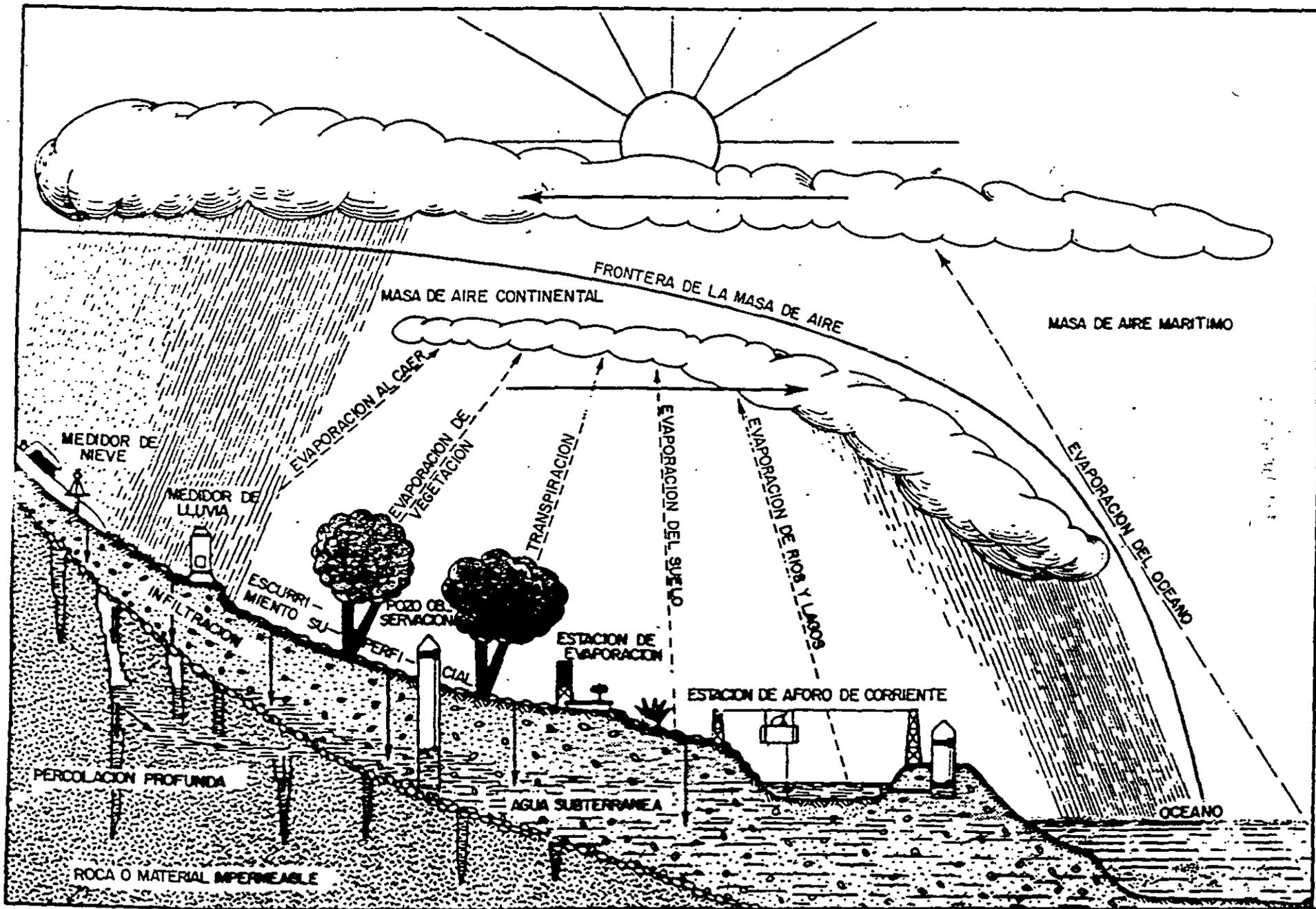


FIG. 1 EL CICLO HIDROLOGICO

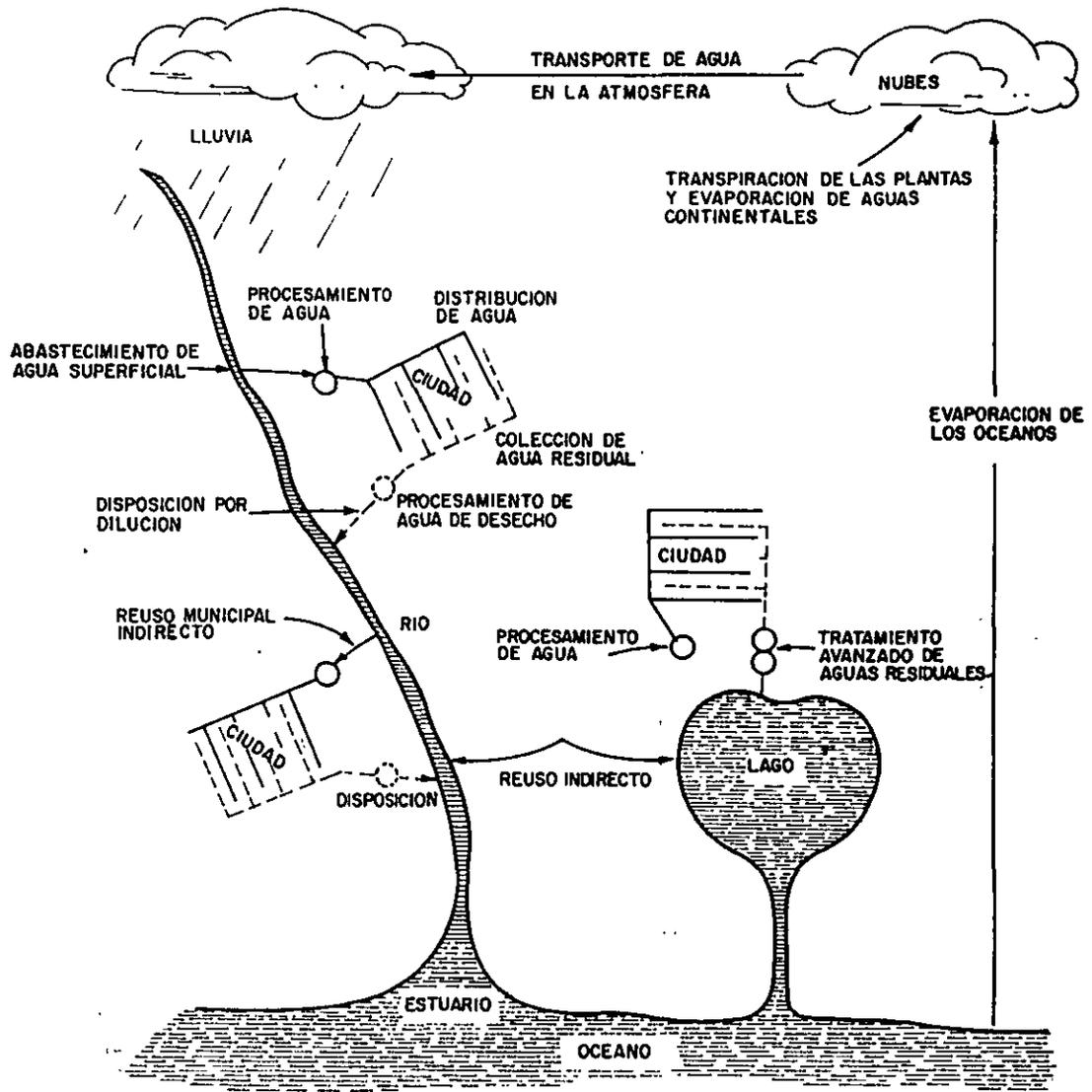


FIG. 1 bis. INTEGRACION DE LOS CICLOS DEL AGUA NATURAL E INDUCIDO POR EL HOMBRE

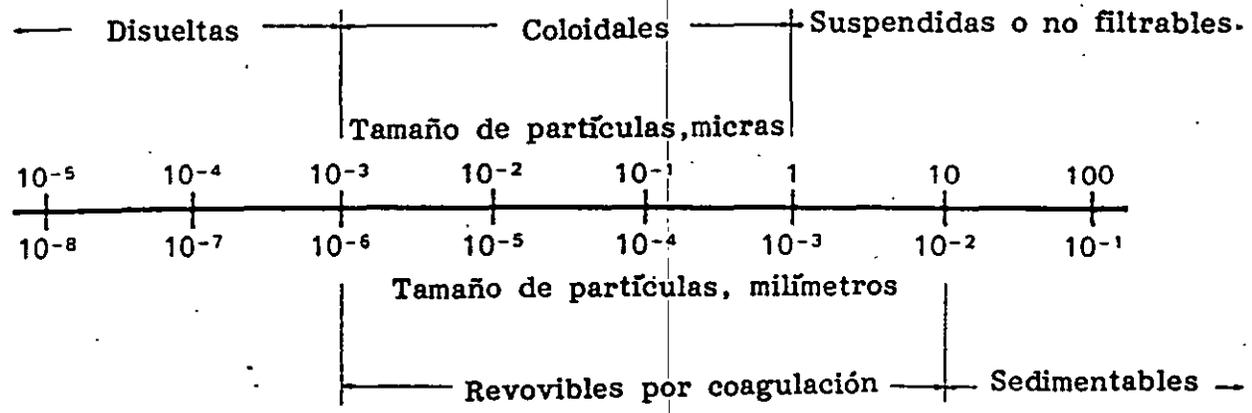


FIG. 2 CLASIFICACION Y RANGO DE TAMAÑO DE PARTICULAS EN AGUA.

FACTOR DE SEPARACION PRIMARIA

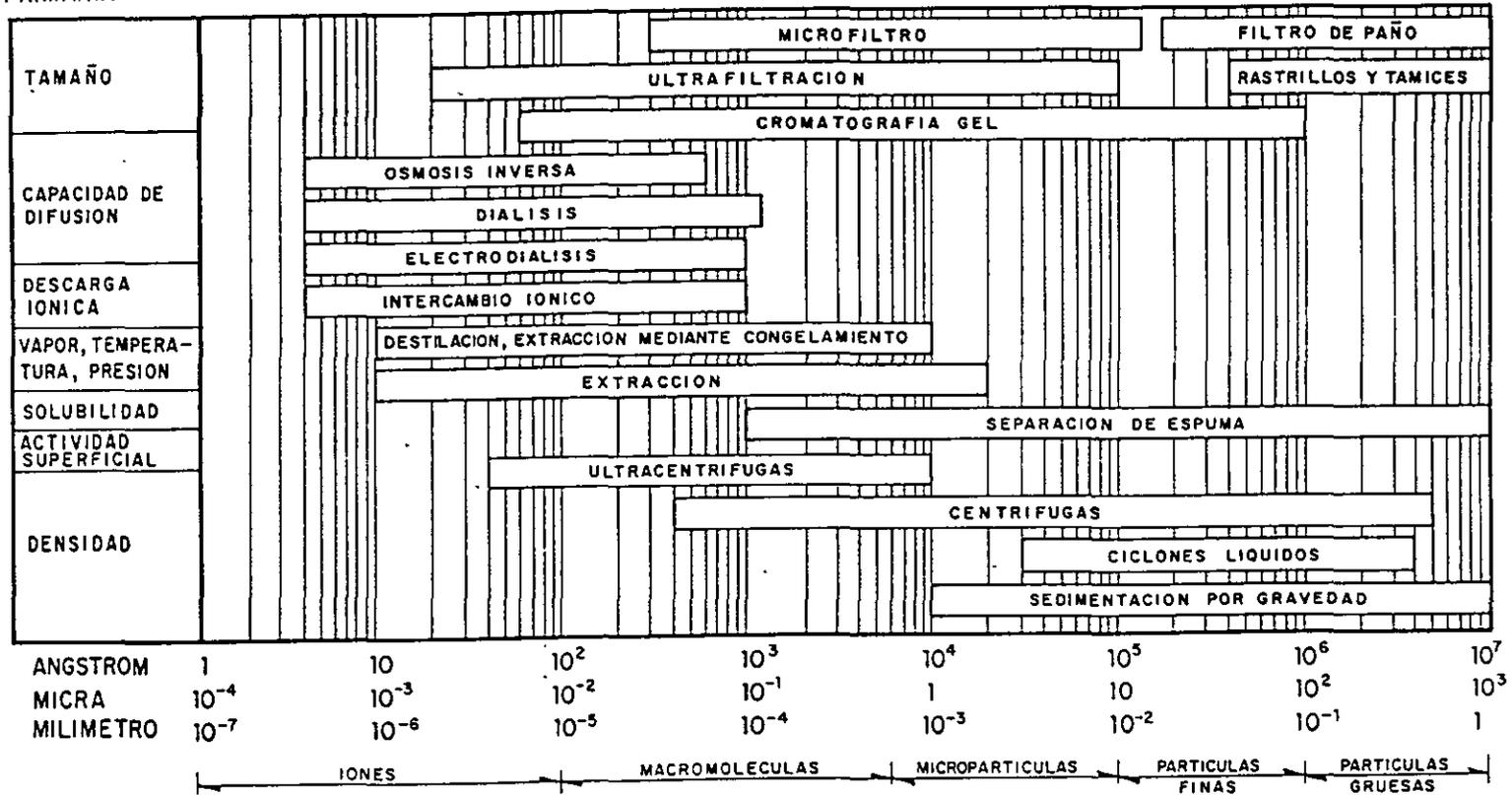


FIG 3 PROCESOS DE ELIMINACION DE IMPUREZAS EN AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

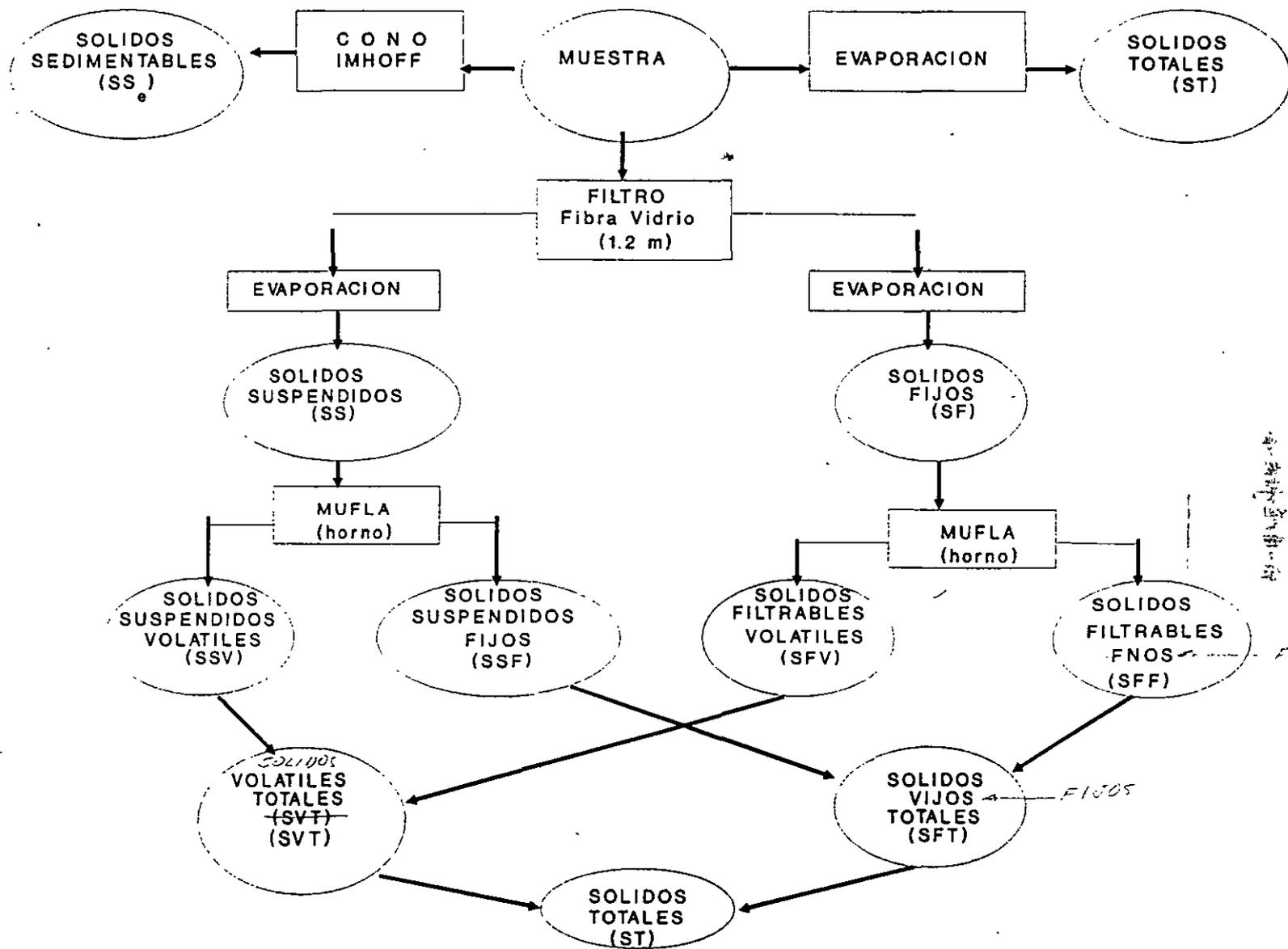
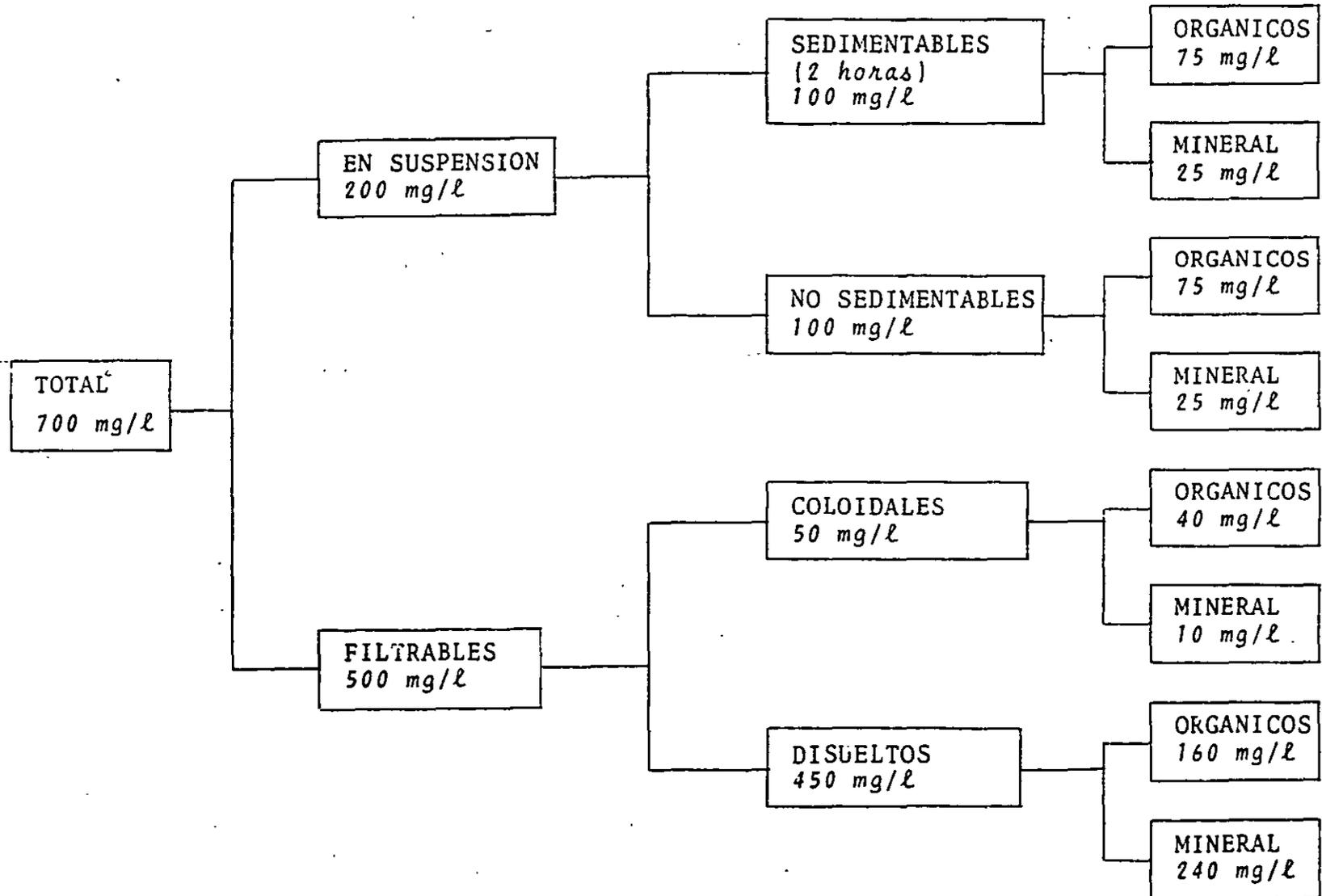
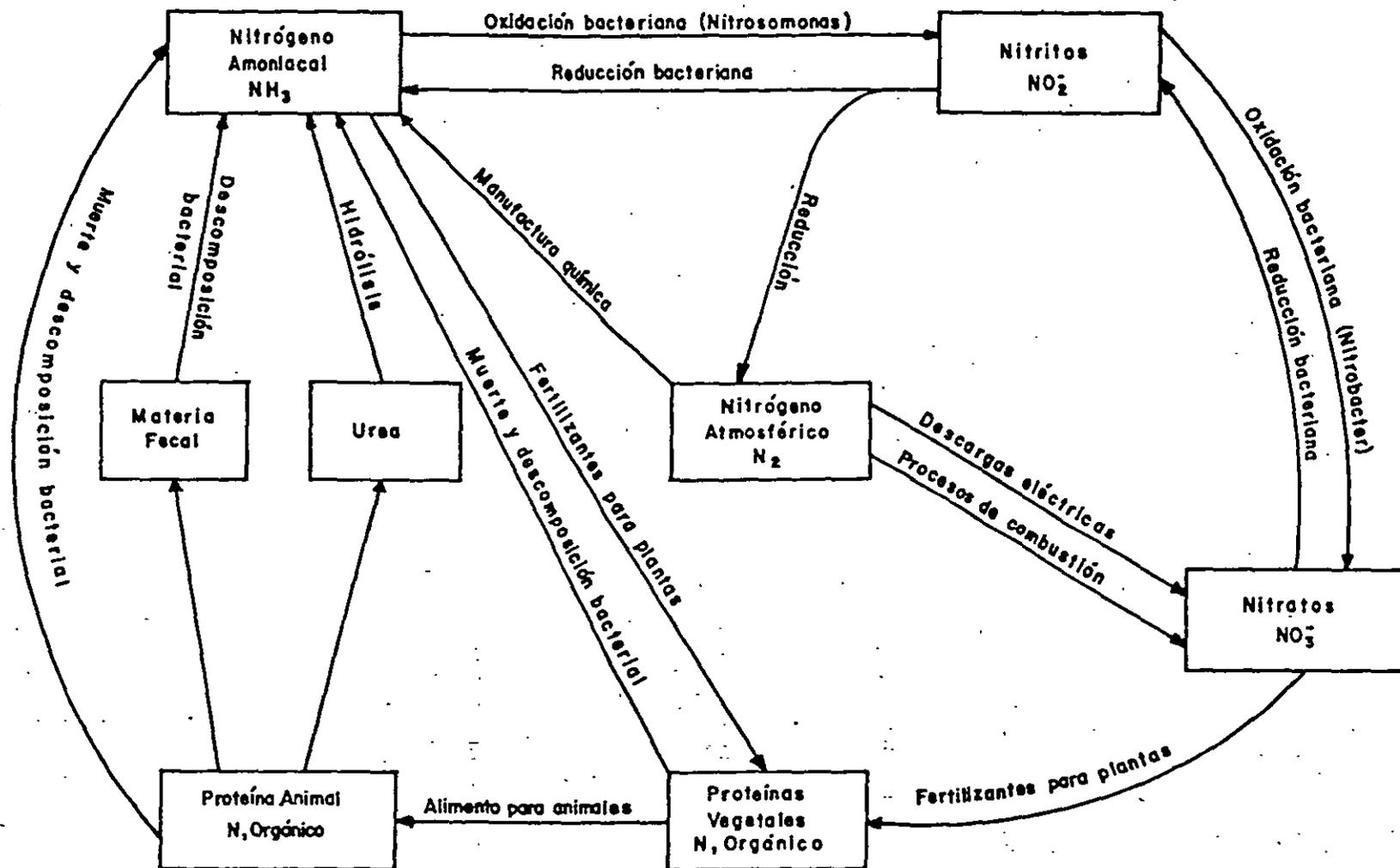


FIG.4 INTERRELACIONES DE SOLIDOS EN AGUA Y AGUAS RESIDUALES

FIG. 5 CLASIFICACION PROMEDIO DE SOLIDOS PRESENTES EN AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS

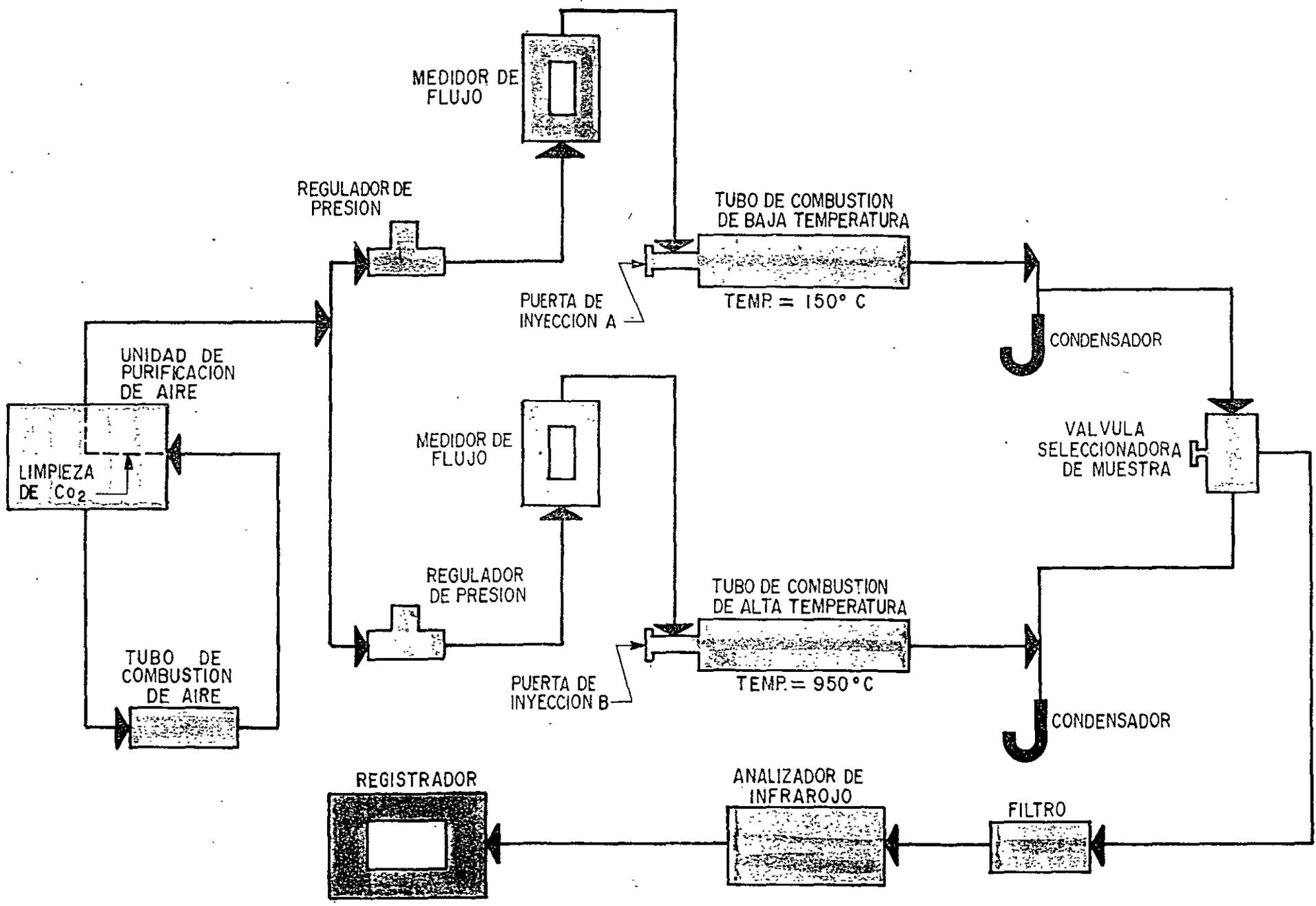
28





224

FIG. 6 CICLO DEL NITROGENO



25

FIGURA 9 — DIAGRAMA DE FLUJO DEL ANALIZADOR DE CARBONO

BIBLIOGRAFIA

1. Nemerow, N.L. "Liquid Waste of Industry. Theoris, Practices and Treatment". Addison-Wesley Publishing Co., 1971
2. Adams, C.E. y W.W. Eckenfelder, Jr. "Process Design Techniques for Industrial Waste Treatment", Enviro Press; Nashville, Tennessee; Austin, Texas E.U.A., 1974
3. Eckenfelder, W.W. y Ford, D.L. "Water Pollution Control" Pergamanon Press, 1970
4. Eckenfelder, W.W. "Industrial Water Pollution Control" Mc Graw Hill Book Co., 1972.
5. "Wastewater Engineering", Metcalf and Eddy, Inc. Mc Graw Hill Book Co., 1972.
6. APHA, AWWA, WPCF. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 14a. edición 1975.
7. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). "Handbook for Monitoring Industrial Wastewater". 1973.
8. Water Pollution Control Federation (WPCF). Journal. (publicación mensual).
9. American Chemical Society "Environmental Science and Technology" (Publicación Mensual). 2nd. Ed.
10. *Sampson, C.N. and McCarty, P.L. "Chemistry for Sanitary Engineers" v Mc. Graw Hill Book Co., 1967*

1997

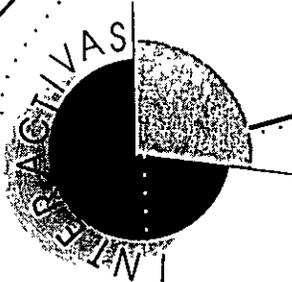
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

3.- Tratamiento Preliminar Cribado.

Dr. Pedro Martínez P.
Junio 20 de 1997



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 Suspendidos 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

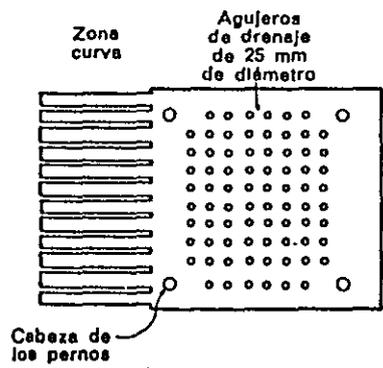
3.1 Rejillas de limpieza manual

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.

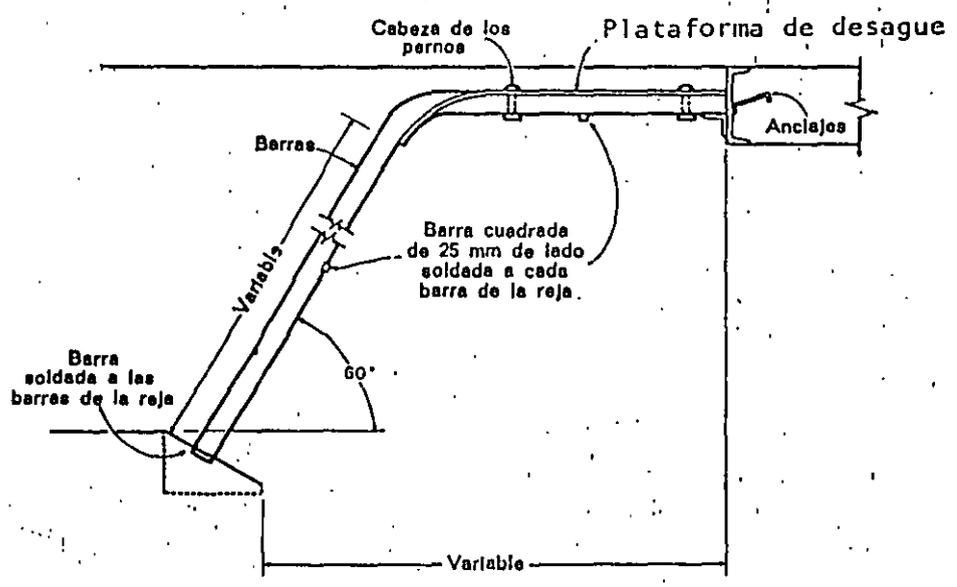
La longitud (profundidad) de la rejilla de limpieza manual no debe exceder de lo que pueda rastrillarse fácilmente a mano. En la parte superior de la rejilla deberá colocarse una placa perforada para que los sólidos removidos puedan almacenarse temporalmente para su desagüe. En la Figura 1 se muestra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

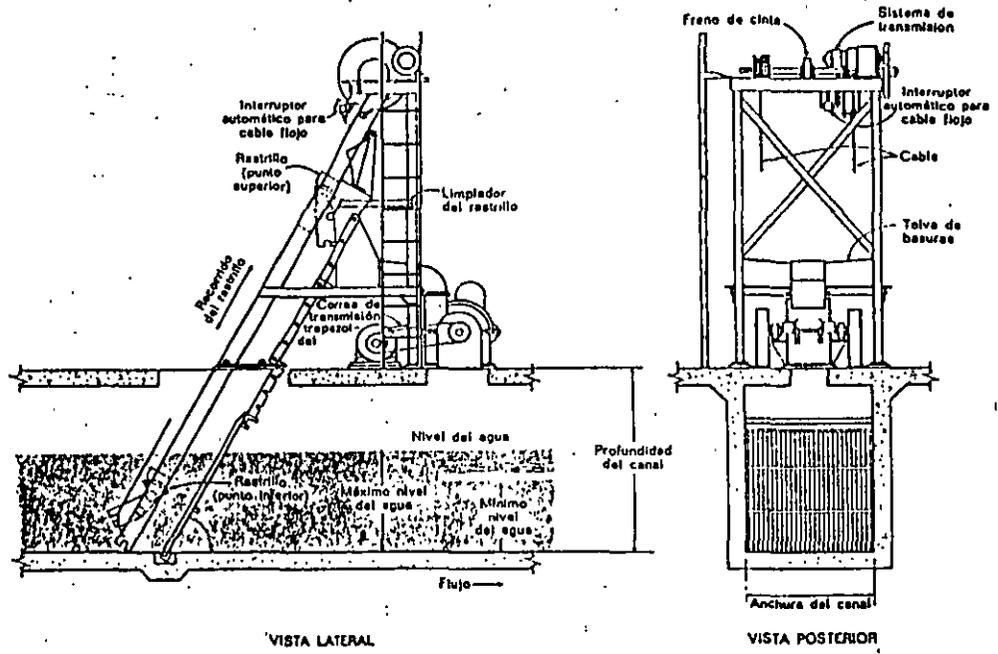


Figura 2 Rejilla mecánica de limpieza frontal

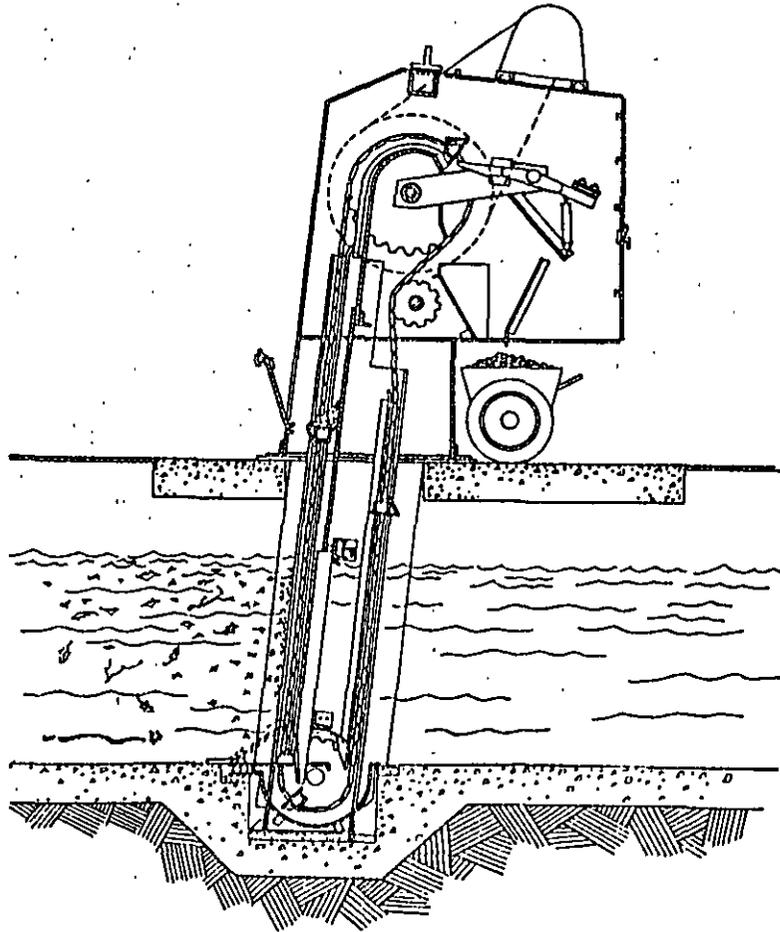


Figura 3 Rejilla mecánica de limpieza posterior

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.

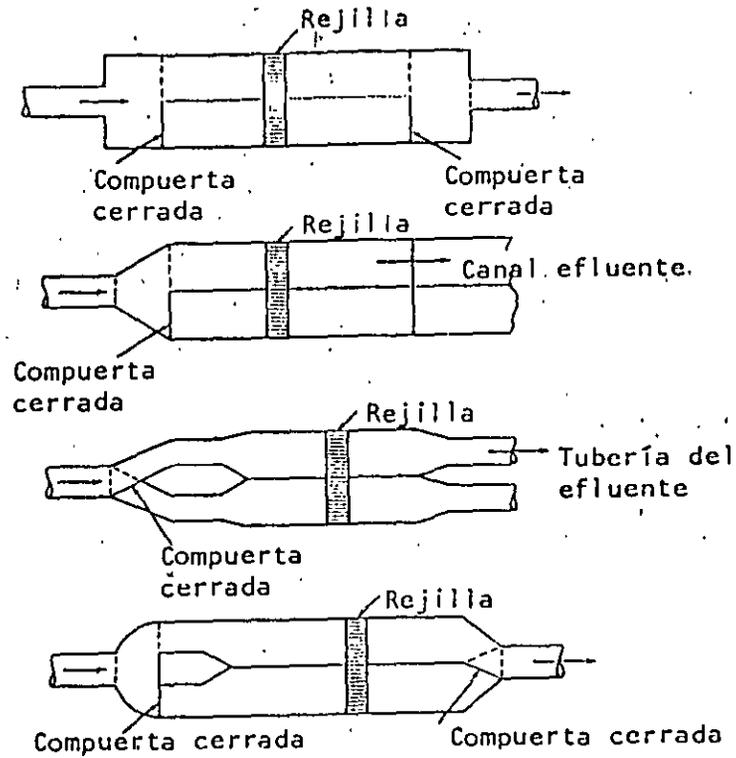


Figura 4 Arreglos de canales dobles con rejilla

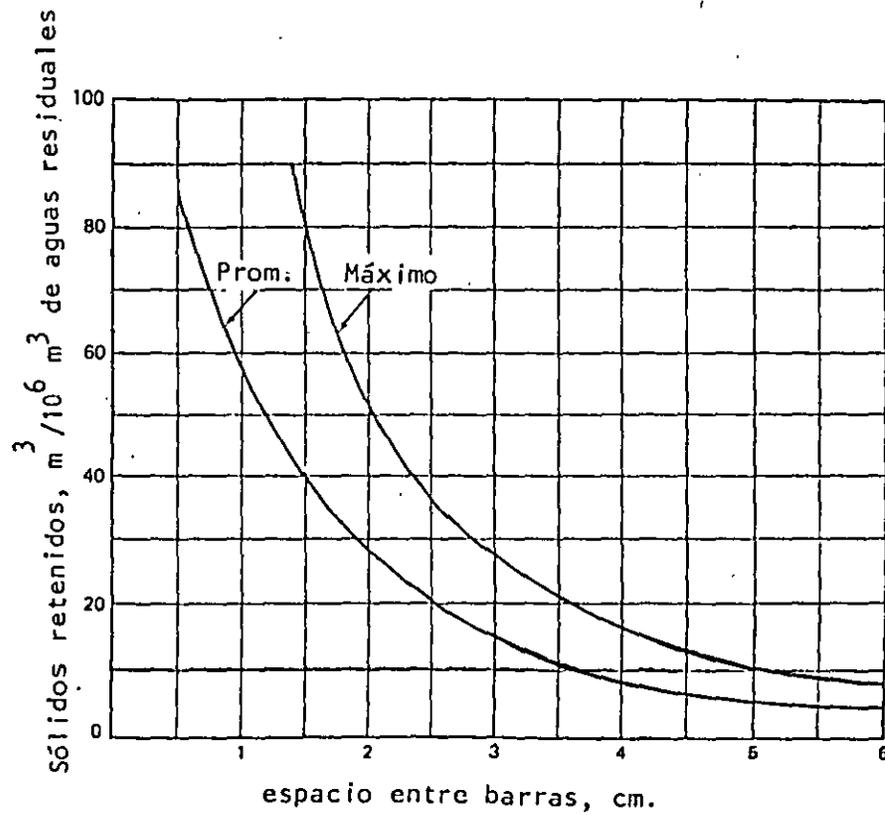


Figura 5 Cantidades de sólidos retenidos por rejillas de limpieza mecánica

5. INFORMACION REQUERIDA PARA EL DISEÑO DE REJILLAS

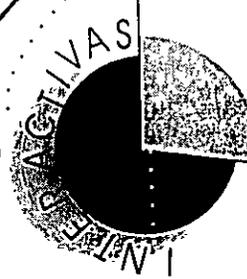
- a) Gastos de aguas residuales, incluyendo el flujo pico en época de lluvias y en época de secas y el gasto promedio de diseño.
- b) Datos hidráulicos y de diseño del conducto influente
- c) Criterios de diseño de la planta de tratamiento
- d) Velocidades a través de las barras
- e) Fabricantes de equipo 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

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

4.- Tratamiento Preliminar. Desarenadores: Teoría y Dimensionamiento

Dr. Pedro Martínez P.
Junio 20 de 1997



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, cascara 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 aereados, 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.

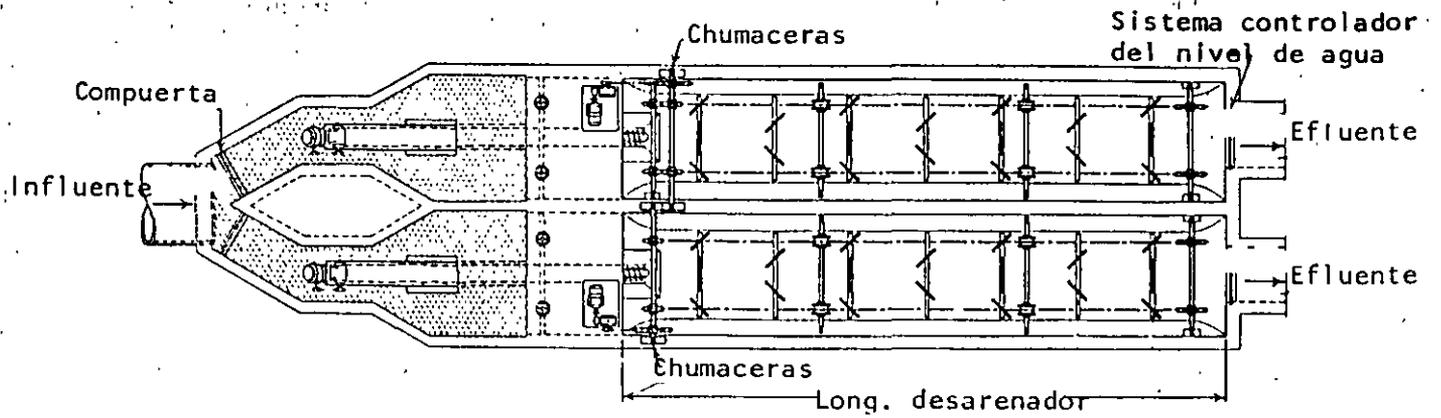
Los desarenadores aereados consisten en tanques sujetos a una aeración del tipo flujo en espiral donde la velocidad es controlada mediante sus dimensiones así como por la cantidad de aire suministrada a esa unidad.

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.

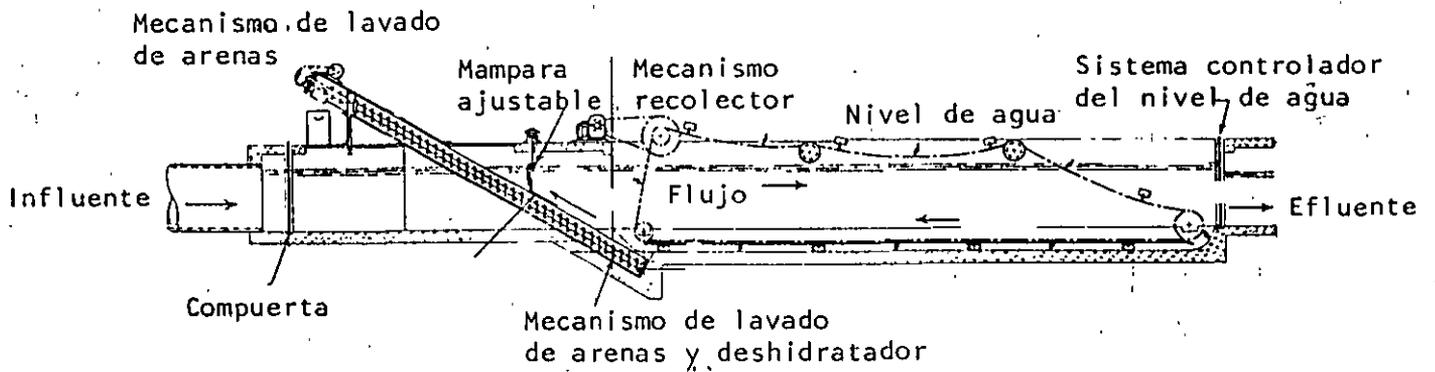
III.I Tanques desarenadores de flujo horizontal o velocidad controlada (Fig. 1).

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 tubulencia 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

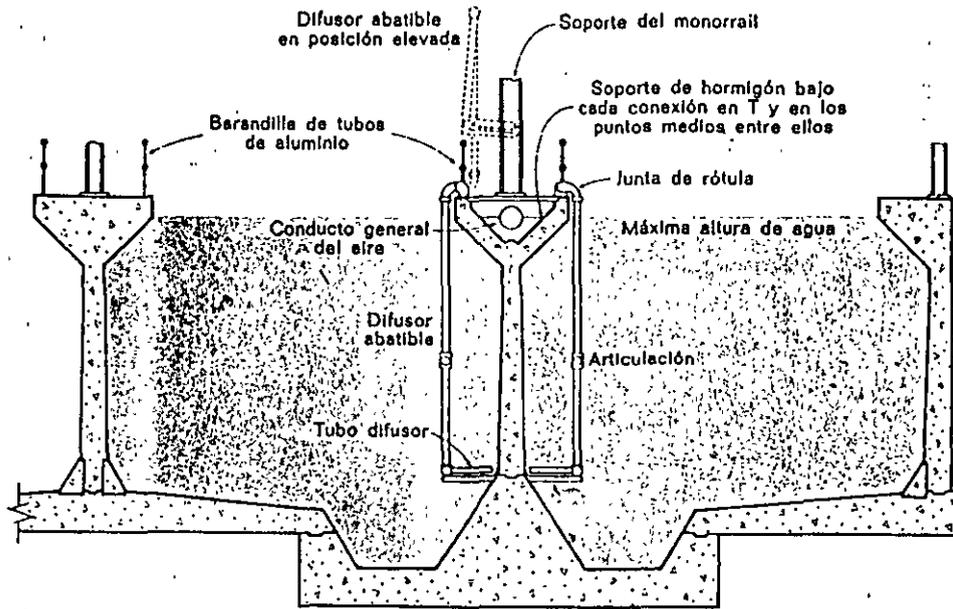


Figura 2. Sección transversal típica de un desarenador aerado

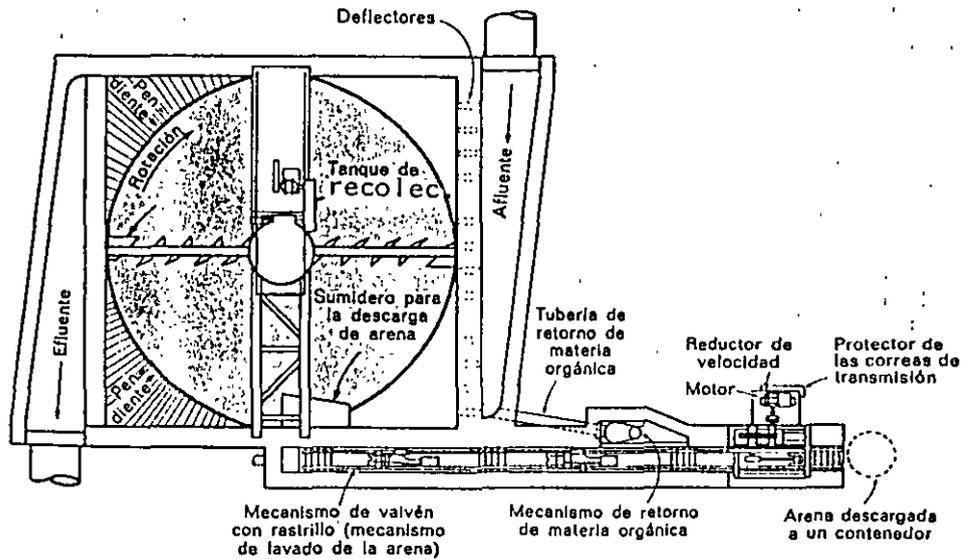


Figura 3. Desarenador de sección cuadrada o tanque de detritus

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

Q₁ = 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.

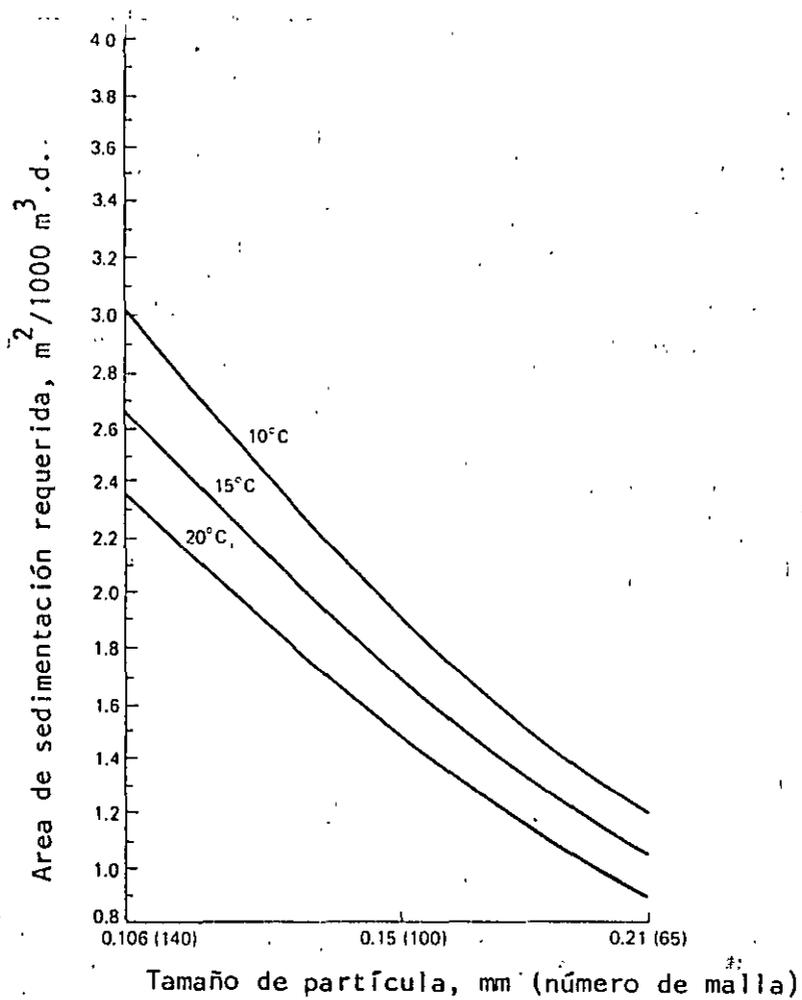


Figura 4. Area requerida por cada 1000 m^3 de aguas residuales para la sedimentación de partículas con gravedad específica = 2.65 a las temperaturas indicadas.

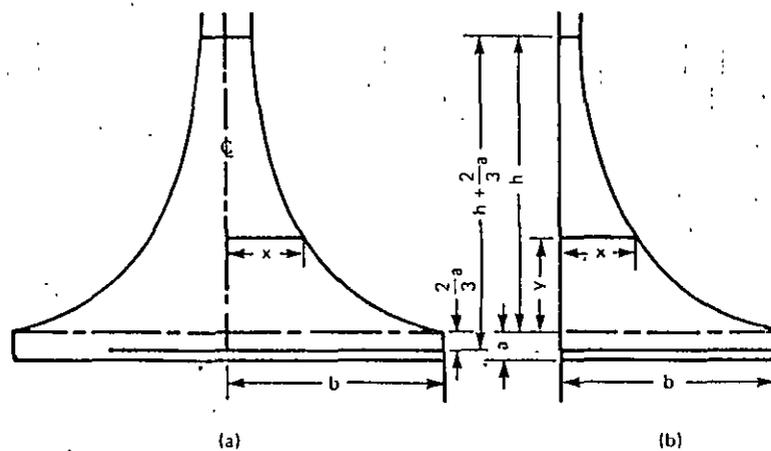


Figura 5. Elementos de un vertedor proporcional (a) y de un vertedor tipo Sutro (b)

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: $C_s = 0.023 \text{ m}^3/\text{s.m}^2$ 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:

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

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 $0.20 \text{ m}^3 / \text{semana}$ 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).

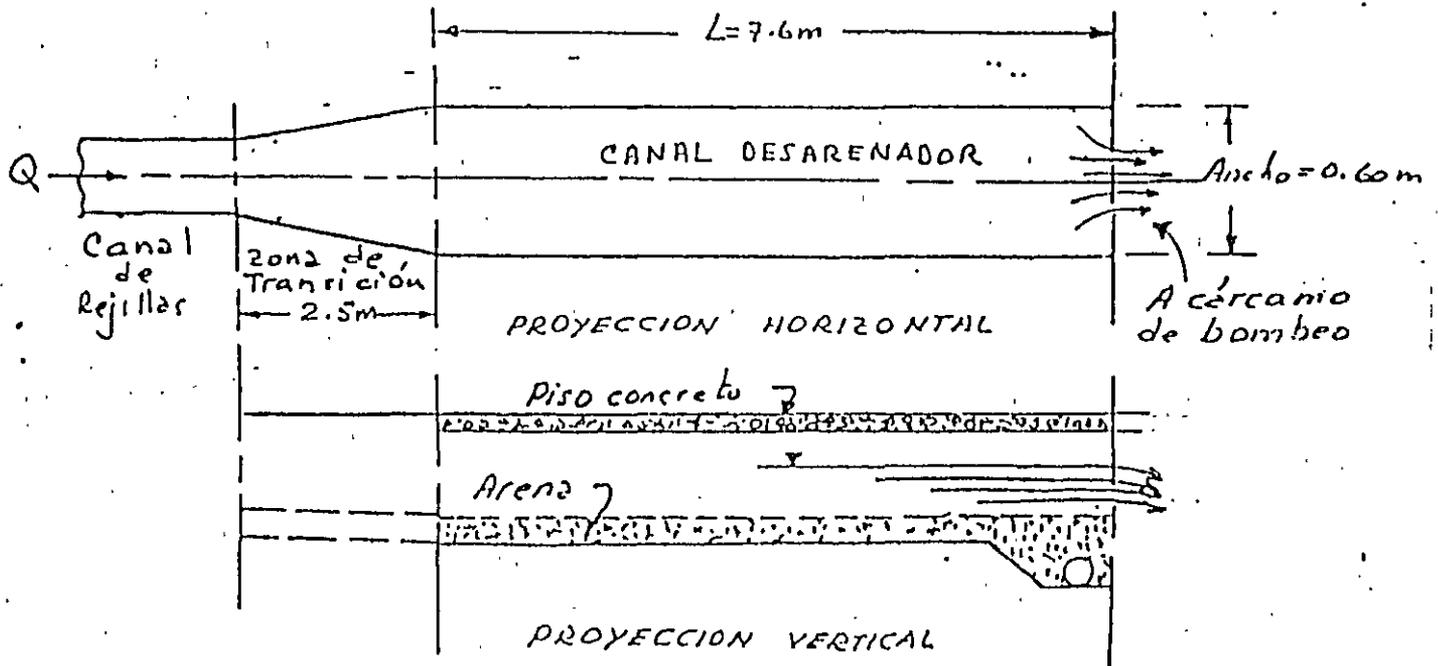


Figura 6 Desarenador del ejemplo VII.1

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:

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

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 aereados es especialmente importante que el tamaño de las unidades para el manejo de la arena este basado en el gasto máximo.

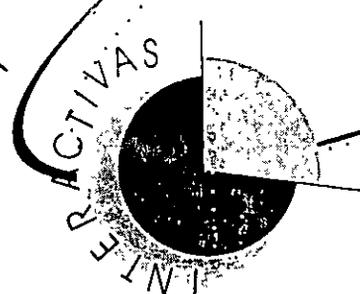
VIII. BIBLIOGRAFIA

- 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 Collegue Publishing, New York, 1985.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

5.- SEPARACIÓN DE GRASAS Y ACEITES. FLOTACIÓN

Ing. Enrique Garduño N.



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.

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

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 :

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

Donde:

Q_R Es el gasto de recirculación, y

p_1 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:

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

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_s , % 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_s 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 porciento 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 Suspendedos 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

$$A_s = \frac{Q_1 + Q_R}{V} = \frac{0.1 + 0.052}{0.00202} = 75.25m$$

Con sección rectangular:

$$\text{Si } L/B = 5, A_s = 5B^2 = 75.25m^2$$

$$B = 3.88 \text{ m, } L = 19.40 \text{ m y entonces } A_s = 75.27m^2$$

Con un tiempo de retención de 20 minutos:

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

$$\text{Tirante : } z = 182.4m^3 / 75.27m^2 = 2.42m$$

Se deja $z = 2.5m$

Con sección circular :

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

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

Se deja $Z = 2.5m$

(ii) Tanque de saturación de aire.

Tiempo de contacto: 2 minutos

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

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

$$D = 1.26 \text{ m, } z = 5.04 \text{ m}$$

Se deja $D = 1.3 \text{ m, y } z = 5.0 \text{ m}$

(iii) Comportamiento esperado del sistema

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

$$C_2 = 25 \text{ ppm, } C_s = 2.6 \%$$

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

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

$$Q_s = 0.1(400 - 25) / 26000 = 0.00144 \text{ m}^3/\text{seg}$$

$$\underline{Q_s = 1.5 \text{ lps}}$$

(iv) Condiciones de presión

K_H a 30°C, : 77,100 atm/frac. molar

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

$$\underline{P_2 = 1.242 \text{ atm.}} \quad \text{con : } m_G = 29, \quad m_L = 18$$

Con la ec. (11):

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

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

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

(v) Bombeo

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

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

$$\text{Seleccionando un equipo con 75\% de eficiencia: } 27.71 / 0.75 = 36.946$$

$$\text{Pot} = 36.95 \text{ HP; por tanto se selecciona un motor de } \underline{40 \text{ HP}}$$

(vi) Requisitos de aire

De la ec (10):

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

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

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

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

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.

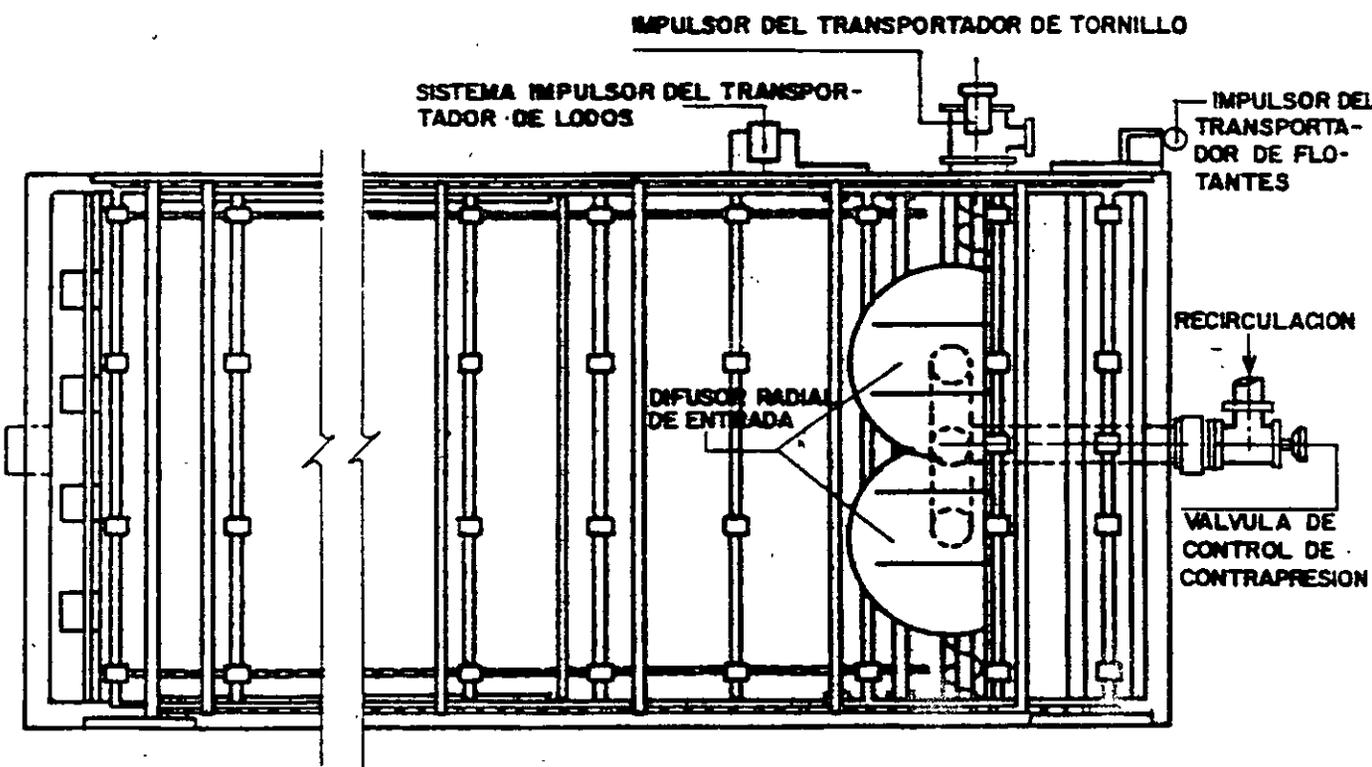
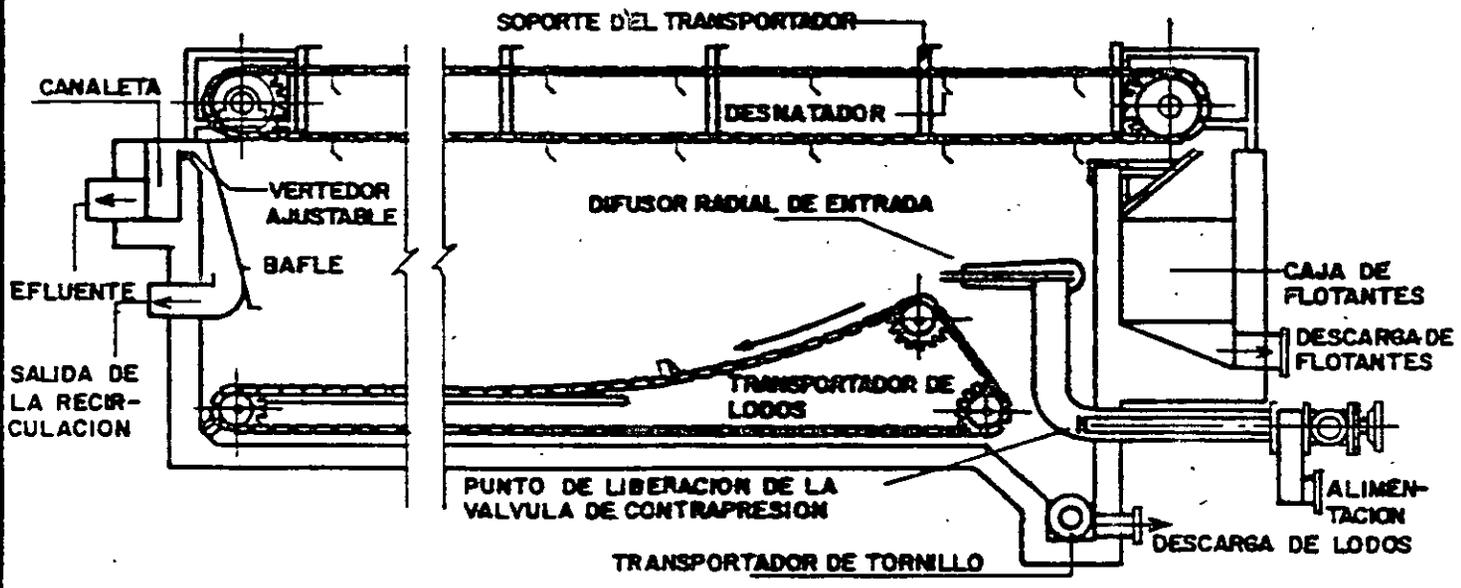


Fig 1. TANQUE DE FLOTACION - SECCION RECTANGULAR ESTRUCTURA DE CONCRETO REFORZADO

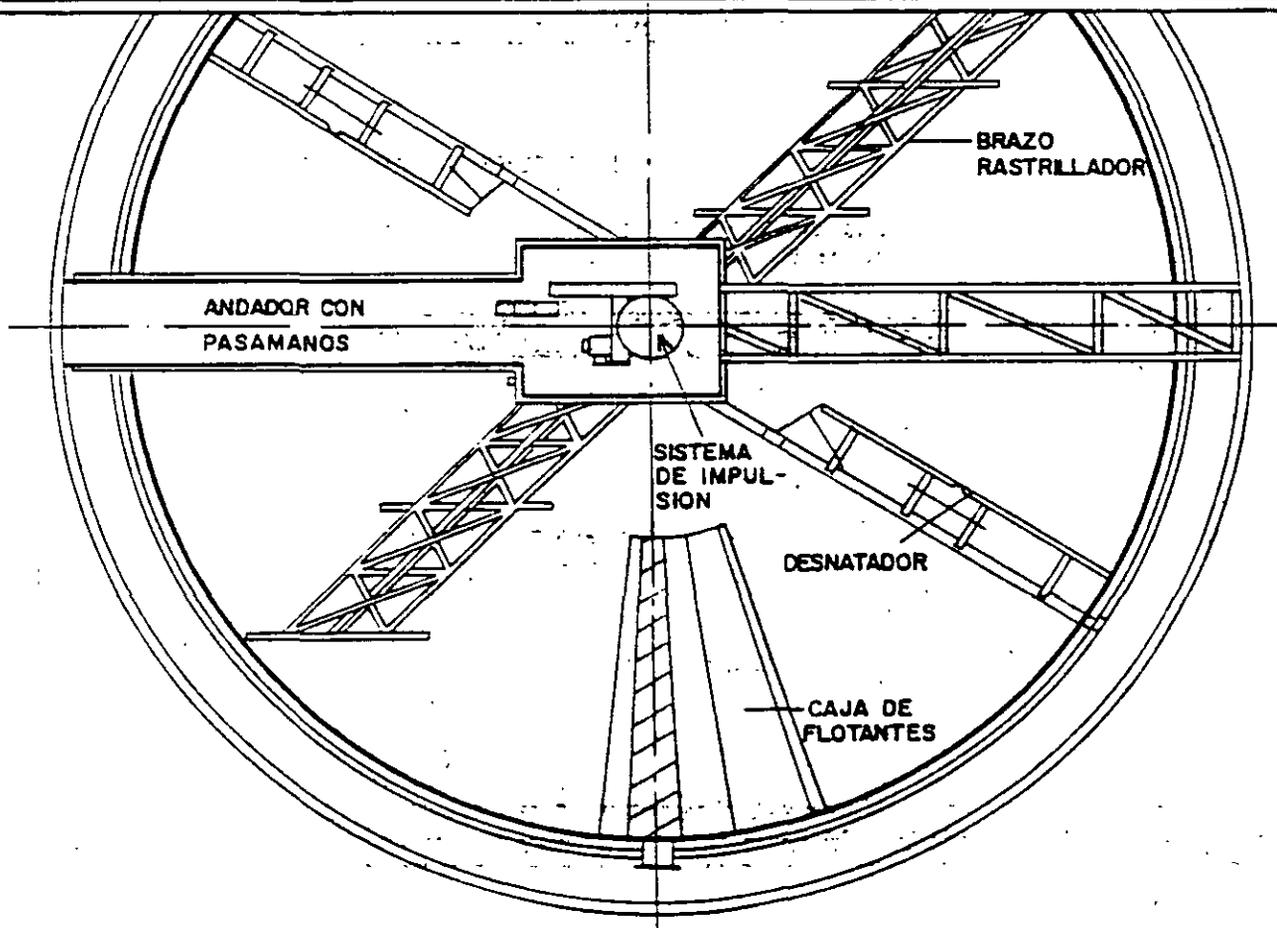
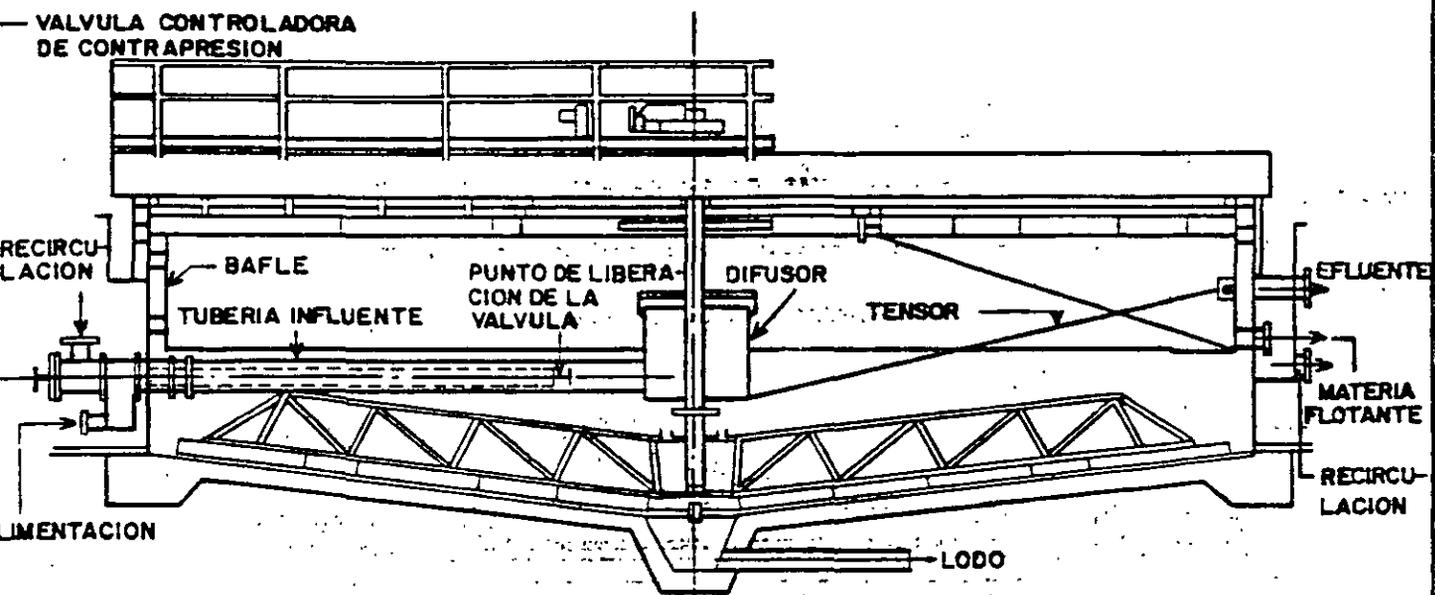


FIG. 2. TANQUE DE FLOTACION - SECCION CIRCULAR
 SISTEMA SOPORTADO POR EL PUENTE

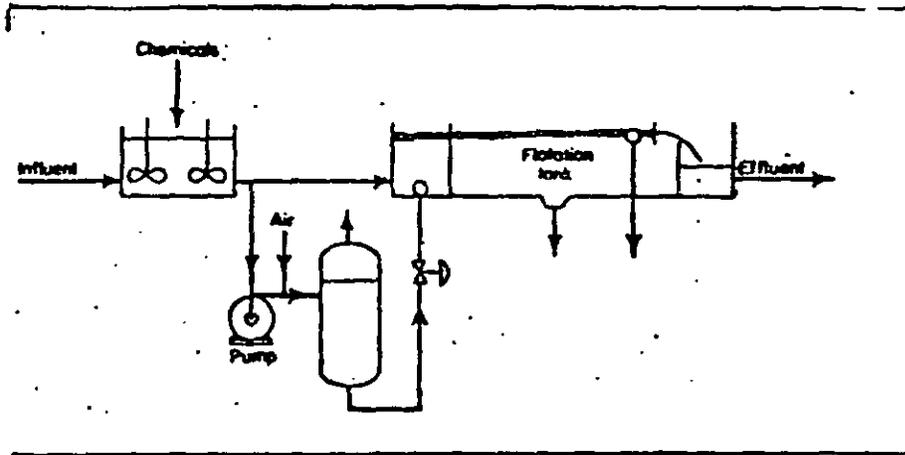


FIG. 3 Pressurized influent
method of operation.

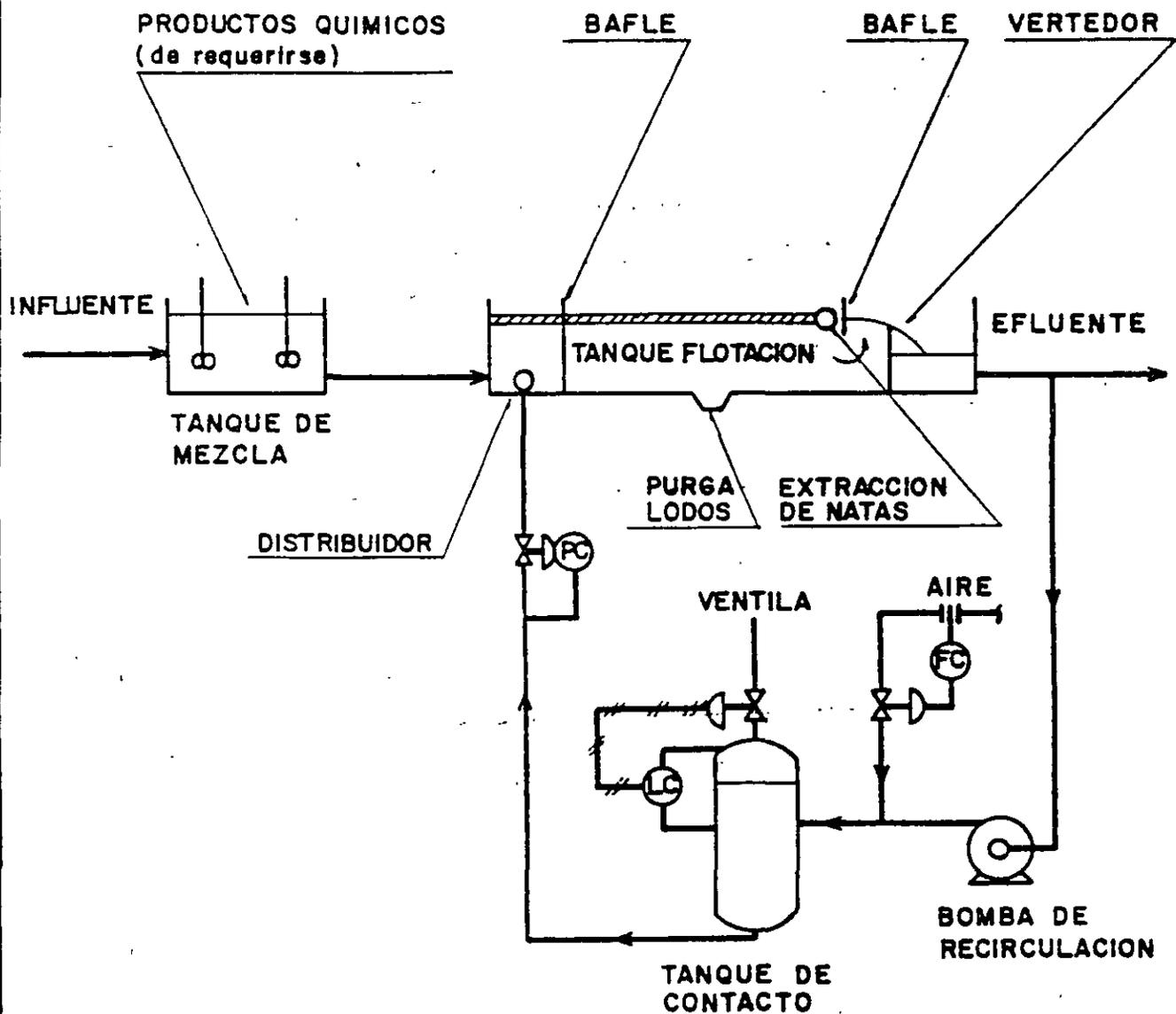


FIG. 4. SISTEMA DE FLOTACION POR PRESURIZACION DEL EFLUENTE
METODO DE OPERACION

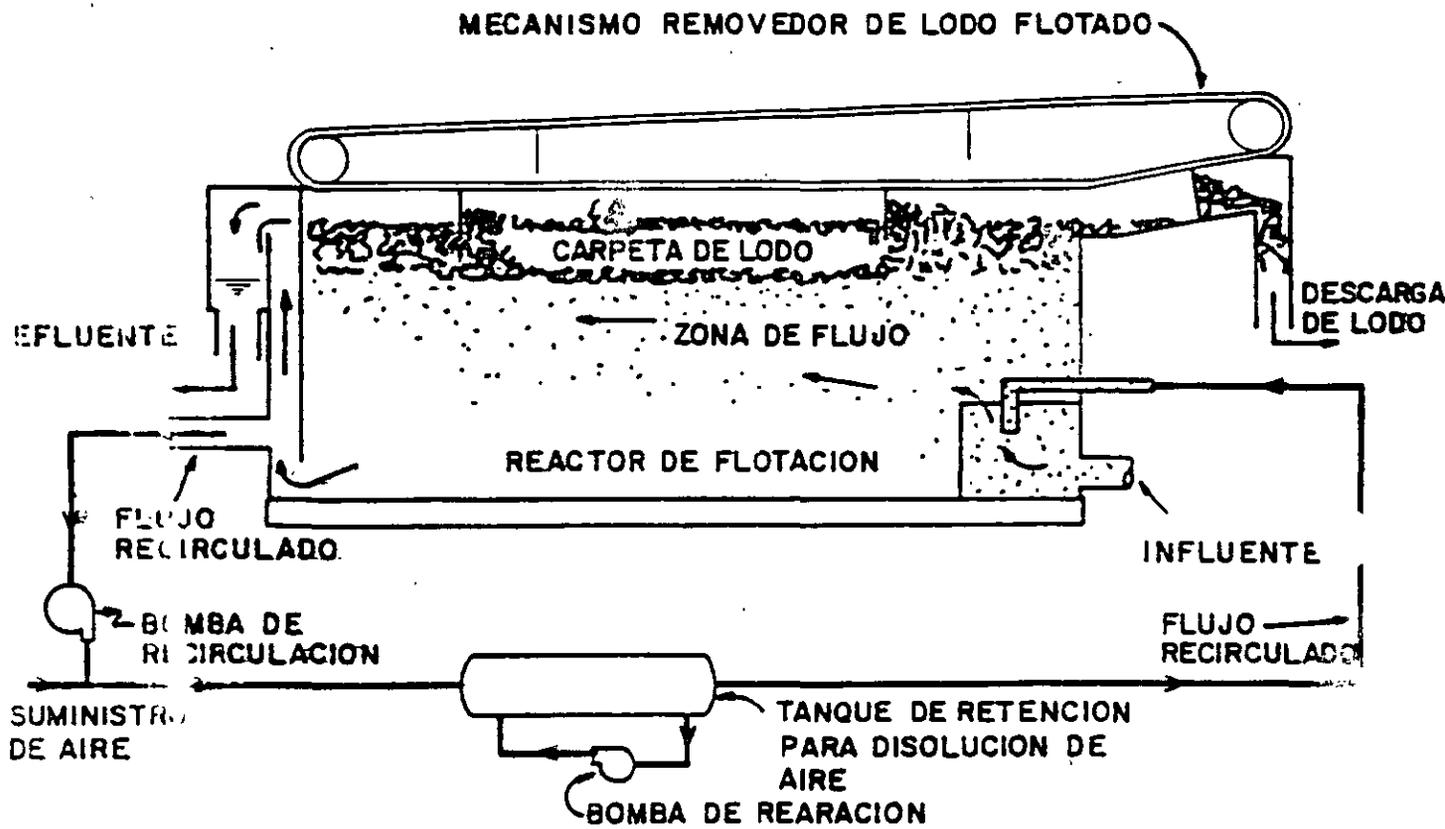


Fig. 5 SISTEMA DE FLOTACION CON AIRE DISUELTO

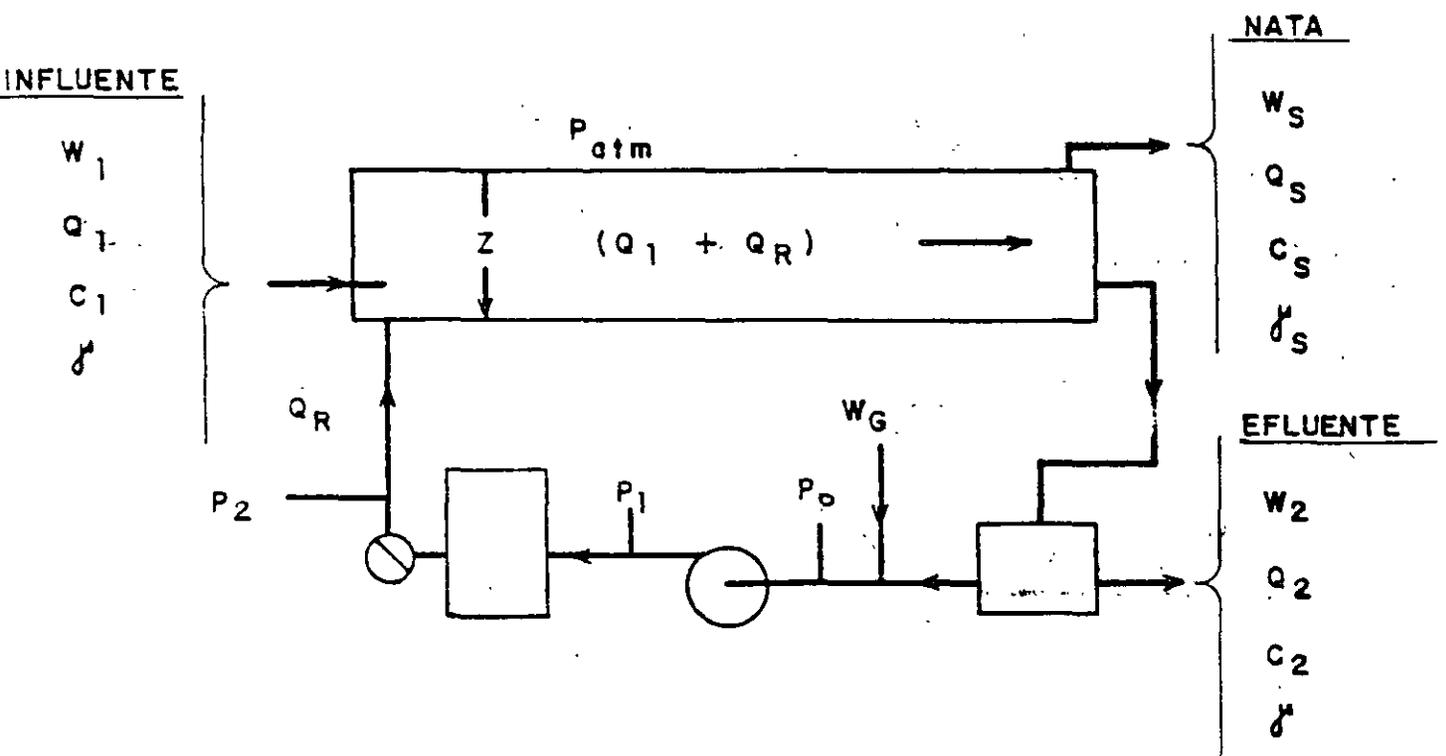


FIG 6 DIAGRAMA PARA EL ANALISIS DEL SISTEMA DE FLOTACION POR PRESURIZACION DEL EFLUENTE

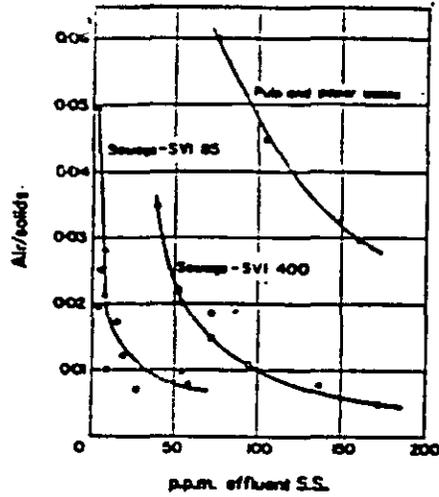


Fig. 7. Air-to-solids, r , vs. concentration of suspended solids in effluent, C_2 .
Reference: Eckenfelder and O'Connor

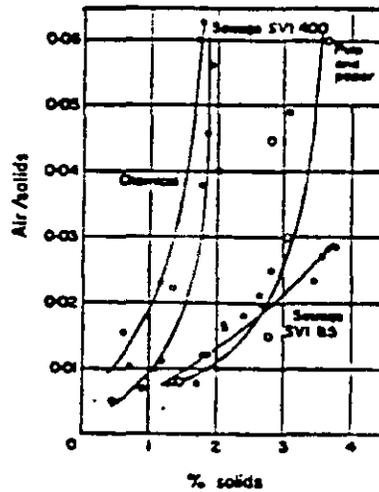
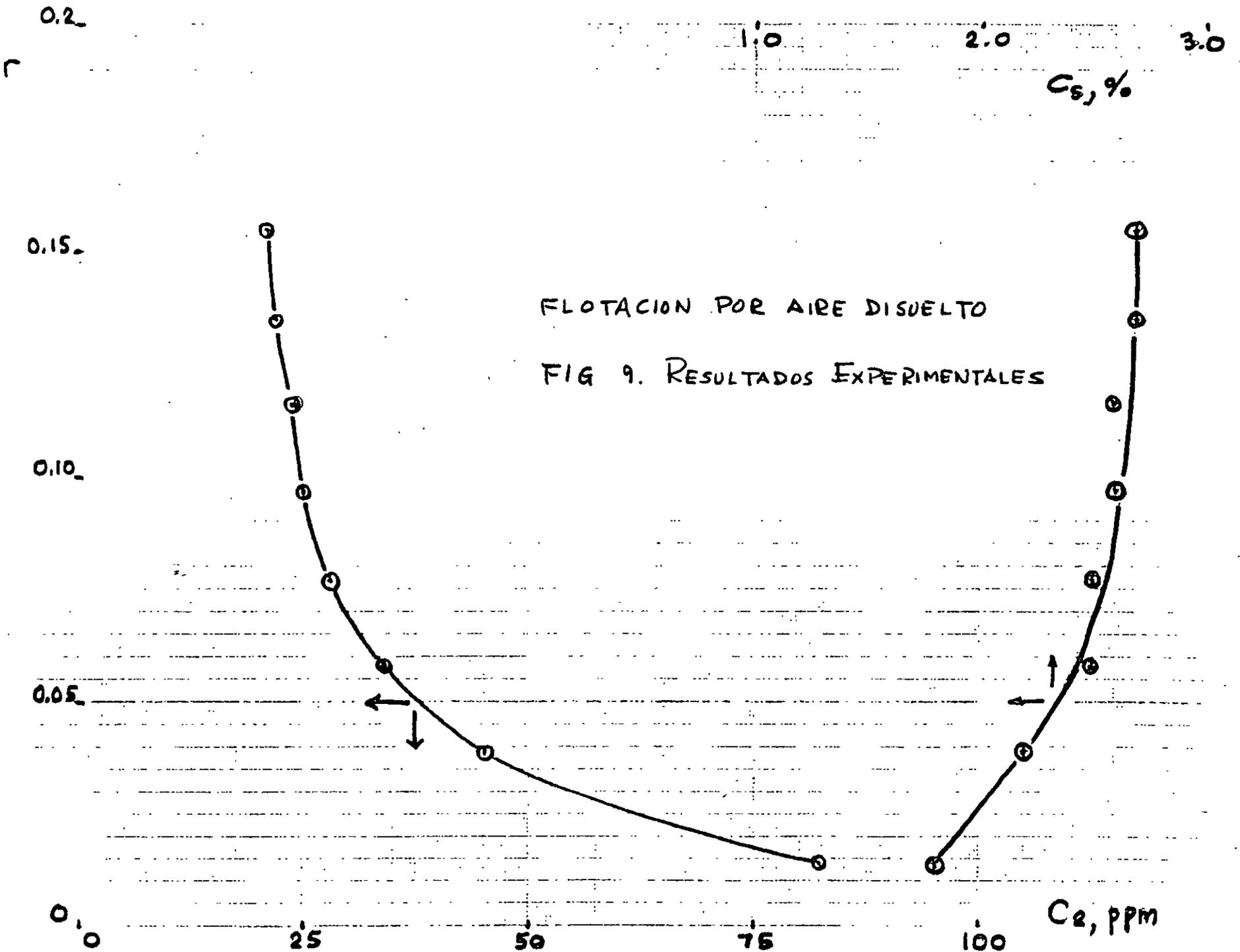


Fig. 8. Air-to-solids, r , vs. concentration of solids in scum, C_3 .



1997

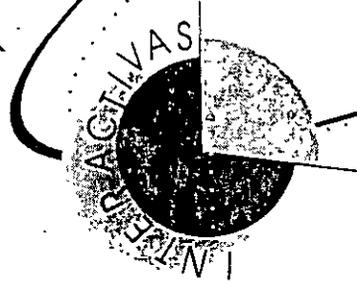
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

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 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 comúnmente 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 5 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 diluída.

TIPO II. Sedimentación de partículas floculentas en una suspensión diluída.

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:

$$\text{General: } V_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} \left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho} \right) d} \quad (1)$$

$$\text{Stokes } V_s = \frac{1}{18} \frac{g}{\mu} (\rho_s - \rho) d^2 \quad (2a)$$

$$\delta \quad V_s = \frac{1}{18} \frac{g}{\nu} (S_s - 1) d^2 \quad (2b)$$

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

$$N_R < 1, C_D = \frac{24}{N_R}, N_R = \frac{\rho v d}{\mu} = \frac{vd}{\nu}$$

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.

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:

$$V_0 = \frac{Q}{LW} , \text{ o sea } V_0 = \frac{Q}{A_s} \quad (10)$$

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.

o 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

$$H = \frac{2\pi H V_0}{Q} \left[\frac{r^2}{2} \right]_{r_1}^{r_0} \quad (15)$$

$$\text{o} \quad H = \frac{\pi H V_0}{Q} (r_0^2 - r_1^2) = \frac{H A_s V_0}{Q}$$

$$\text{quedando} \quad V_0 = \frac{Q}{A_s} \quad (16)$$

la ec (16) es idéntica a la ec (10) del tanque rectangular.

o 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 da 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:

$$\text{Fracción removida} = (1-F_0) + \frac{1}{V_0} \int_0^{F_0} V \, dF \quad (13)$$

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 floculentas en una suspensión diluida. Las partículas floculan 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 floculenta 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 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_o , 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:

$$V_o = \frac{3.05\text{m}}{47\text{min}} \times 1440 \frac{\text{min}}{\text{día}} = 93.45 \text{ m}^3/\text{m}^2 - \text{día.}$$

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 las partículas de concentración intermedia que se encuentran en cercanías 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 12. (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, y 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_o , y la altura inicial de los lodos, H_o , se selecciona una concentración del bajo flujo para diseño, C_u , y se determina la altura de la interfaz, H_u .

$$\text{Como } C_u H_u = C_o H_o, \text{ entonces } H_u = \frac{C_o H_o}{C_u} \quad (19)$$

- e) Se traza una línea horizontal a partir de H_u hasta intersectar 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 .

$$A_t = 1.5 (Q + R) \frac{t_u}{H_o} \quad (20)$$

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 .

$$A_c = 2.0 \frac{Q}{V_o} \quad (21)$$

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	30-80
- Contacto de sólidos	
Aguas turbias	70-120
Aguas con color	60-100
Ablandamiento	80-160
- 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

$$C_s = \frac{Q}{A_s} = \frac{v}{tr.L.a} = \frac{L.a.H}{L.a.tr}$$

$$C_s = \frac{H}{tr} \quad (22)$$

- 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.

$$Q = V_{sc}A_s \quad , \quad Q = V_hA_t \quad (23)$$

$$A_s = aL \quad , \quad A_t = aH$$

$$\frac{V_h}{V_{sc}} = \frac{A_s}{A_t} = \frac{aL}{aH} = \frac{L}{H}$$

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 , e , L , S_c

donde

V_{sc} Velocidad de sedimentación crítica

V_o Velocidad promedio del flujo a través de un sedimentador ($\frac{1}{t}$)

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 del módulo de sedimentación.

Valores:

Tubos circulares 4/3

Conductos cuadrados 11/8

Placas paralelas 1

- Ecuación general de Yao

$$S_c = \frac{V_{sc}}{V_o} (\text{sen } e + L \text{ cose}) \quad (24)$$

Valores prácticos:

L = De 20 a 40

e = 5° a 60°

NR < 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 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 del fluido decrece. También las corrientes de viento y térmicas crean 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 efuente, 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.

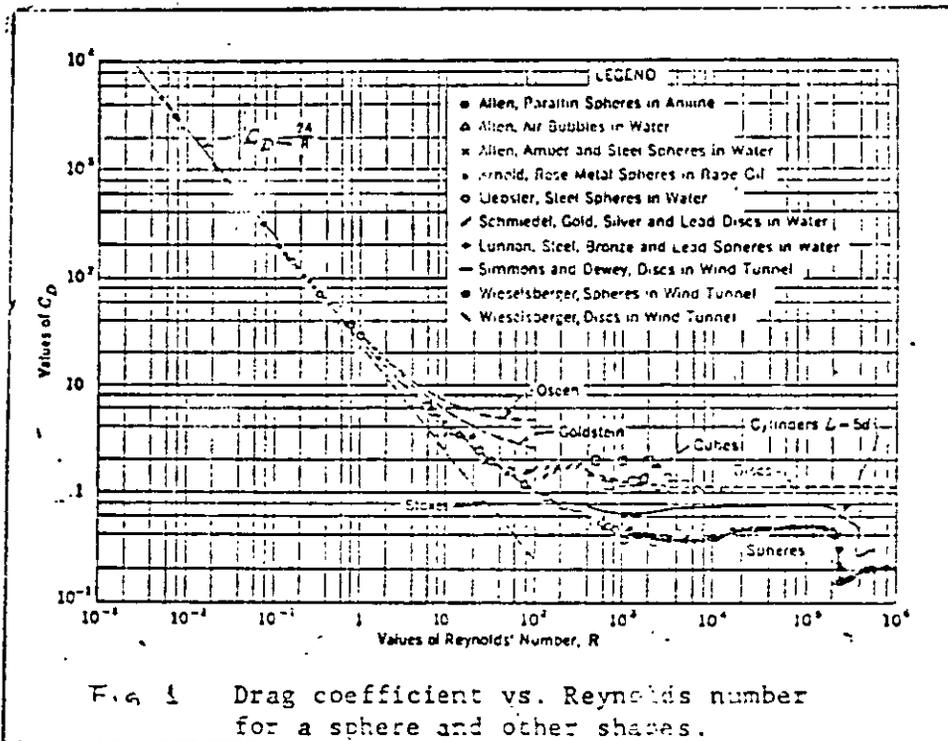
En la ingeniería del agua y las aguas residuales la mayoría de las suspensiones son flocculentas hasta cierto grado. Estas partículas del mismo tamaño inicial y densidad que las discretas interceptarán la zona de lodos en un tiempo más corto debido a la aglomeración que sufren y a la sedimentación más rápida. Por lo tanto, si se aplica la teoría del tanque ideal a las partículas ligeramente flocculentas, 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.



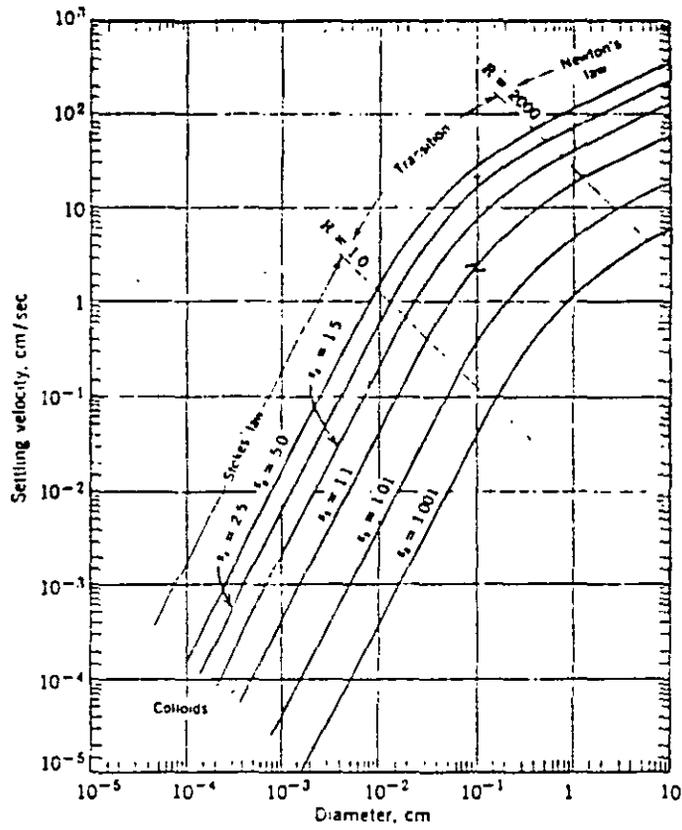
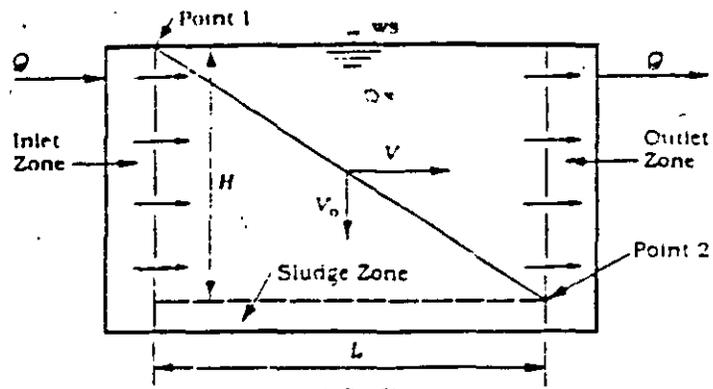
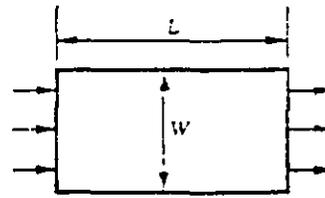


Fig. 2 Settling and rising velocities of discrete spherical particles in quiescent water at 10 C. For other temperatures, multiply the Stokes values by $v/(1.31 \times 10^{-2})$, where v is the kinematic viscosity at the stated temperature.

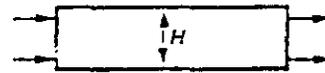
FIG 3 Ideal Rectangular Settling Basin



(a) Profile

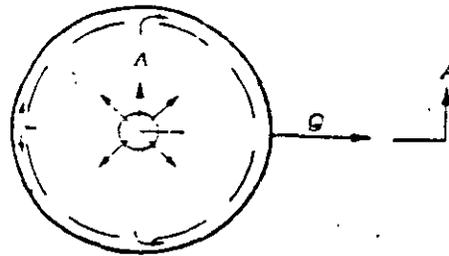


(b) Plan

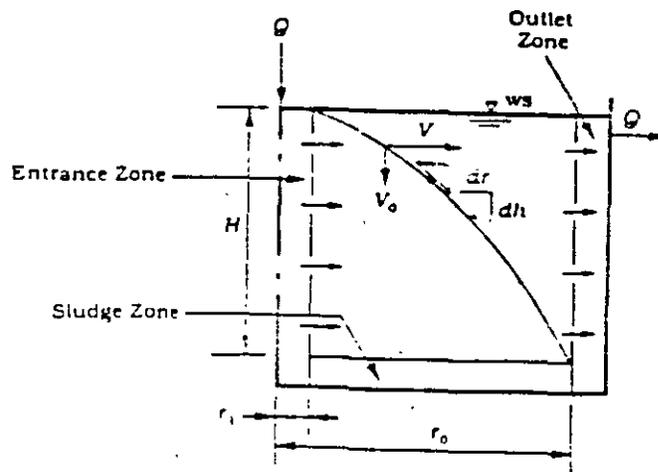


(c) Profile

FIG 4 Ideal Circular Settling Basin



(a) Plan



(b) Half Section A-A

FIG 5 Profile through an Ideal Rectangular Basin

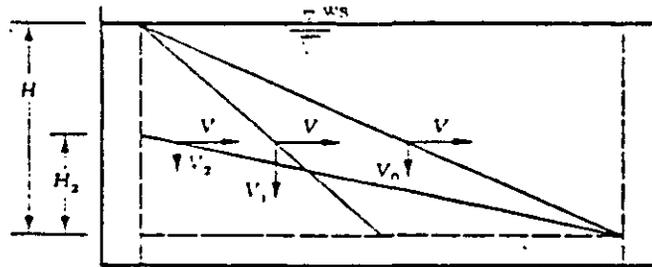


FIG 6 Half Section through an Ideal Circular Basin

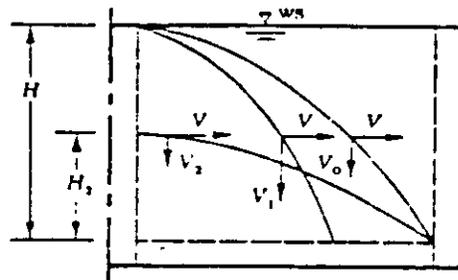


FIG 7 Type I Settling Curve

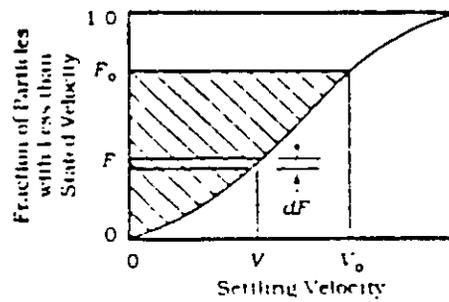


FIG 8 Batch Settling Column Details for Type II Settling

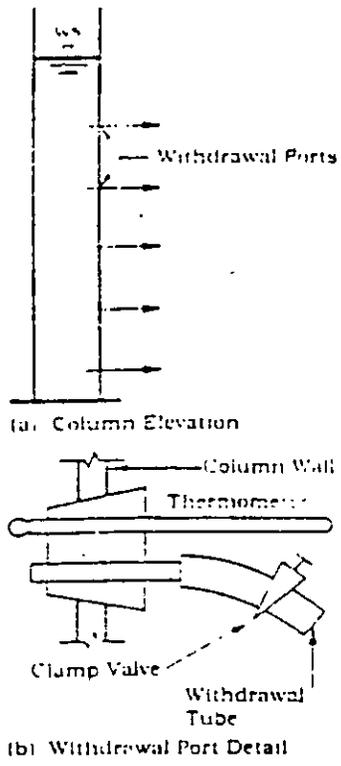


FIG 9 Graph Showing Suspended Solids Re (as a Percent) at Various Depths and Settling Time

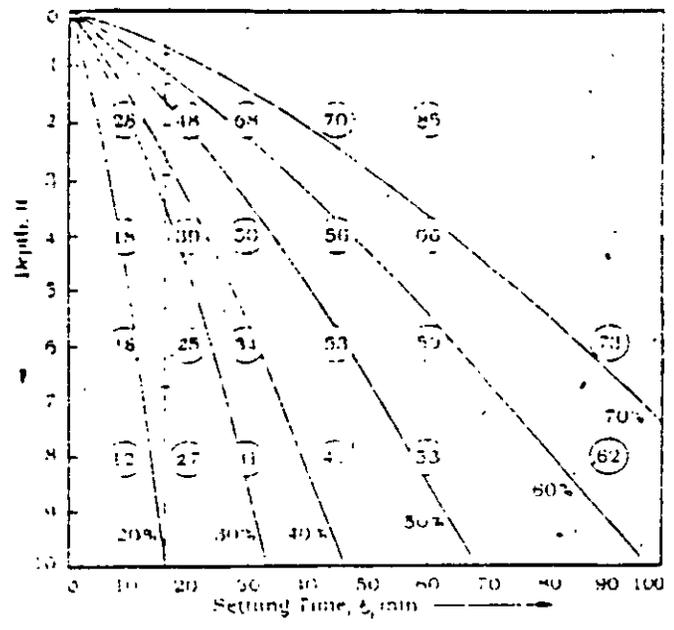


FIG 10 Suspended Solids Removal versus Detention Time

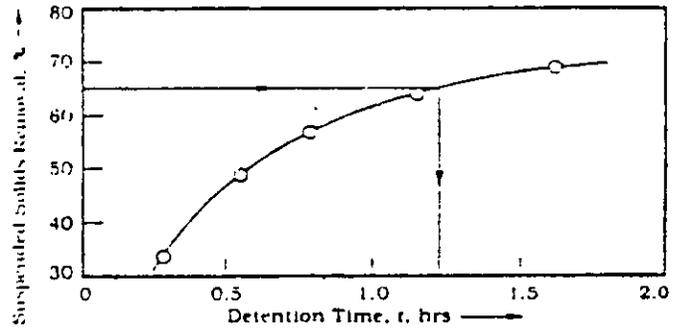


FIG 11 Suspended Solids Removal versus Overflow Rate

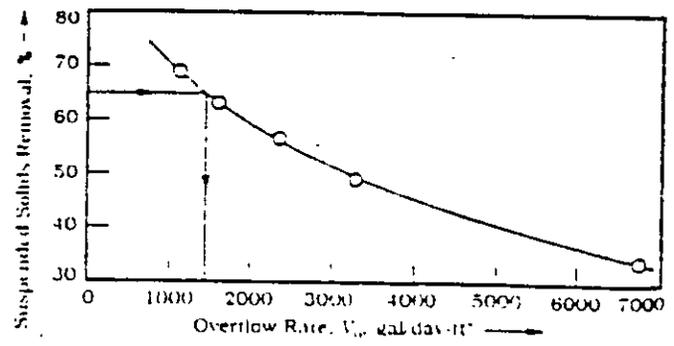


FIG 12 Settling of a Concentrated Suspension

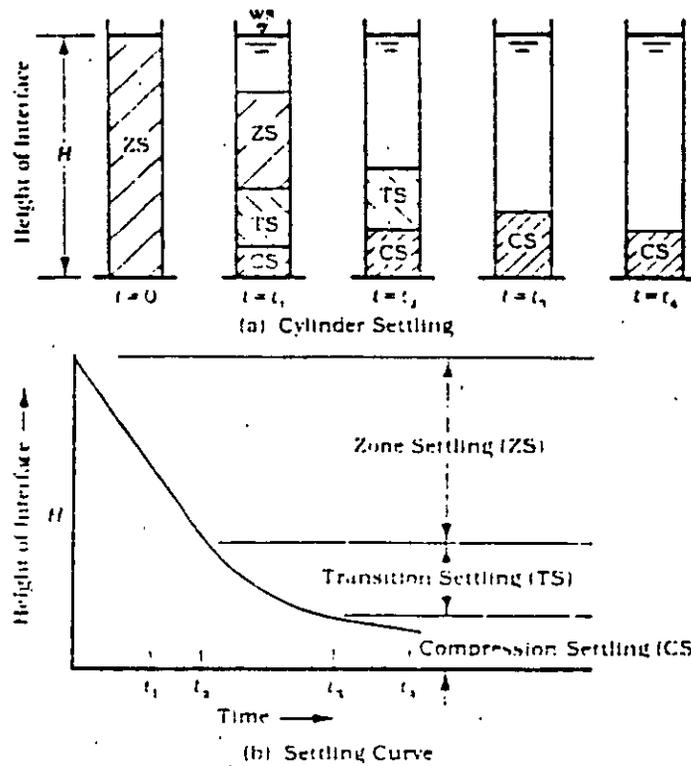


FIG 13 Settling in a Final Clarifier for the Activated Sludge Process

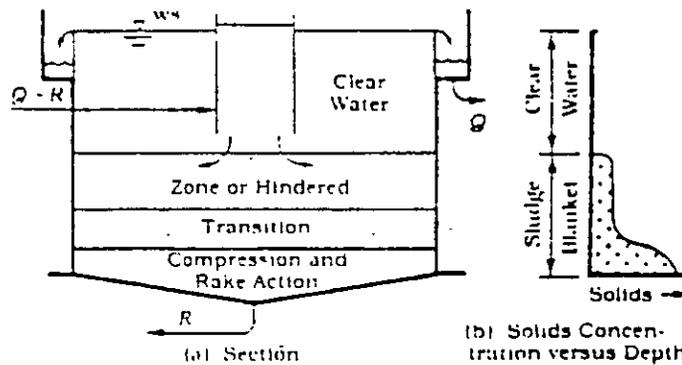


Fig **Setting Basin Characteristics as Shown by Tracer Studies**

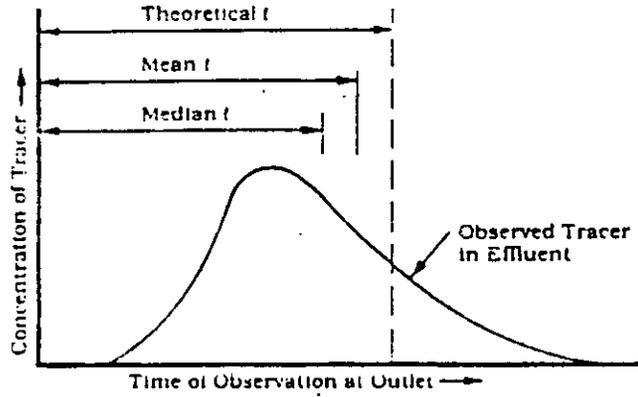
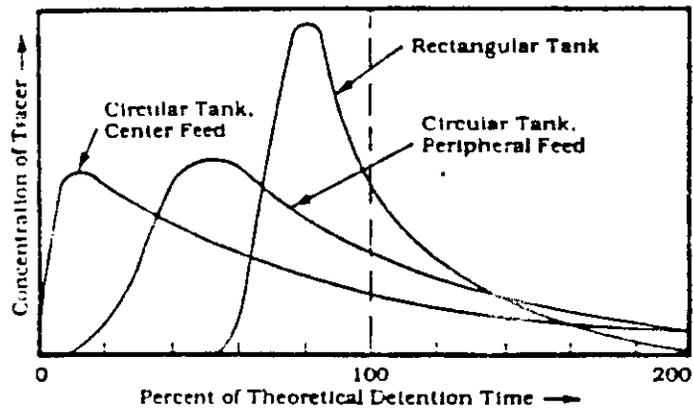


Fig **Tracer Studies on Circular and Rectangular Settling Tanks**



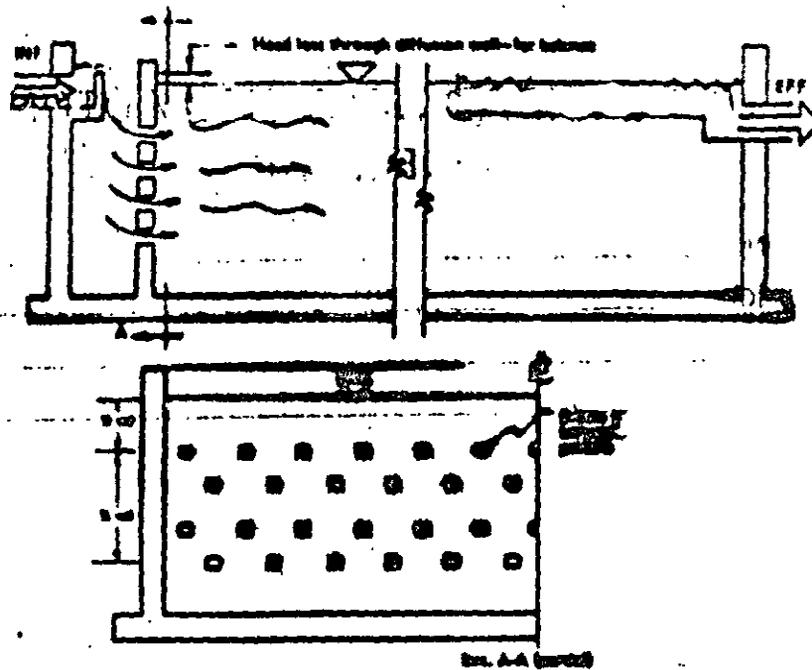


Figure 1. Checkerboard lateral diffuser wall.

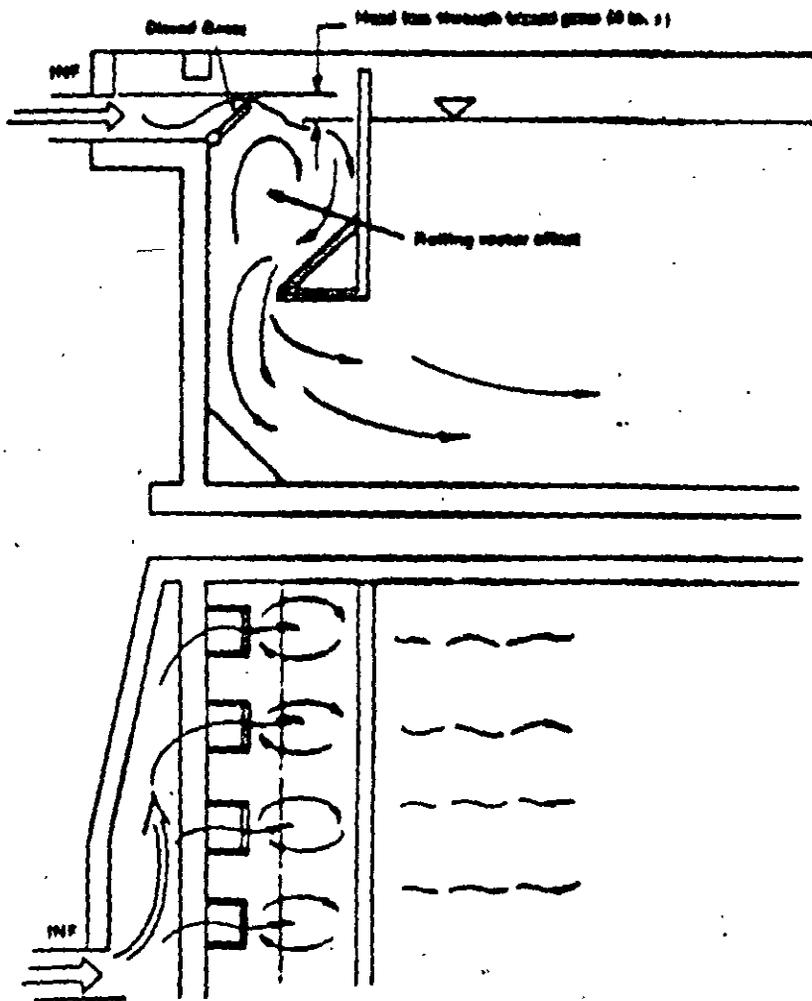


Figure 2. Lateral inlet distribution with adjustable bleed gaps.

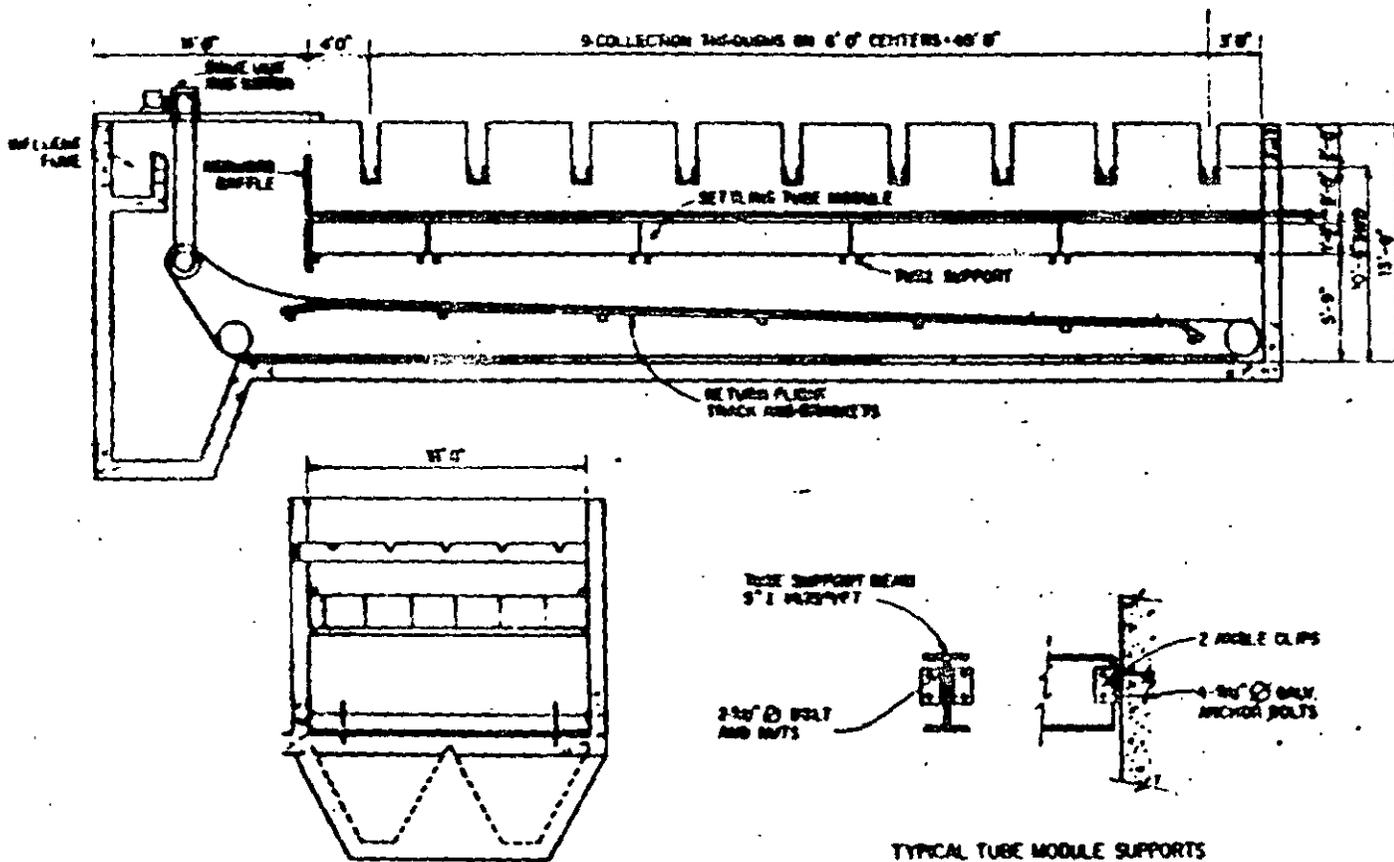


Figure 3-5 Cross section of typical tube classifier for clarification of chemically coagulated secondary effluent. (Courtesy Neptune Hydrofloc, Inc.)

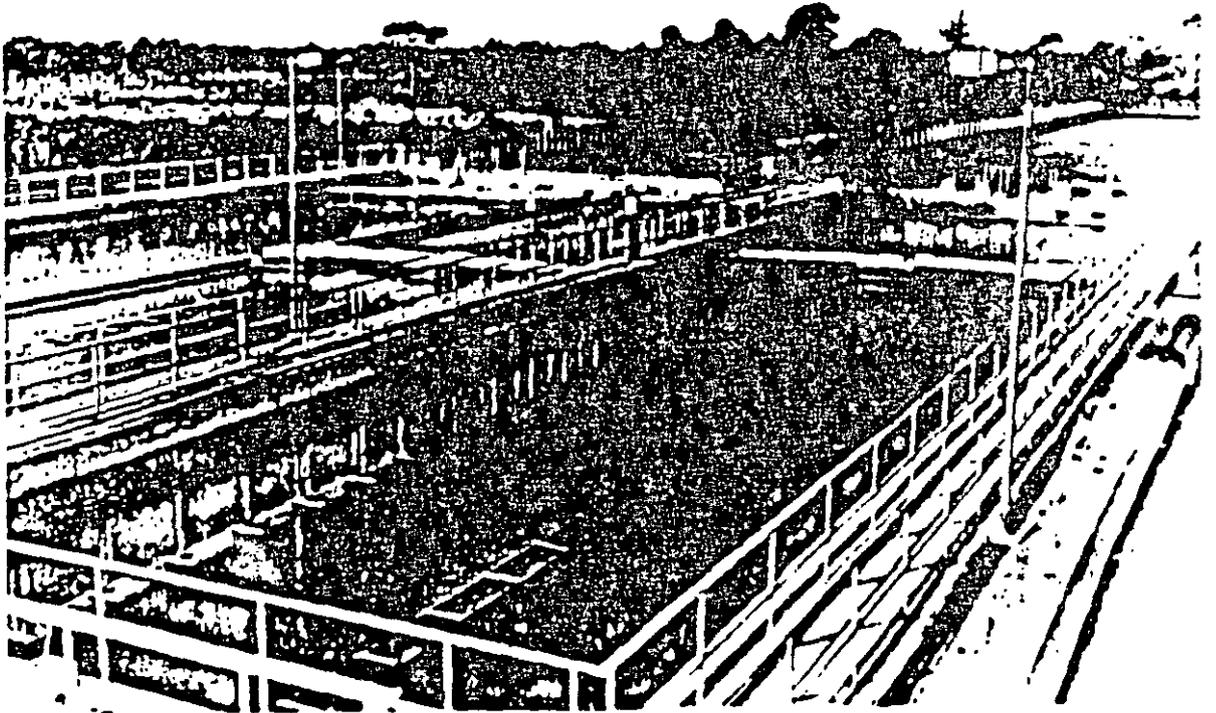
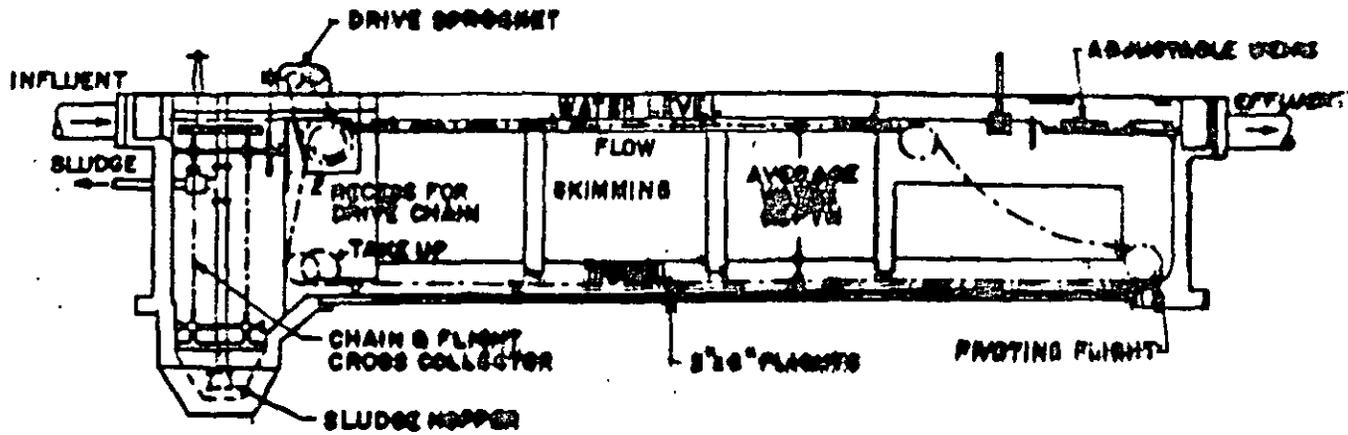
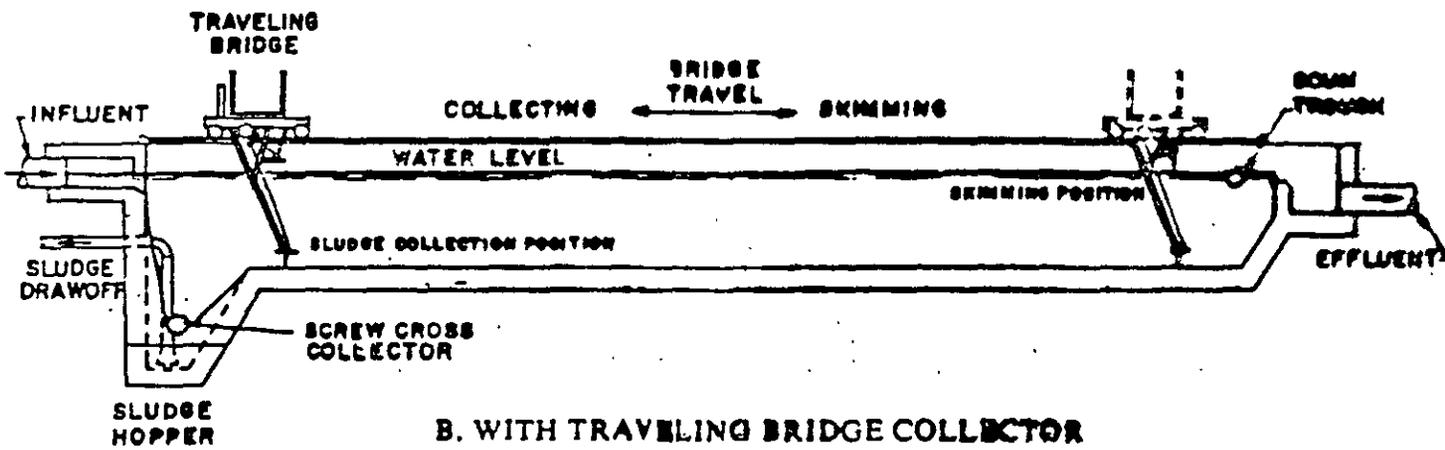


Figure 7. Floating bridge siphon unit (courtesy Leopold/Clark-Yess Co.).



A. WITH CHAIN AND FLOAT COLLECTOR



B. WITH TRAVELING BRIDGE COLLECTOR

FIGURE 7-1
RECTANGULAR SEDIMENTATION TANKS
 (Courtesy of PMC Corp.)

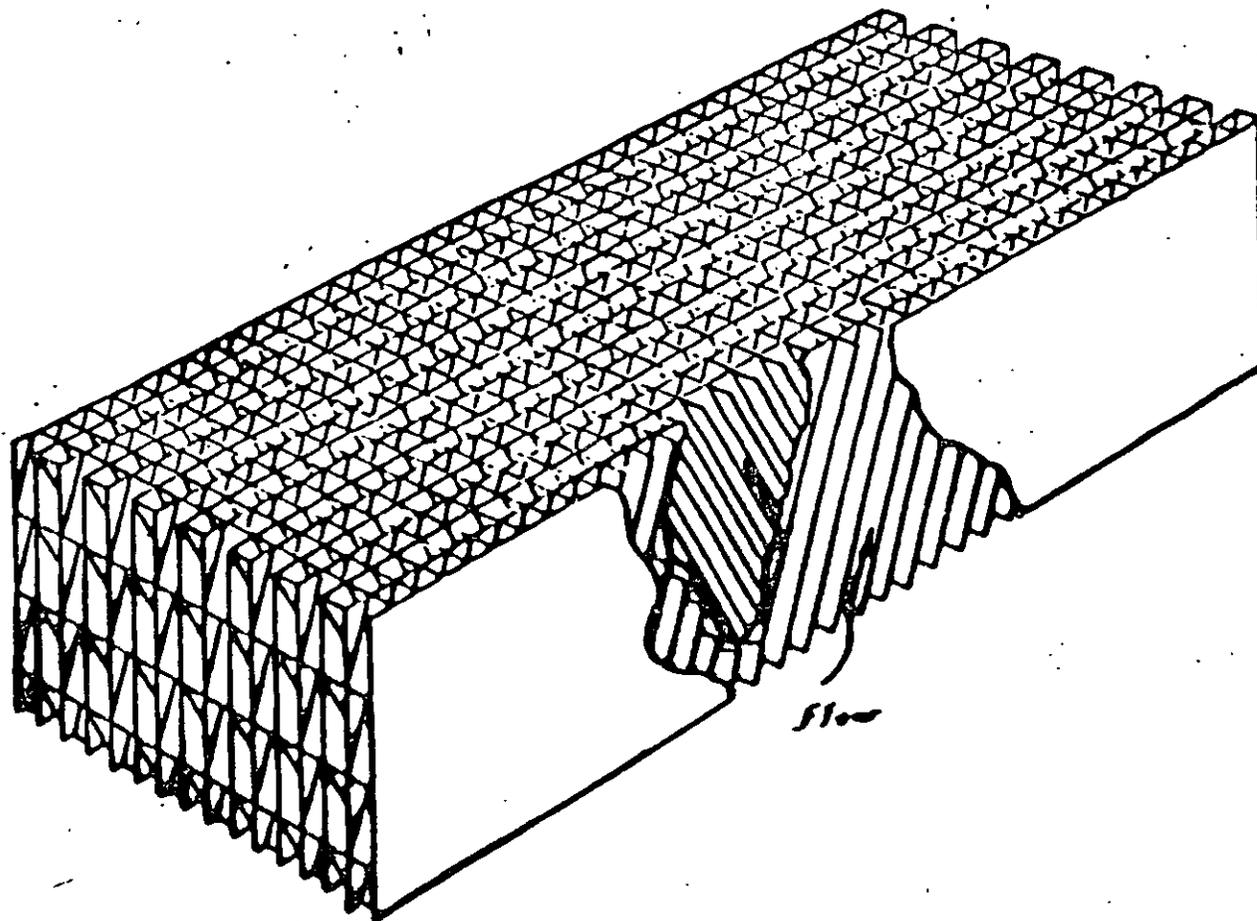


FIGURE 7-3
MODULE OF STEEPLY INCLINED TUBES
(Courtesy Reynolds Microfin, Inc.)

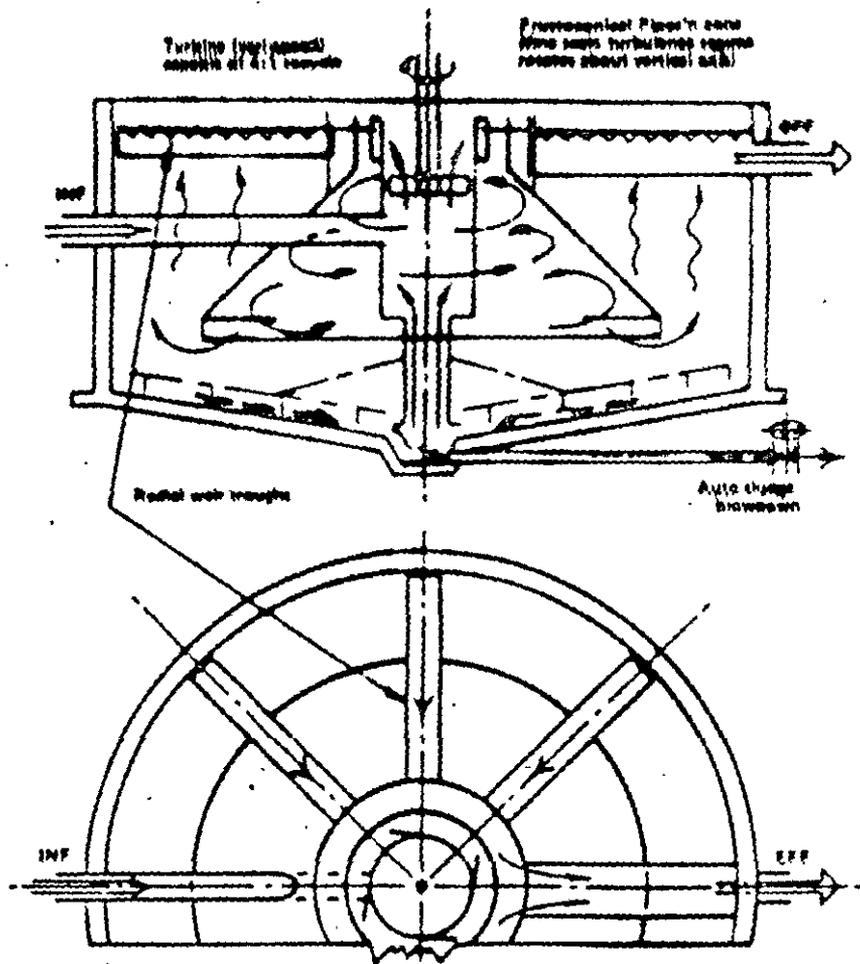


Figure 8. Solids-contact basin (upflow basin).

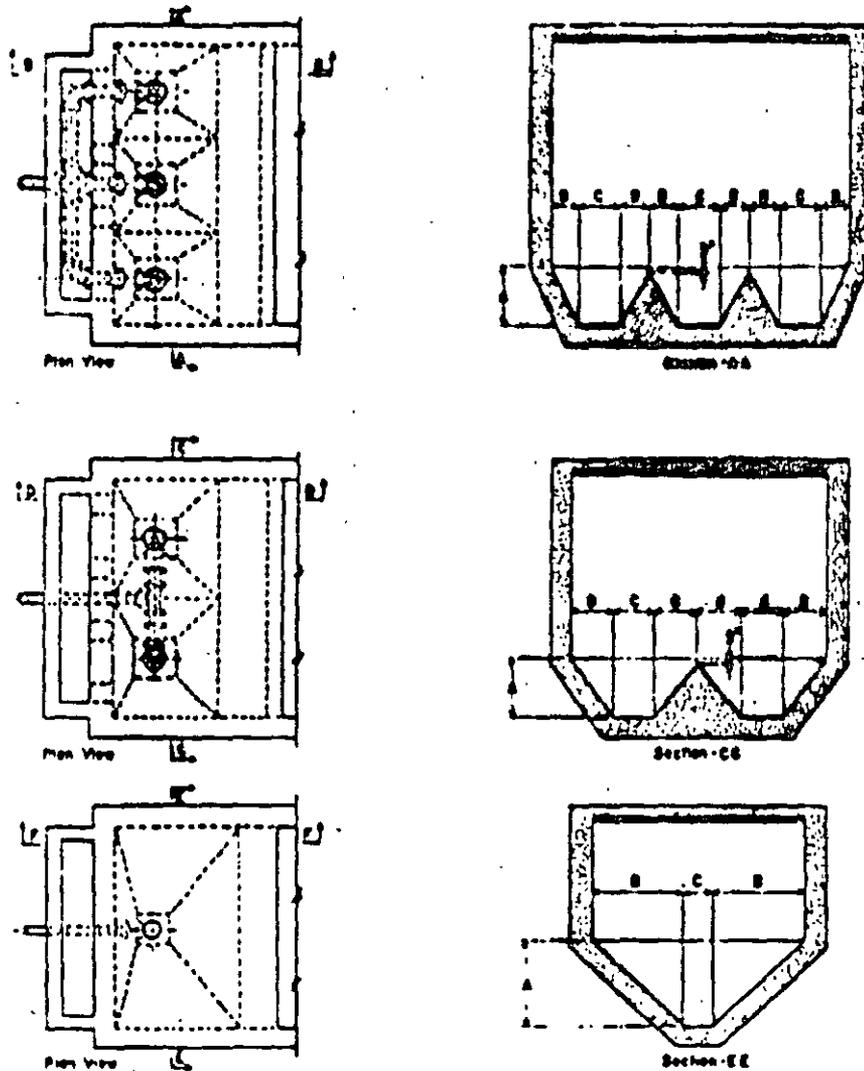


Fig. 11. Typical Sludge Hopper Arrangements for Rectangular Basins
 In some tanks, such as the ones above, the sludge is collected in combinations of one, two, or three sludge hoppers. Each hopper must be equipped with separate drawoff piping so each can be dewatered separately.

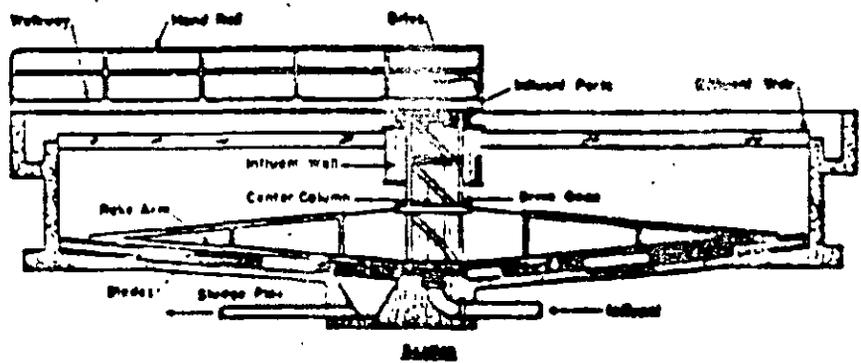
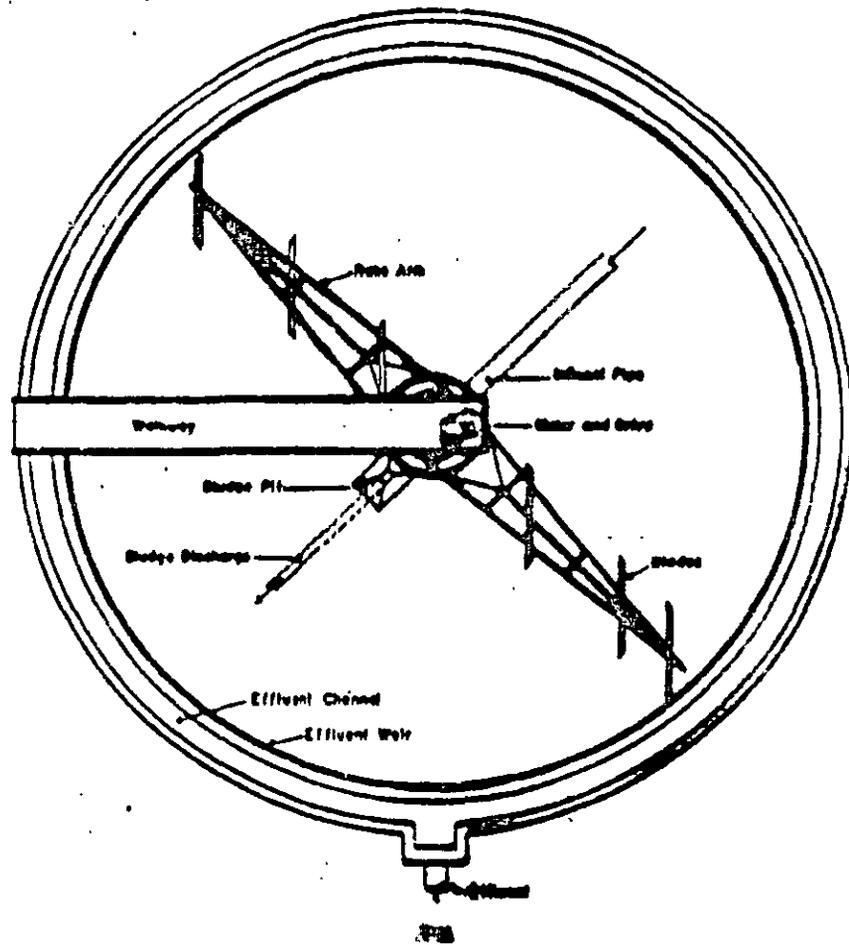


Fig. 13. Typical Plan and Section of a Circular Center-Pole Clarifier

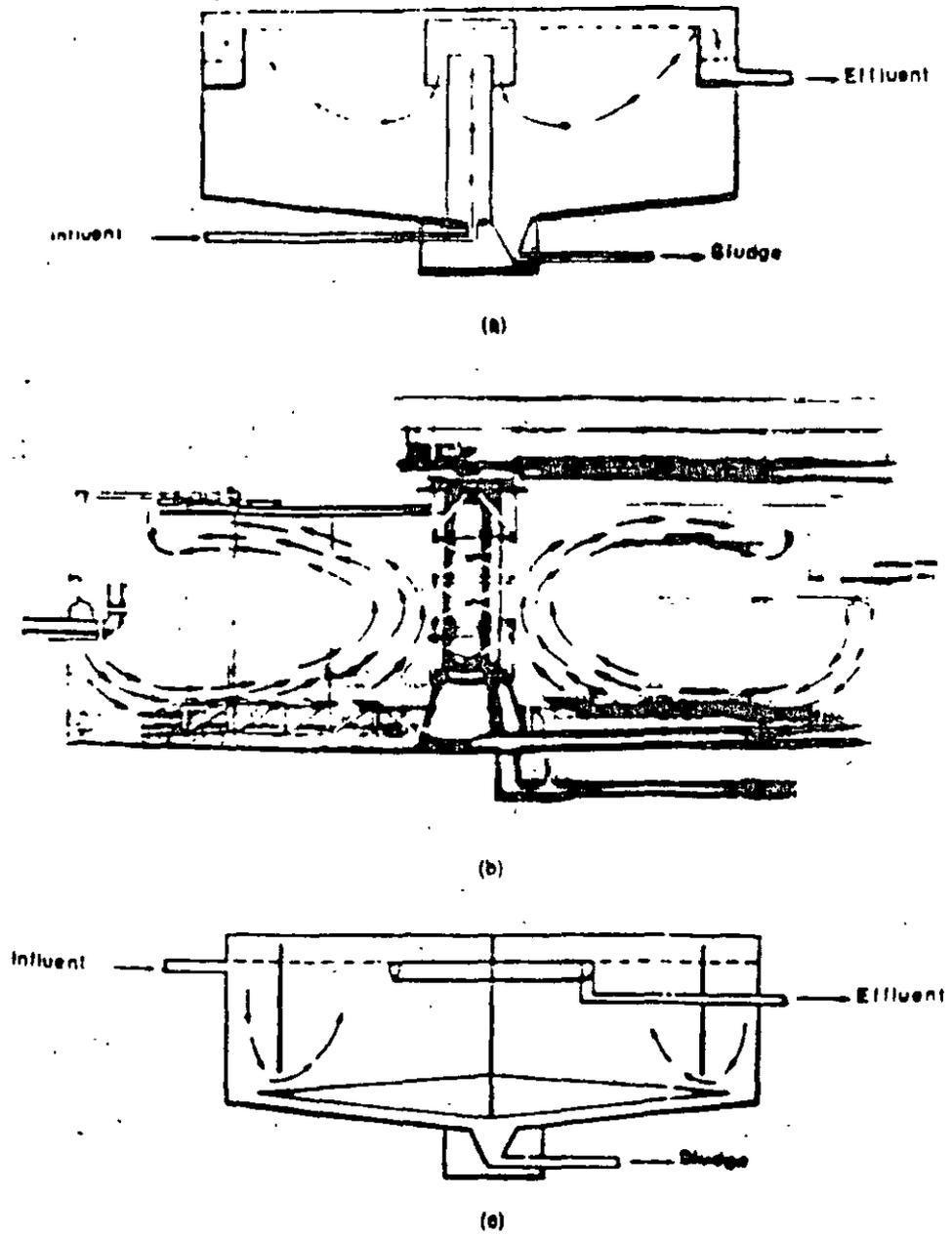
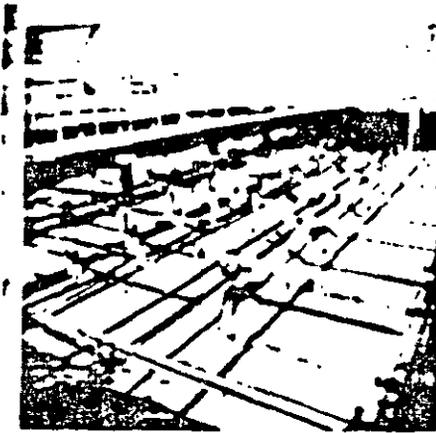


Figure 12-7 Influent and Effluent Structures for Circular Clarifiers. (a) Circular clarifier with center feed. (b) Peripheral feed circular clarifier with effluent and influent channels separated by a skirt. (Courtesy Emvrex Inc., a Rexnord Company.) (c) Peripheral feed circular clarifier with effluent weirs near the center of the basin.



(a)



(b)

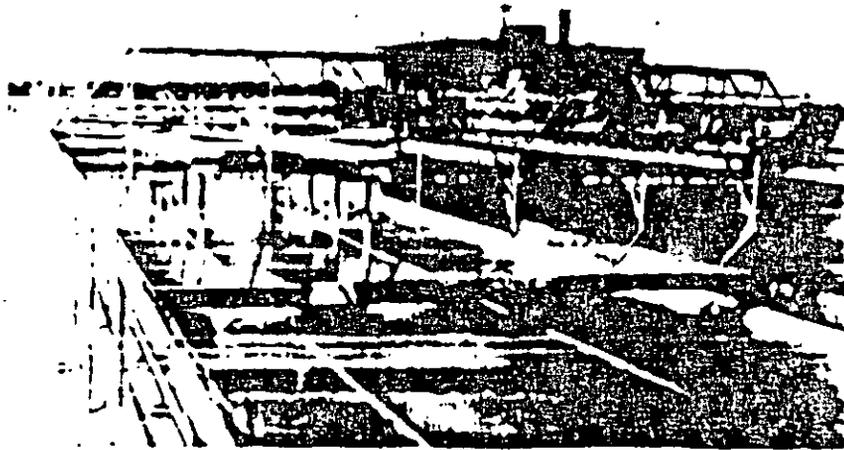


(c)

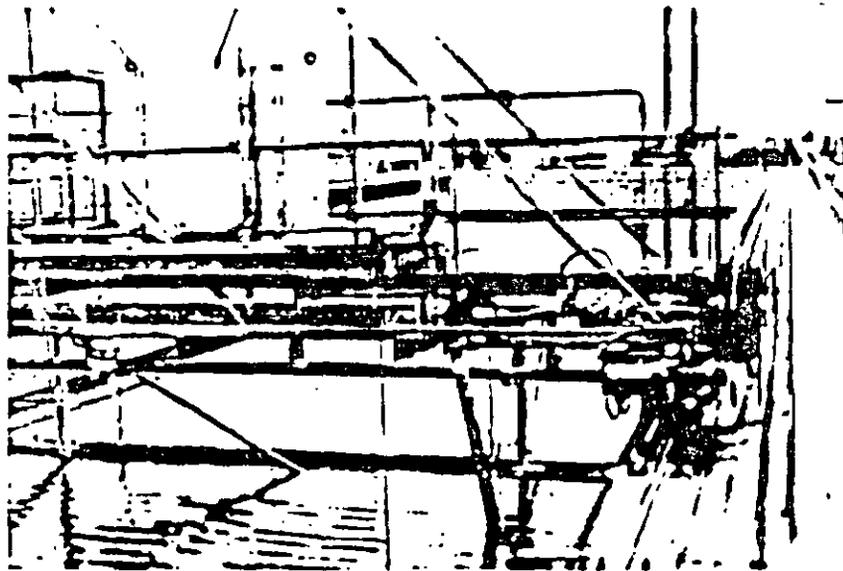


(d)

Figure 12-10 Endless Conveyor Chain Details. (a) Conveyor sludge collectors with skimmer. (Courtesy Envirox Inc., a Flexford Company.) (b) Drive sprockets. (c) Chain drive with gear speed reducer. (d) Collector sprocket. (Courtesy FMC Corporation, Material Handling Systems Division.)

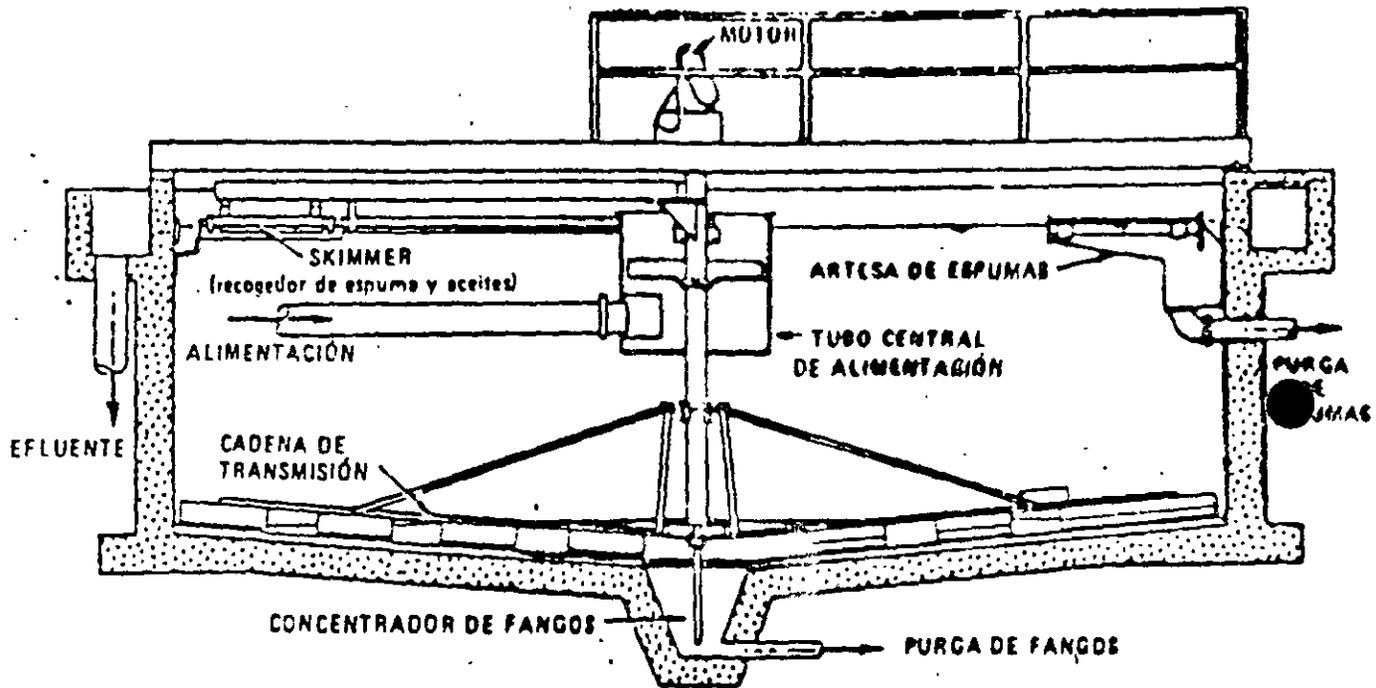


(a)

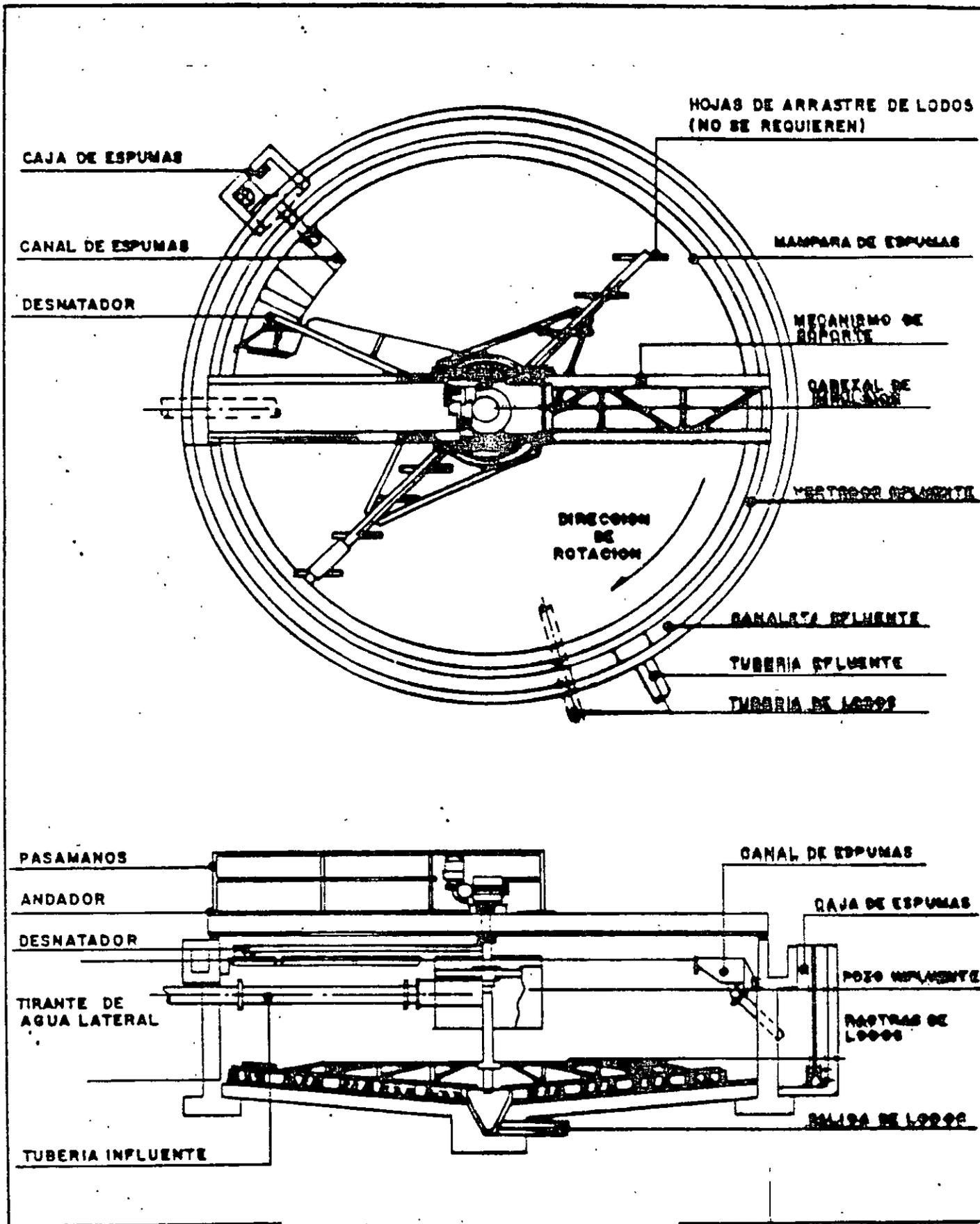


(b)

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(e-l). (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

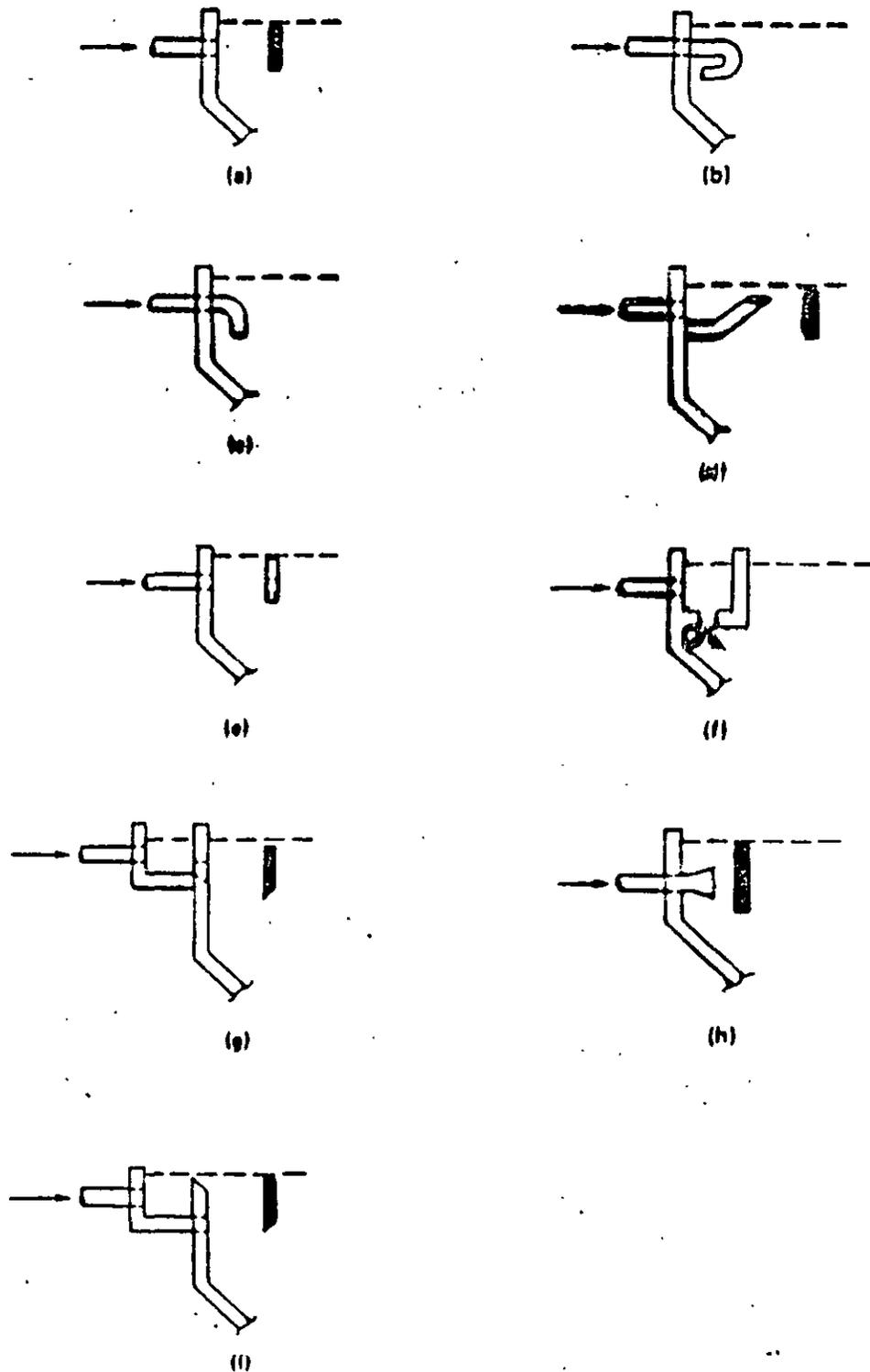


Figure Details of Influent Structures for Rectangular Sedimentation Basin. (a) Inlet pipes discharging against a baffle. (b) U-shape elbow discharging against the wall. (c) A series of inlet pipes spaced across the width with turned elbow. (d) An inclined weir with baffle. (e) Perforated baffle. (f) 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.

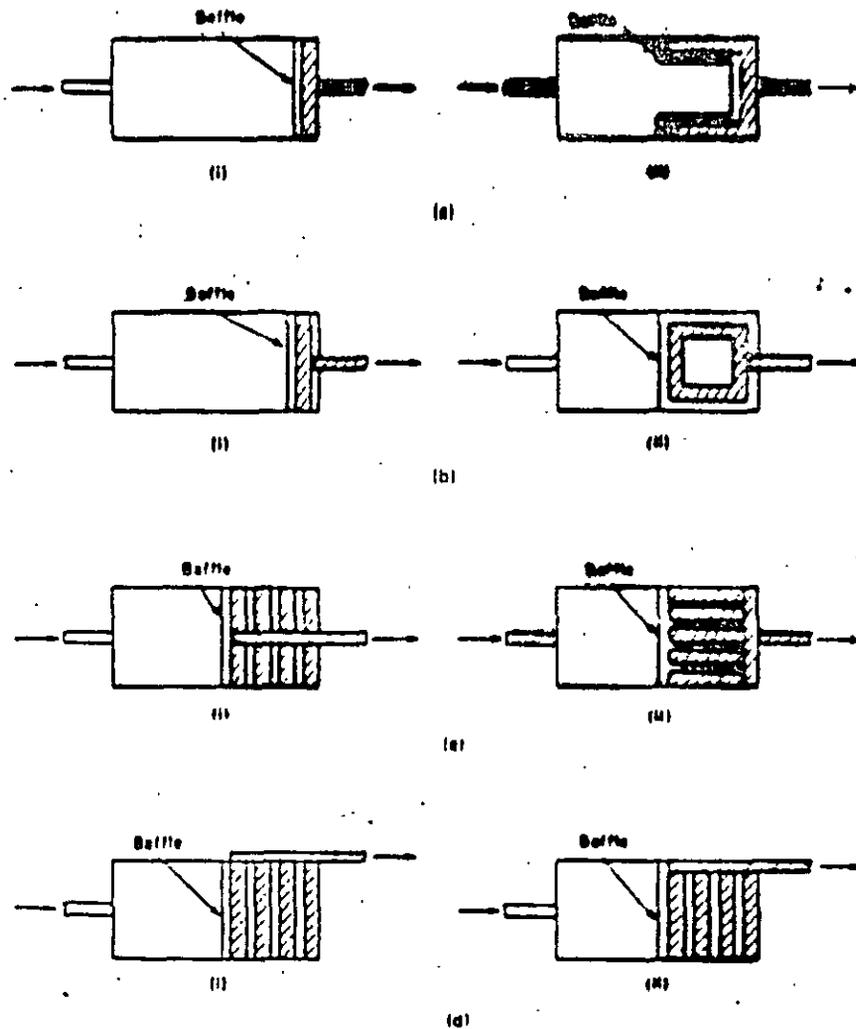
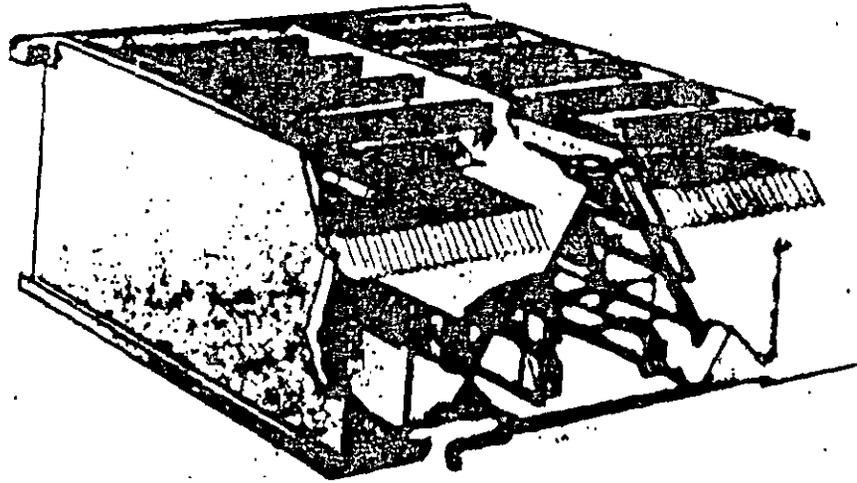
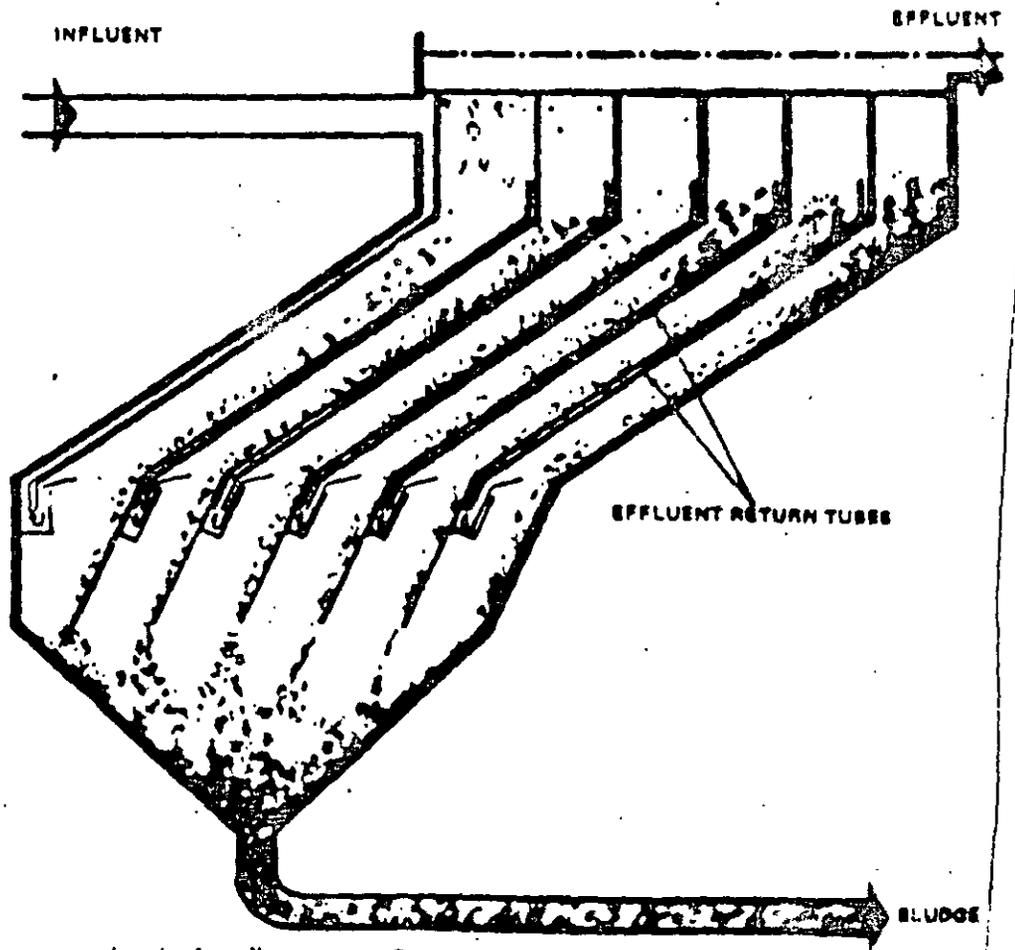


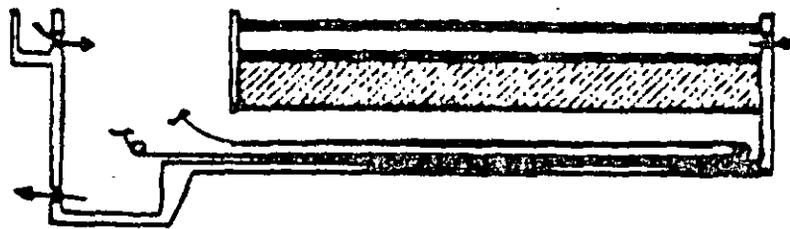
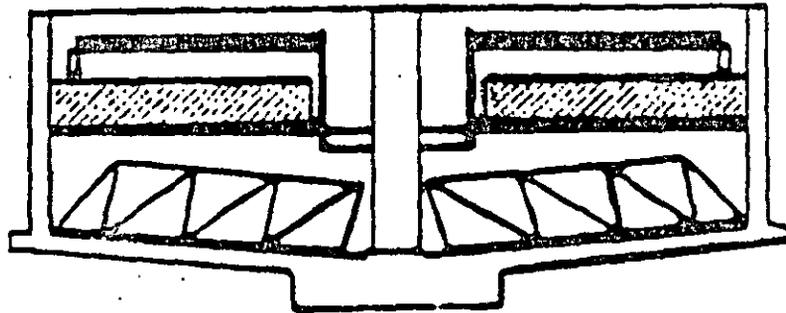
Figure Various Configurations of Effluent Structure Used for Rectangular Clarifiers. (a) Single weir and trough (b) Double weirs and trough (c) Multiple weirs and troughs with outlet channel at the middle, and at the end (d) Multiple weirs and troughs with outlet channel at the side.



Module of chevron-shaped tubes installed. (Structural Partnership)



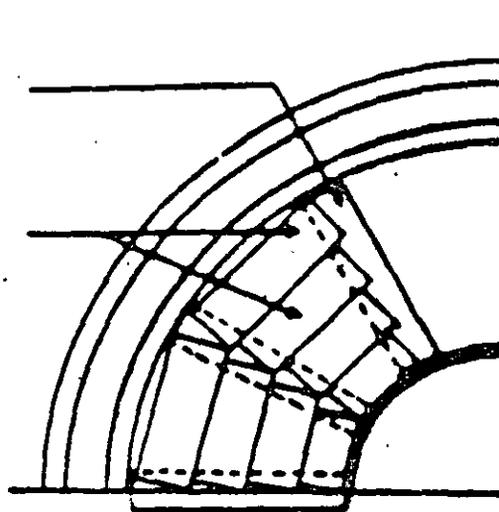
Lamella separator. (Courtesy Parkson Corp.)



TUBE SETTLERS IN EXISTING CLARIFIER

SUPPORT MODULE

**TUBE SETTLER
MODULES**



PLAN VIEW OF MODIFIED CLARIFIER

1997

Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C

a

URSOS

DISTANCIA

TELECONFERENCIAS

INTERAGENCIAS

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

7.- Procesos de Tratamiento Biológico. Fundamentos

M. en I. José Luis Torrescano E.
Julio 4 de 1997



INTRODUCCIÓN A LOS PROCESOS BIOLÓGICOS.

El tratamiento biológico es una operación bioquímica, en la cual se llevan a cabo transformaciones químicas por microorganismos vivos. Ejemplos de estas operaciones son la industria farmacéutica, la cervecera y con gran aplicación en el tratamiento del agua residual.

Con una adecuada caracterización del agua a tratar, y un control del ambiente en el que se llevan a cabo el proceso, casi todo tipo de agua residual puede tratarse biológicamente.

Objetivo principal del tratamiento biológico del agua residual es coagular y remover los sólidos disueltos y coloidales no sedimentables y la remoción de la materia orgánica.

Más específicamente:

- Para agua residual municipal:

* reducir el contenido orgánico.

* en algunos casos la remoción de nutrientes (nitrógeno y Fósforo).

- Para aguas industriales la remoción o reducción de compuestos orgánicos e inorgánicos.

- En casos especiales el objetivo principal es la remoción de tóxicos orgánicos.

FUNCIÓN DE LOS MICROORGANISMOS.

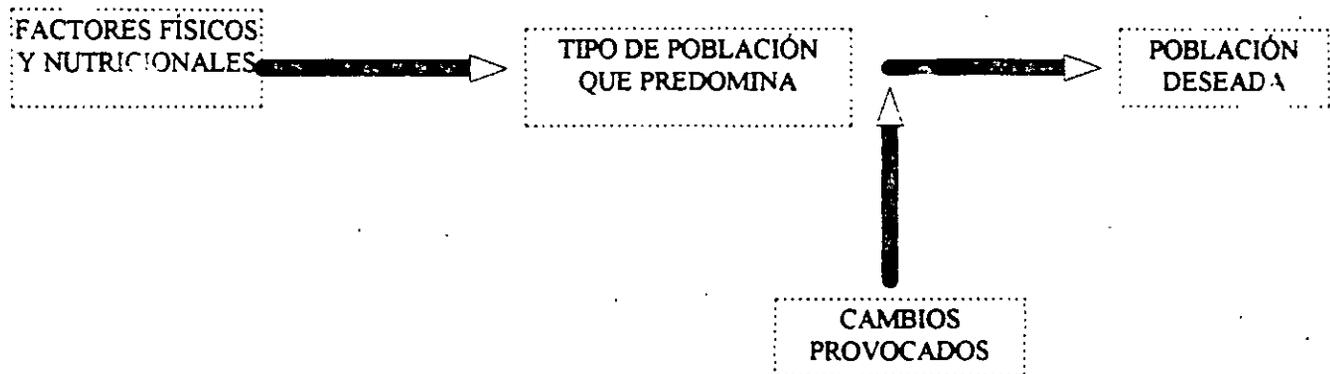
La remoción y estabilización de la materia orgánica, la coagulación de sólidos coloidales no sedimentables, del agua residual, se lleva a cabo biológicamente por una gran variedad de microorganismos (biomasa), principalmente bacterias. Los microorganismos convierten la materia orgánica disuelta y coloidal en tejido celular y productos finales (gases y agua). Debido a que el tejido celular tiene un peso específico ligeramente mayor que el agua, la biomasa, resultado del tratamiento, puede removerse del líquido tratado por sedimentación.

FACTORES AMBIENTALES QUE AFECTAN EL DESARROLLO DE LOS MICROORGANISMOS.

Existen factores físicos y químicos que afectan el crecimiento de los microorganismos y que es necesario considerar para predecir el tipo de población que predomina en un determinado ambiente y/o para sugerir medidas que puedan usarse para mantener una población deseada.

Factores físicos: En general actúan como agente selectivo para determinar el tipo de organismos que son capaces de desarrollarse en un determinado ambiente.

Factores químicos: Pueden o no ser selectivos. Algunos elementos como el Carbono y el nitrógeno, los cuales se requieren relativamente en grandes cantidades además frecuentemente solo pueden usarse en forma específica, puede ser un muy importante factor de selección. Otros elementos (Fe, Mg) que se usan en la misma forma para todos los microorganismos y se requieren en cantidades muy pequeñas, pueden ejercer poca o nula presión selectiva.



Factores físicos: Generalmente selectivos.

Determinan tipo de microorganismos que pueden desarrollarse.

Factores químicos: Pueden o no ser selectivos

FACTORES FÍSICOS.

El ambiente físico en el que se desarrollan los microorganismos afectan en un alto grado el proceso de crecimiento.

Para asegurar una óptima eficiencia de tratamiento se debe tener un ambiente adecuado para cualquier proceso biológico.

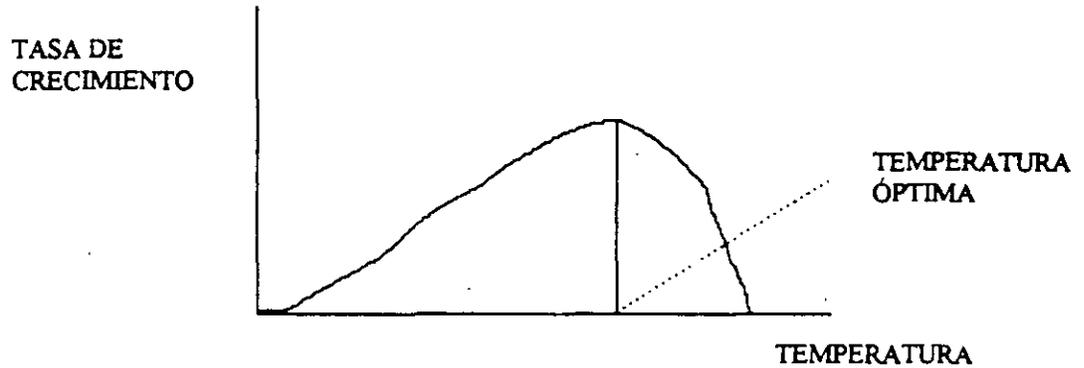
Los factores físicos más comunes y efectivos, en la selección de especies microbianas, y debido a que son factores más fáciles de controlar, y que ejercen un control tecnológico sobre la población microbiana.

Factores físicos más importantes:

- Temperatura.
- Requerimientos de oxígeno.
- pH.
- En menor grado mezcla y agitación.

TEMPERATURA.

Todos los procesos de crecimiento dependen de las reacciones bioquímicas y estas reacciones están influenciadas por la temperatura. La siguiente figura muestra el efecto de la temperatura sobre la tasa de crecimiento.



Existe una temperatura mínima abajo de la cual el crecimiento no ocurre, conforme se incrementa llega a un punto donde la tasa es máxima. La temperatura en este punto es llamada temperatura óptima. Conforme se incrementa la temperatura los componentes de la célula son sensibles y la tasa de crecimiento decae rápidamente.

Basado en el rango de temperatura dentro del cual el crecimiento es posible para los microorganismos, estos se pueden clasificar como:

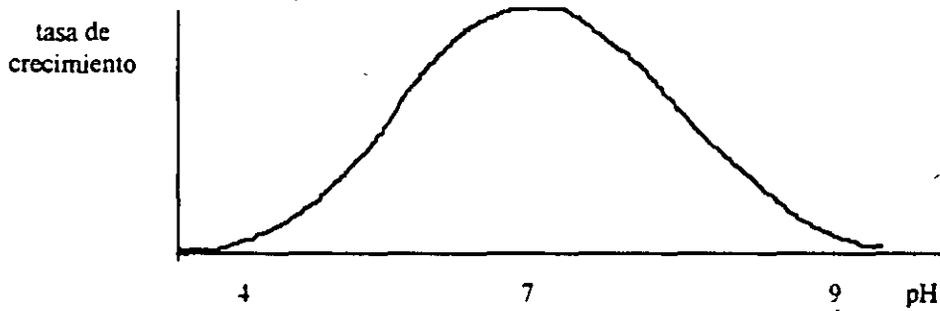
	rango	óptimo
Psicrófilas	-10 a 30	12 a 18
Mesofílicas	20 a 45	25 a 40
Termofílicas	45 a 75	55 a 65

Efectos del pH.

Para la mayoría de las bacterias, y por lo tanto para los procesos biológicos, el rango de pH para que haya crecimiento está entre 4 y 9. Con un valor de pH óptimo entre 6.5 y 7.5

Para bacterias ligeramente alcalino
Para algas y hongos ligeramente ácido.

EFFECTO DEL pH SOBRE LA TASA DE CRECIMIENTO.



Esta respuesta se atribuye al cambio de actividad de las enzimas.

La concentración del ion Hidrógeno es considerado uno de los más importantes factores que influyen en la actividad enzimática.

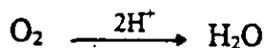
- La mayoría de las bacterias tienen un pH óptimo cerca del neutro, y un máximo y mínimo cerca de 9 y 5 respectivamente.
- La mayoría de los hongos prefieren un medio ácido con un óptimo de 5.
- La mayoría de las algas verdiazules se desarrollan mejor en un medio de pH de 7 o mayor.
- Protozoarios son capaces de desarrollarse en un rango de pH entre 5 y 8 con un óptimo de 7.

REQUERIMIENTOS DE OXÍGENO.

Existen dos ambientes principales en los cuales se llevan a cabo las operaciones bioquímicas: aeróbico y anaeróbico.

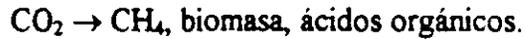
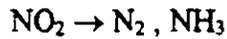
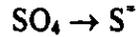
Un ambiente aeróbico es aquel en el que el oxígeno disuelto se encuentra presente en cantidad suficiente para que no sea un limitante del crecimiento. En este ambiente el oxígeno sirve como aceptor terminal de electrones en el metabolismo microbiano.

Aerobios → Oxígeno molecular como aceptor de electrones.



En un ambiente anaerobio es aquel en que el oxígeno disuelto no está presente o en el que su concentración es tan baja que es un limitante del metabolismo aerobio. En un ambiente anaerobio el aceptor terminal de electrones es una sustancia en lugar del oxígeno, si esta sustancia es una molécula orgánica, el sistema se denomina fermentación. Si el aceptor terminal de electrones es una sustancia inorgánica, se dice que el sistema se desarrolla bajo una respiración anaerobia.

Anaerobios → Usan otra molécula :



El ambiente bioquímico tiene un profundo efecto sobre la ecología de la población microbiana. Operaciones aeróbias tienden a mantener cadenas alimenticias completas, desde bacterias en su inicio hasta rotíferos en la parte superior. Por el otro lado operaciones anaerobias tienden a mantener poblaciones predominantemente bacterianas, aunque estas pueden también ser ecológicamente complejas.

Los microorganismos facultativos: Usan oxígeno u otro compuesto químico, sin embargo el desarrollo de estos es más eficiente bajo condiciones aerobias.

MEZCLADO Y AERACIÓN.

Puede ejercer efectos en la selección de especies y en el comportamiento.

Mezclado homogeneiza la población.

Previene diferencias de temperatura o composición.

REQUERIMIENTOS NUTRICIONALES.

Composición de la célula bacteriana:

Cuatro elementos:	Carbono	50 %
	Oxígeno	20 %
	Nitrógeno	10 - 15 %
	Hidrogeno	5 - 10 %

Hacen el 90 % en peso seco, más

Fósforo 1 - 3 %

Azufre 0.5 - 1.5 .

Hacen el 96 % en peso seco y el restante 4 % incluye un gran número de elementos: Potasio (K), Sodio (Na), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Hierro (Fe) y trazas de: Manganeso (Mn), Cobalto (Cb), Cobre (Cu), Bromo (Br) Zinc (Zn), Molibdeno (Mb).

Solo carbono y nitrógeno son de importancia selectiva.

Todos los procesos biológicos se basan en los requerimientos nutricionales.

Los nutrientes para los microorganismo :

- 1.- Proveen de material requerido para la síntesis de material citoplasmático.
- 2.- Sirve como fuente de energía para crecimiento de células y reacciones biocintéticas.
- 3.- Sirve como aceptor de electrones liberados en las reacciones crecimiento-energía.

A partir de los requerimientos nutricionales los microorganismo pueden dividirse en clases específicas:

Sobre la base de la forma química de carbono requerido:

- Autótrofos utilizan carbono inorgánico (CO_2 o HCO_3^-).
- Heterótrofos: requieren carbono en una forma relativamente compleja (carbono orgánico)

Sobre la base de energía requerida:

- Fotosintéticos Utilizan la luz como fuente de energía.
- Quimicótrofos Organismos que utilizan reacciones oxidación-reducción para proveer de energía requerida.

Por el tipo de compuesto oxidado:

- Quimicoorganotróficos Organismos que usan moléculas orgánicas complejas como su donador de electrones.
- Quimicoautótrofos: Utilizan moléculas inorgánicas simples tales como sulfuro de hidrógeno o amoníaco como donadores de electrones.

La siguiente tabla muestra la clasificación de los microorganismos con base en sus requerimientos de carbón y energía.

CLASIFICACION	FUENTE DE ENERGÍA	FUENTE DE CARBON	ORGANISMOS REPRESENTATIVOS
Fotoautotofos.	Luz	CO ₂	Algas, bacterias fotosintéticas
Fotoheterótrofos	Luz	Materia orgánica	Bacterias fotosintéticas.
Quimiautrótofos.	Materia inorgánica	CO ₂	Bacterias
Quimioheterótrofos	Materia orgánica	Materia orgánica	Bacterias, hongos, protozoarios, animales.

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

INTRODUCCIÓN A LOS PROCESOS BIOLÓGICOS.

José Luis Torrescano España.

TEMAS A TRATAR

① Aplicación

② Función de los microorganismos.

- ◆ Clasificación por requerimientos de carbón y energía

- ◆ Clasificación por sus requerimientos de oxígeno.

 - Aerobios.

 - Anaerobios.

③ Factores ambientales que afectan el desarrollo de los microorganismos

- ◆ Factores físicos

- ◆ Factores químicos

APLICACIÓN

- ◆ El tratamiento biológico es una operación bioquímica, en la cual se llevan a cabo transformaciones químicas por microorganismos vivos. Ejemplos de estas operaciones son la industria farmacéutica, la cervecería y con gran aplicación la del tratamiento del agua residual.

TIPO DE A AGUA A TRATARSE POR PROCESOS BIOLÓGICOS

Con una adecuada caracterización del agua a tratar, y un control del ambiente en el que se lleva a cabo el proceso, casi todo tipo de agua residual puede tratarse biológicamente.

Objetivos principales del tratamiento biológico aplicado al agua residual:

- Coagular y remover los sólidos disueltos y coloidales no sedimentables.
- La remoción de la materia orgánica (DBO₅, DQO).

- Para agua residual municipal:

- ◆ Reducir el contenido orgánico (DBO_5 o DQO).
- ◆ En algunos casos la remoción de nutrientes (nitrógeno y Fósforo)

- Para aguas industriales .

- ◆ La remoción o reducción de compuestos orgánicos e inorgánicos.
- ◆ En casos especiales el objetivo principal es la remoción de tóxicos orgánicos

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅)

DBO₅: 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 DBO₅.

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

DQO: La demanda química de oxígeno es una medida de la cantidad de oxígeno requerido 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.

CONCENTRACIONES PARA UN AGUA MUNICIPAL

	DBO ₅ , mg/l.	DQO, mg/l.
AFLUENTE	100-300	200-500
EFLUENTE SEDIMENTADOR PRIMARIO	50-100	150 - 300
EFLUENTE TRATAMIENTO SECUNDARIO	15 - 30	50 - 100

FUNCIÓN DE LOS MICROORGANISMOS

La remoción y estabilización de la materia orgánica, la coagulación de sólidos coloidales no sedimentables, contenidos en el agua residual, se lleva a cabo biológicamente por una gran variedad de microorganismos (biomasa), principalmente bacterias. Los microorganismos convierten la materia orgánica disuelta y coloidal en tejido celular y productos finales (gases y agua). Debido a que el tejido celular tiene un peso específico ligeramente mayor que el agua, la biomasa resultado del tratamiento, puede removerse del líquido tratado por sedimentación.

CLASIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS CON BASE A SUS REQUERIMIENTOS DE CARBÓN Y ENERGÍA.

Fuente de Carbono	Fuente de Energía	Tipo de Carbono	Tipo de Energía
Orgánico	Orgánico	Orgánico	Fototrófico
Orgánico	Orgánico	Orgánico	Quimotrófico
Orgánico	Inorgánico	Orgánico	Fototrófico
Orgánico	Inorgánico	Inorgánico	Quimotrófico

Existen dos ambientes principales en los cuales se llevan a cabo las operaciones bioquímicas :

Aerobio.

- Oxígeno molecular como aceptor terminal de electrones.

◆ Anaerobio.

- Aceptor terminal de electrones una sustancia en lugar del oxígeno.
 - ◆ Molécula orgánica: Fermentación
 - ◆ Molécula inorgánica: Respiración anaerobia.

Un ambiente aerobio es aquel en el que el oxígeno disuelto se encuentra presente en cantidad suficiente para que no sea un limitante del crecimiento. En este ambiente el oxígeno sirve como aceptor terminal de electrones en el metabolismo microbiano.

En un ambiente anaerobio es aquel en que el oxígeno disuelto no está presente o en el que su concentración es tan baja que es un limitante del metabolismo aerobio. En un ambiente anaerobio el aceptor terminal de electrones es una sustancia en lugar del oxígeno, si esta sustancia es una molécula orgánica, el sistema se denomina fermentación. Si el aceptor terminal de electrones es una sustancia inorgánica, se dice que el sistema se desarrolla bajo una respiración anaerobia.

Procesos biológicos

◆ Aerobios

– Crecimiento en suspensión

- ◆ Lodos activados
- ◆ Lagunas aereadas
- ◆ Digestores aerobios

– De película fija

- ◆ Filtros percoladores.
- ◆ Biodiscos

Procesos biológicos

◆ Anaerobios

– Crecimiento en suspensión.

Digestores anaerobios

Procesos de contacto

De flujo ascendente con manto de lodos

– De película fija.

Filtros anaerobios

De manto expandido

El ambiente bioquímico tiene un profundo efecto sobre la ecología de la población microbiana. Operaciones aeróbicas tienden a mantener cadenas alimenticias completas, desde bacterias en su inicio hasta rotíferos en la parte superior. Por el otro lado operaciones anaerobias tienden a mantener poblaciones predominantemente bacterianas, aunque estas pueden también ser ecológicamente complejas.

Además del ambiente en que se lleva a cabo el proceso biológico, existen factores físicos y químicos que afectan el desarrollo de los microorganismos y que es necesario considerar para predecir el tipo de población que predomina en un determinado ambiente y/o para sugerir medidas que puedan usarse para mantener una población deseada.

Factores físicos: En general actúan como agente selectivo para determinar el tipo de organismos que son capaces de desarrollarse en un determinado ambiente.

Principales factores físicos

- Temperatura.
- Requerimientos de oxígeno.
- pH.
- En menor grado mezcla y agitación

El ambiente físico en el que se desarrollan los microorganismos afectan en un alto grado el proceso de crecimiento.

Factores químicos:

- ◆ Pueden o no ser selectivos.
- ◆ Carbono y el nitrógeno, se requieren relativamente en grandes cantidades
 - Frecuentemente solo pueden usarse en forma específica
 - Importante factor de selección
- ◆ Otros elementos (Fe, Mg) que se usan en la misma forma para todos los microorganismos
 - Se requieren en cantidades muy pequeñas.
 - Pueden ejercer poca o nula presión selectiva

Para asegurar una óptima eficiencia de tratamiento se debe tener un ambiente adecuado para cualquier proceso biológico.

1997

Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a

URSOS
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS

INTERNET
ACTIVAS

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

8.- Procesos de Tratamiento Biológico. Lodos Activados

M. en I. José Luis Torrescano E.

Julio 4 de 1997



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.**

JOSÉ 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 C_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.

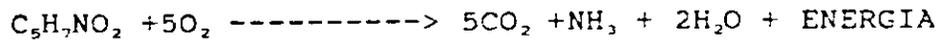
OXIDACIÓN:

$COHNS + O_2 + BACTERIAS \rightarrow CO_2 + NH_3 + ENERGÍA + OTROS$
PRODUCTOS FINALES

SÍNTESIS:

$COHNS + O_2 + BACTERIAS \rightarrow ENERGIA + C_5H_8O_2N$

RESPIRACIÓN ENDOGENA:



donde $COHNS$ representa la materia orgánica contenida en el agua.
 $C_5H_7NO_2$ 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 substrato (que es el agua residual influente S_0) 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 generados por 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 afluyente.

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 (DBO_5) 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 (DBO_5), 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 DBO/m³ será 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 es tratada conforme avanza por los canales del tanque reactor.

Conforme el residuo pasa por el tanque, la concentración de carga orgánica (DBO_5), se reduce gradualmente. Variaciones a este esquema de flujo incluyen la disminución de lodo de recirculación y cantidad de aire (oxígeno) a lo largo del tanque. Lo anterior es posible debido a que la DBO_5 , 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 aere 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 repentinamente

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 zanjas 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 zanjas de oxidación pueden tener uno o más rodillos, dependiendo de las dimensiones del canal y requerimientos de oxígeno. El mecanismo de tratamiento de las zanjas 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 DBO₅

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 DBO, 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 número 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

Además 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 microscópico
- 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 SÓLIDOS

Existen dos formas, más comunes, de medir la demanda de oxígeno; una es llamada demanda bioquímica de oxígeno o DBO, 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 ésta 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 mencionó 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 deseará 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 estación 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 deberás tratar de mantener este nivel. Esto se hace retirando la cantidad de lodos necesaria.

La precisión y representatividad de las muestras son esenciales para controlar el proceso de los lodos activados. Los SSVLM variarán a través del día 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 sólidos. Una muestra representativa de los SSVLM se tomará en tres o más 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.
- Tctal 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 término, 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 ecuación para calcular el TMRC es:

$$\text{TMRC} = \left(\text{kg SSVLM en el tanque de aeración} \right) / \left(\text{kg SSV en el lodo desechado/día} + \text{kg SSV en el efluente/día} \right)$$

NOTA:

1.- Para el cálculo 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 cálculos.

2.- Un cálculo más exacto deberá 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 de 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.

Veamos 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 filamentoso" 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 flóculo 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 está 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 también 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 rápidamente la calidad del lodo. Los signos visuales que se deben observar son:

- a) Si el flóculo es granular, compacto, esponjoso o ligero.
- b) Si el flóculo 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 más 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 está. 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 sedimentación lenta indica:

- Una disminución 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 período 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.
 $(7.4 - 3.4) / 10 = 0.4 \text{ mg O}_2/\text{L}/\text{min}$

4.- La velocidad de utilización normalmente se expresa en unidades de mg de $\text{O}_2/\text{L}/\text{h}$ por lo tanto:

$$\begin{aligned} \text{La velocidad de utilización} &= 0.4 \text{ mgO}_2/\text{L}/\text{min} * 60 \text{ min}/\text{hr} \\ &= 24 \text{ mgO}_2/\text{L}/\text{hr} \end{aligned}$$

5.- La tasa de respiración puede calcularse con la siguiente fórmula:

$$\text{TR} = (\text{Velocidad de utilización} * 1000) / \text{SSVLM}$$

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 Q_r y el desecho Q_w .

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 Q_w . 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 Q_r .
- 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 (Q_r) Y DESECHO DE LODO ACTIVADO (Q_w)

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.

Cómo 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} .

$$Q_r = (\text{Flujo de entrada}) * ((SSV_{LM} / (SSV_{Qr} - SSV_{LM}))$$

Ejemplo:

$$\text{Flujo} = 562 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$SSV_{LM} = 2200 \text{ mg/l}$$

$$SSV_{Qr} = 7800 \text{ mg/l}$$

$$Q_r = (562) * ((2200 / (7800 - 2200))) = 221 \text{ m}^3/\text{d}$$

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:

$$Qw = ((Va * SSVLM) / (SSVQw * TMRC)) - ((SSVe * Q) / SSVQw)$$

Ejemplo:

$$Va = 350m^3$$

$$SSVLM = 1900 \text{ mg/l}$$

$$TMRC = 9 \text{ días}$$

$$SSVQw = 5200 \text{ mg/l}$$

$$SSVe = 30 \text{ mg/l}$$

$$Q = 562 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Qw = ((350 * 1900) / (5200 * 9)) - ((30 * 562) / 5200)$$

$$Qw = 11 \text{ m}^3/\text{d}$$

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.

OXÍGENO 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 mencionó 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 orgánica se incrementa, también lo hace la demanda de oxígeno; y, si el suministro de oxígeno no cubre la demanda, se trabajará 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 será más 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 m^3 de agua residual por día por metro cuadrado de área superficial ($m^3/m^2 \cdot d$ de área superficial) El promedio de esta tasa es de 15 a 30 $m^3/d/m^2$. Durante horas pico esta puede elevarse tan alta como 40 a 50 $m^3/d/m^2$.

Para calcular la tasa de derrame superficial, se necesitan los siguientes datos:

- Q, a las horas pico en m^3/d
- Area superficial del sedimentador en $m^2 = A_s$

La ecuación es:

Tasa de derrame superficial = $Q (m^3) / A_s (m^2)$

Ejemplo:

- Flujo de agua residual, $Q = 864 m^3/d$
- Area superficial del sedimentador = $40 m^2$

Tasa de derrame o carga superficial = $864 / 421.6 m^3/m^2/d$

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 m^2 , elevándose en algunos casos hasta 250 kg. sólidos/ d/m^2 .

Para calcular la tasa de carga de sólidos se requieren los siguientes datos:

- Q, flujo a las horas pico en m^3/d
- Q_r , flujo de recirculación de lodo en m^3/d
- SSVLM, en mg/l
- Area superficial del sedimentador secundario en m^2 .

La ecuación de la tasa de carga de sólidos es (T_s) es:

$T_s = ((Q+Q_r) \cdot SSVLM / 1000 \cdot A_s)$

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

Sedimentación 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 tóxicos.

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 Qw, 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 Qw.

APARIENCIA DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO

Terrones grandes café 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 después 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, Qr.

SOLUCIÓN

Ajustar la edad de lodo y Qr 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.

SOLUCIÓN

- 1.-Reparar o reemplazar, líneas de bombeo o equipo.
- 2.-Retener más 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 tóxico 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 relación F/M

SOLUCIÓN

Incrementar Qw para disminuir la edad del lodo.

DIAGRAMA DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

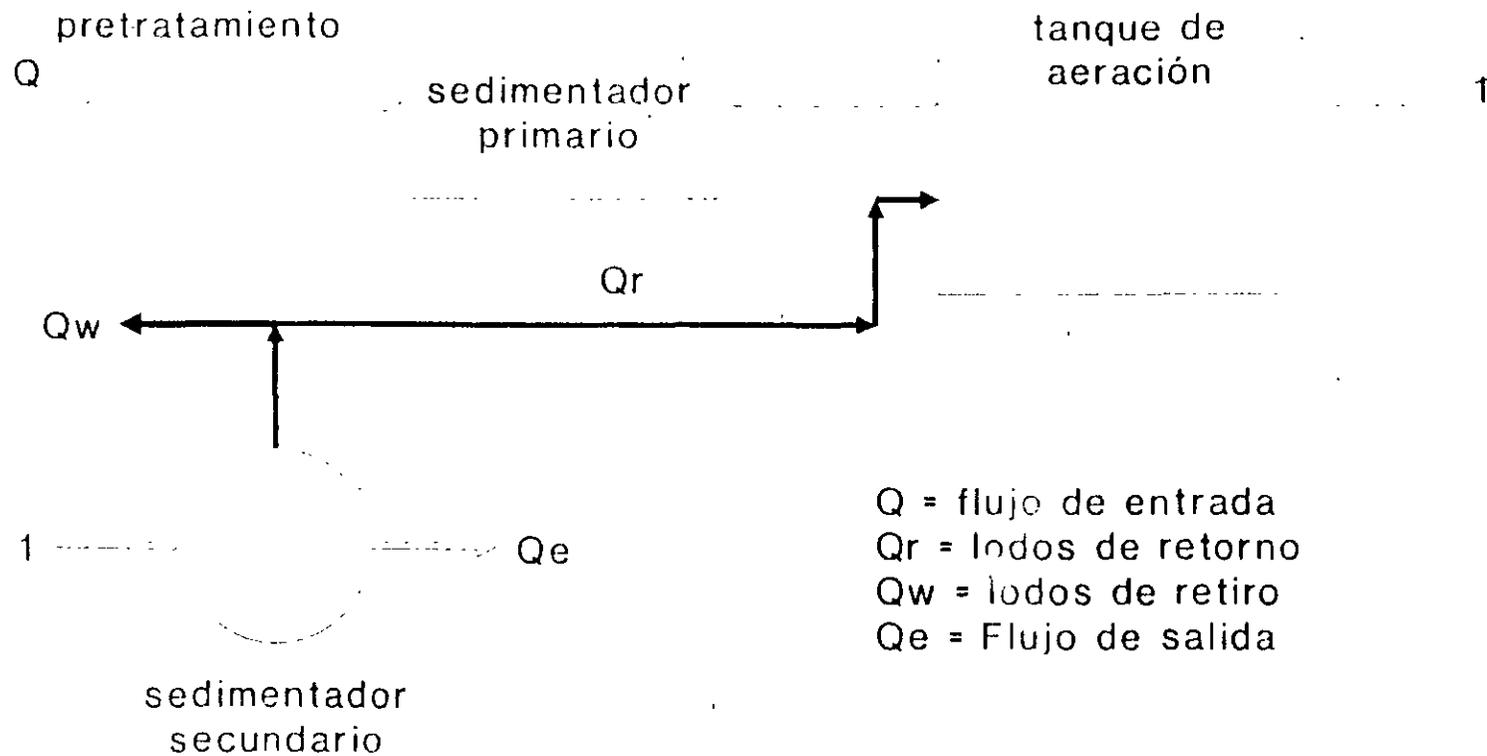
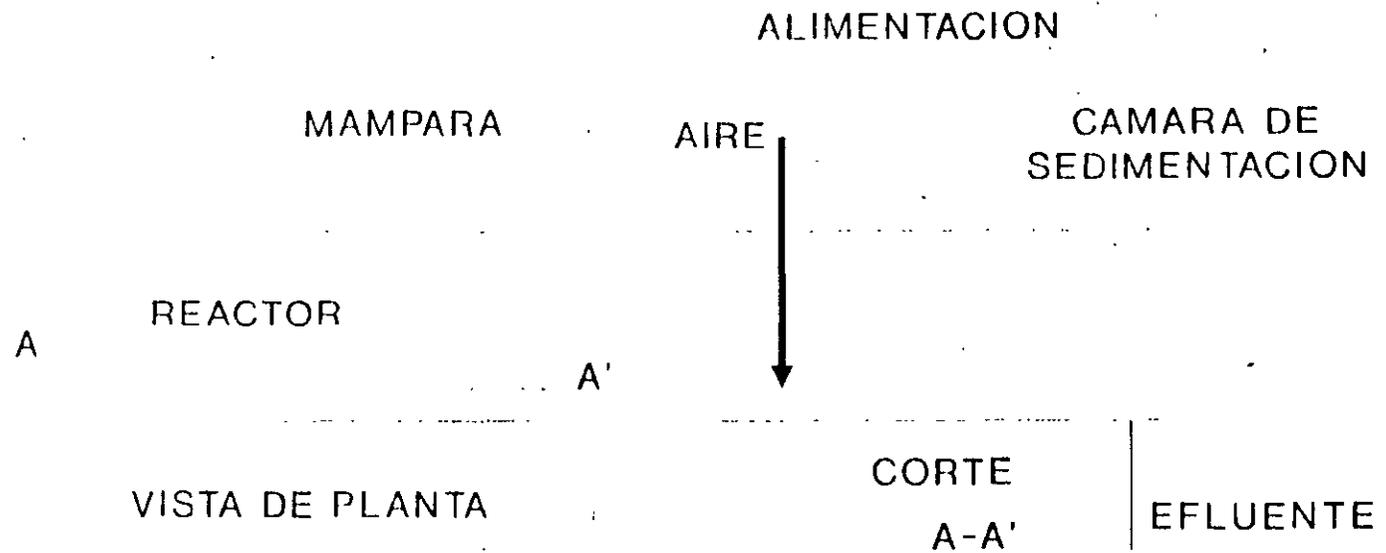


FIG. 1

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. CONTINUA

FIG. No. 2

DIAGRAMA DE UN PROCESO DE Lodos Activados MODIFICACION FLUJO PISTON

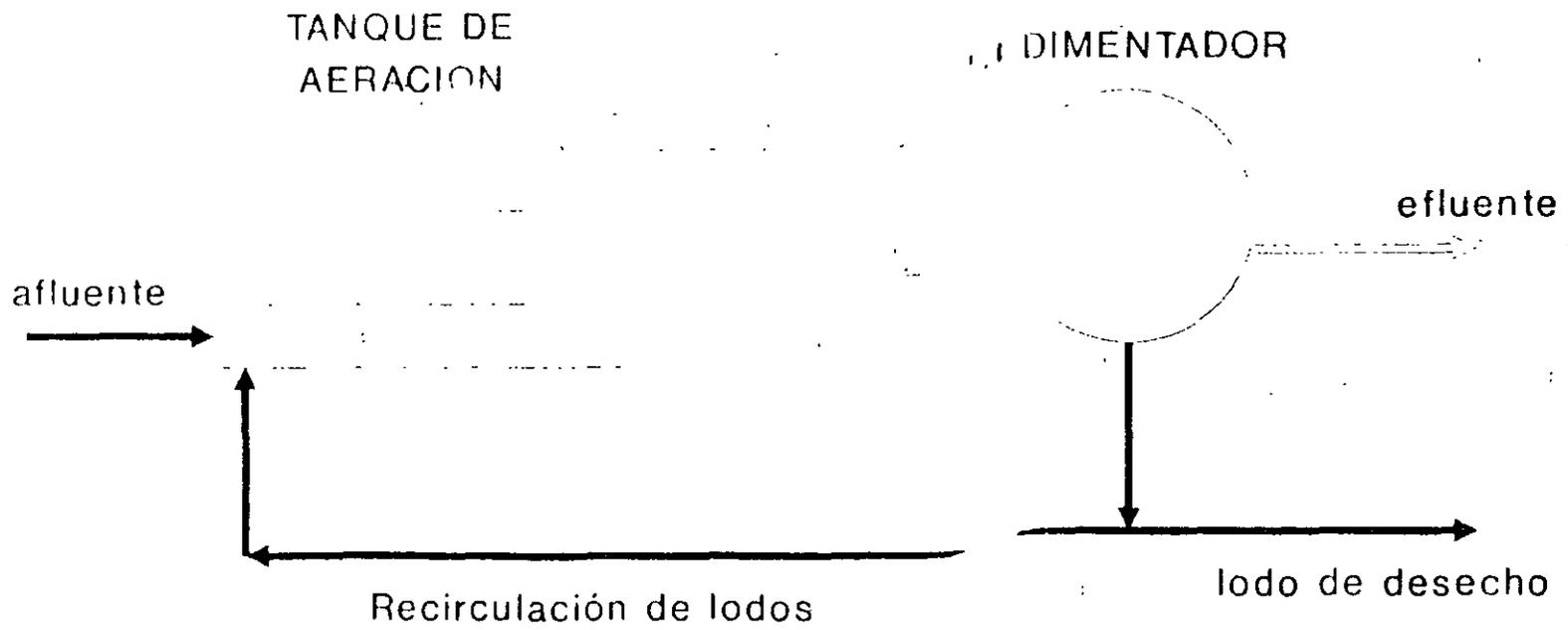


DIAGRAMA DE FLUJO DE UN PROCESO DE LODOS
ACTIVADOS, COMPLETAMENTE MEZCLADO.

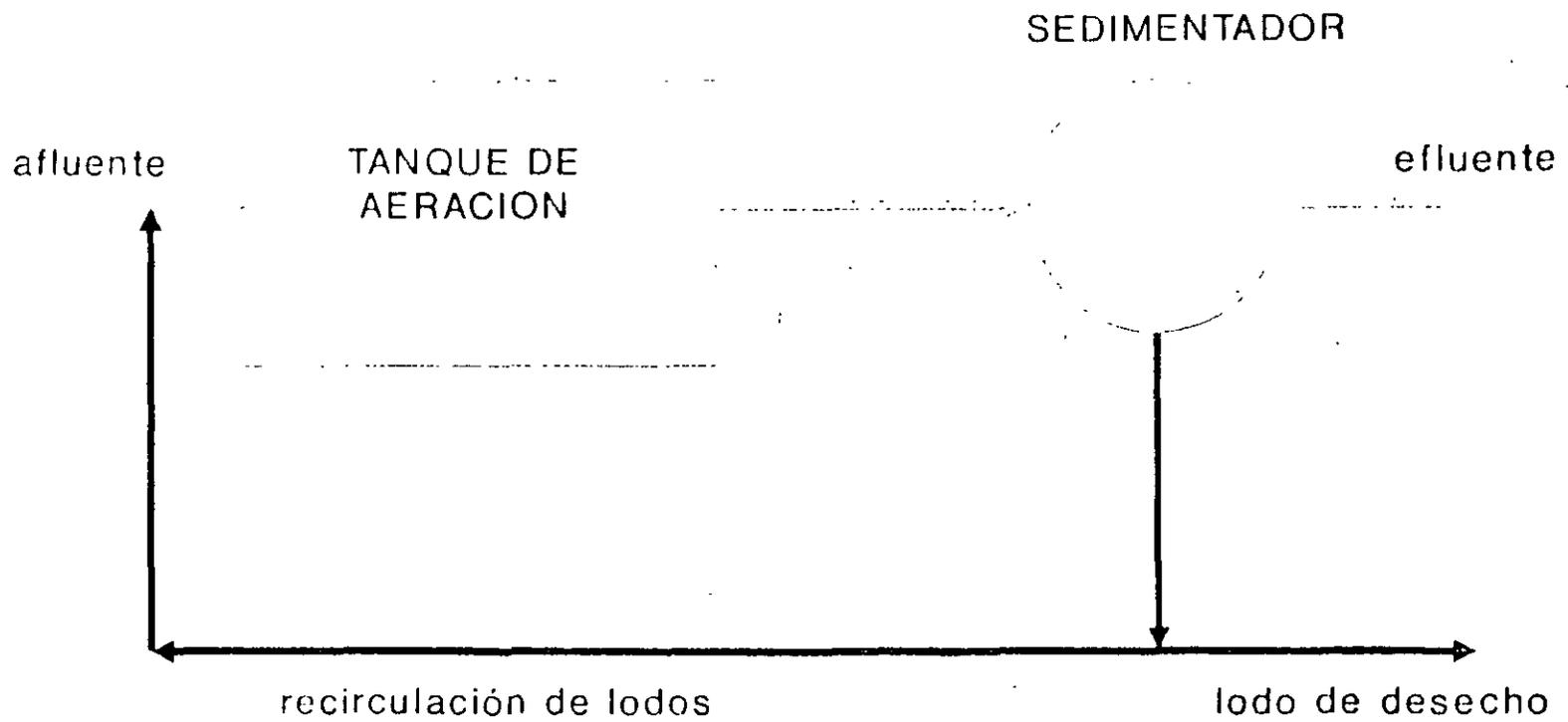


FIG. No. 4

DIAGRAMA DE FLUJO DE UN PROCESO DE LODOS ACTIVADOS, ESTABILIZACION-CONTACTO

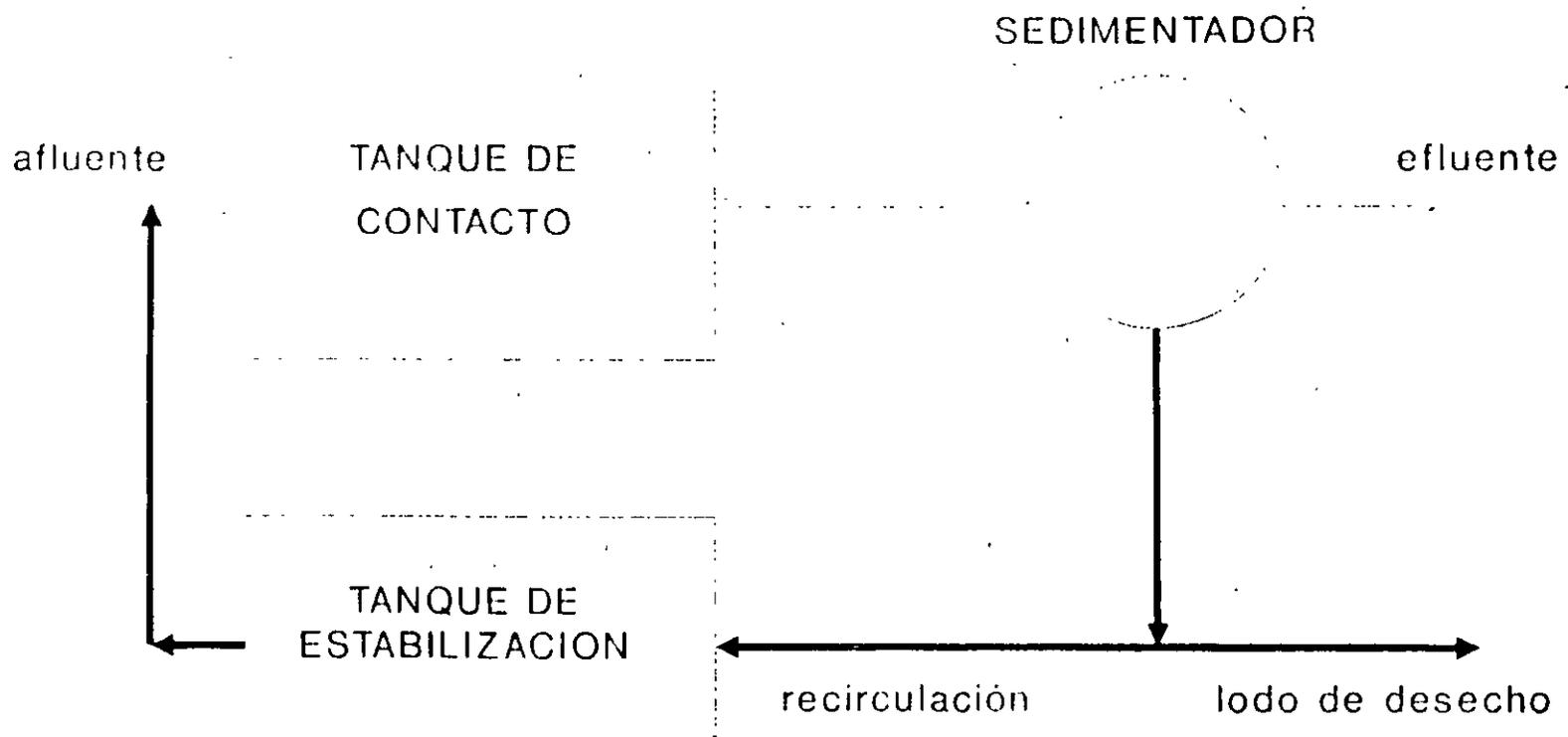
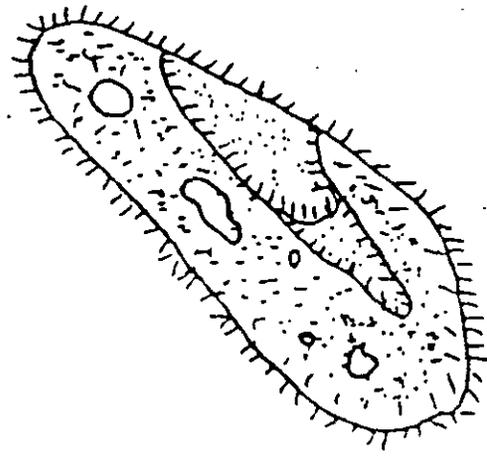
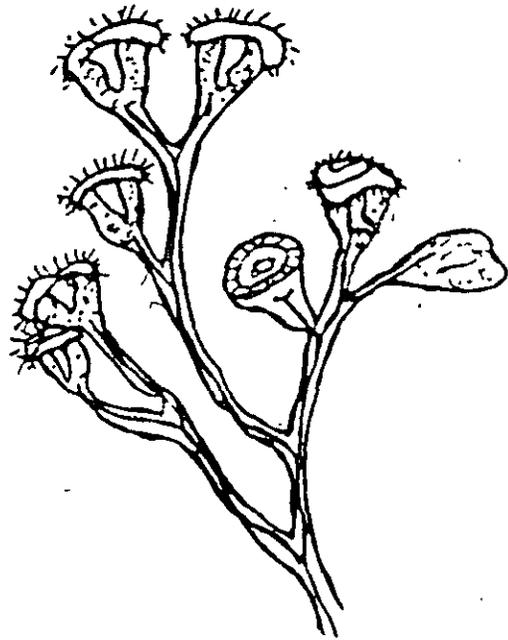


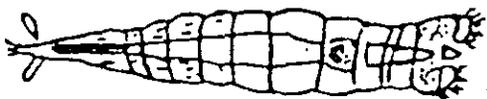
FIG No. 5



PROTOZOARIOS CILLADOS LIBRES
FIG. 7

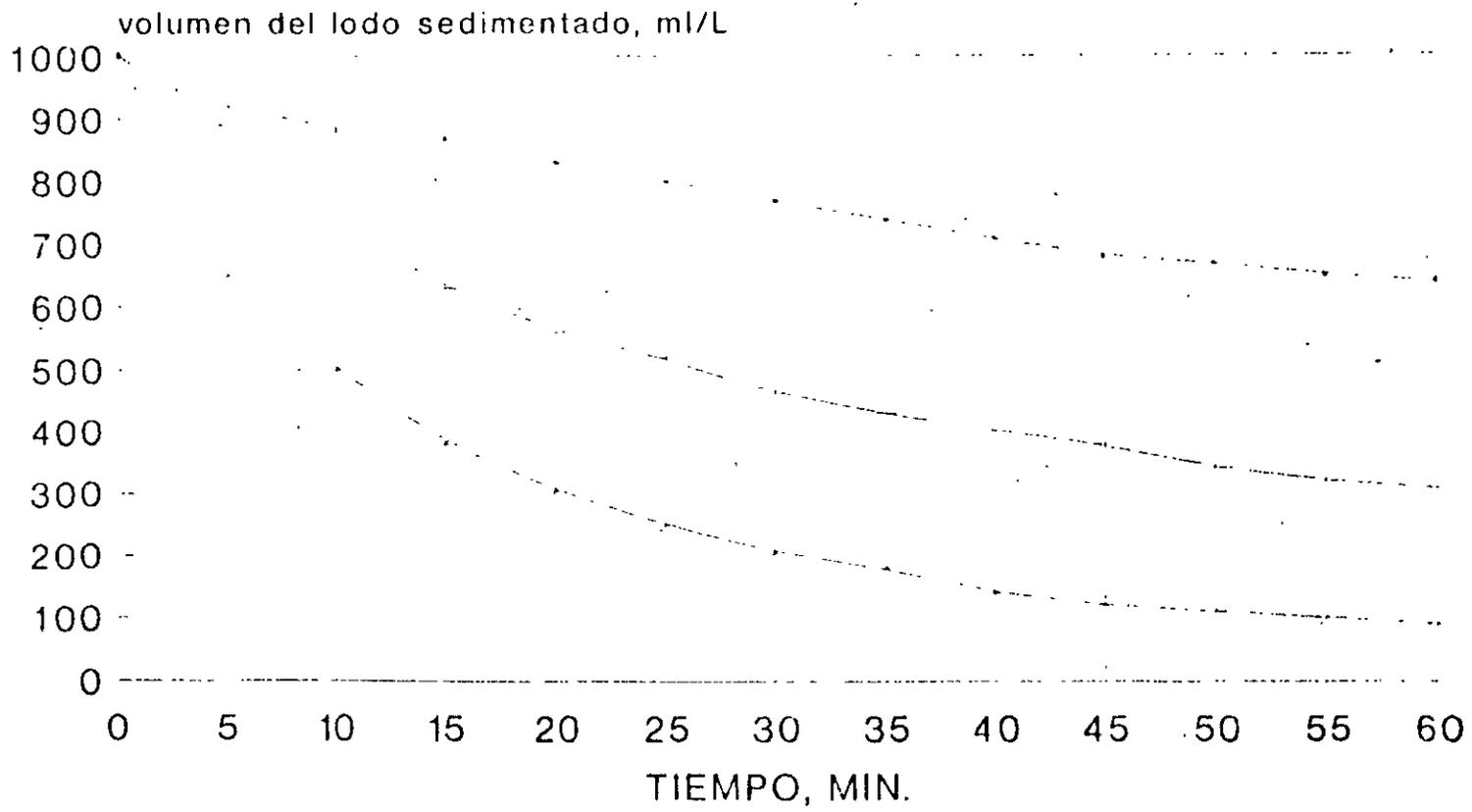


PROTOZOARIOS CILLADOS FIJOS
FIG. 8



R O T I F E R O
FIG. 9

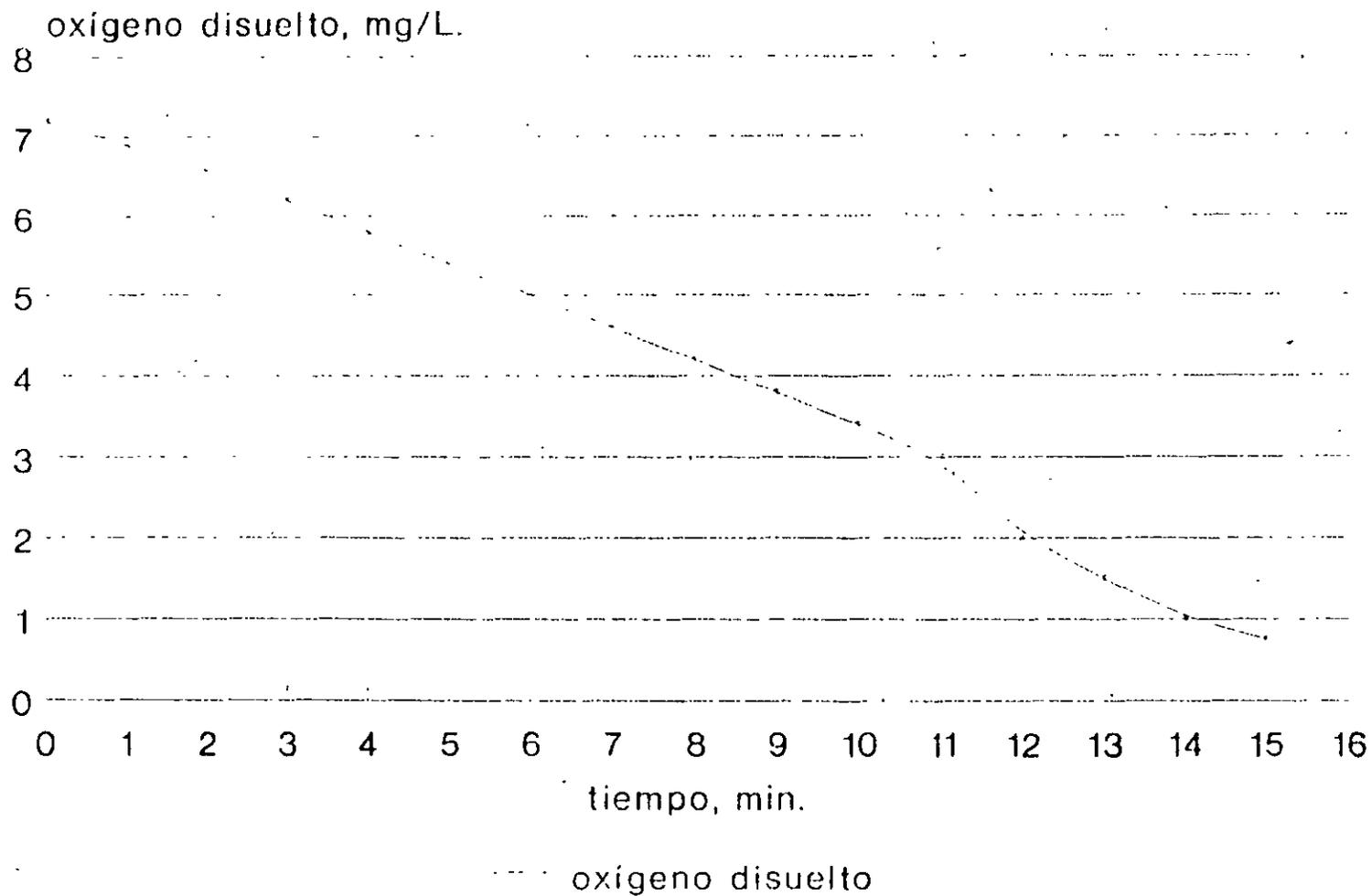
FIG. No. 10 , GRAFICA DE SEDIMENTACION DEL LICOR MEZCLADO.



--- 1 disminuir Qw - - - 2 mantener Qw - . - . 3 aumentar Qw

serie 1 sedimentación lenta
 serie 2 sedimentación normal
 serie 3 sedimentación rápida

FIG. No. 11. GRAFICA DE CONSUMO DE
OXIGENO PARA EL LICOR MEZCLADO



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 aerobica. <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. 	Filtros de desbaste.	Remoción de DBO carbonacea.
	Biodiscos.	Remoción de DBO carbonacea (nitrificación).
	Reactores de lecho empacado.	Remoción de DBO carbonacea (nitrificación).
	Procesos de biofiltro activado, procesos de contacto de sólidos filtros biológicos, procesos biofiltros lodos activados, procesos en serie de filtros lodos activados.	Remoción de DBO carbonacea (nitrificación)
Procesos anóxicos. <ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento en suspensión. • Crecimiento adherido 	Denitrificación crecimiento en suspensión. Denitrificación de película fija.	Denitrificación. Denitrificación.
Procesos anaeróbicos. <ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento en suspensión • Crecimiento adherido 	Digestión anaerobia. <ul style="list-style-type: none"> • Tasa estándar una etapa. • Alta tasa una etapa • Dos etapas Proceso de contacto anaerobio. Anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos. Proceso de filtro anaerobio.	Estabilización Remoción de DBO Carbonacea Remoción de DBO Carbonacea. Remoción de DBO Carbonacea Remoción de DBO Carbonacea Estabilización de residuos (denitrificación)

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, denitrificación, remoción de fósforo Remoción de DBO Carbonacea, nitrificación, denitrificación, 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).

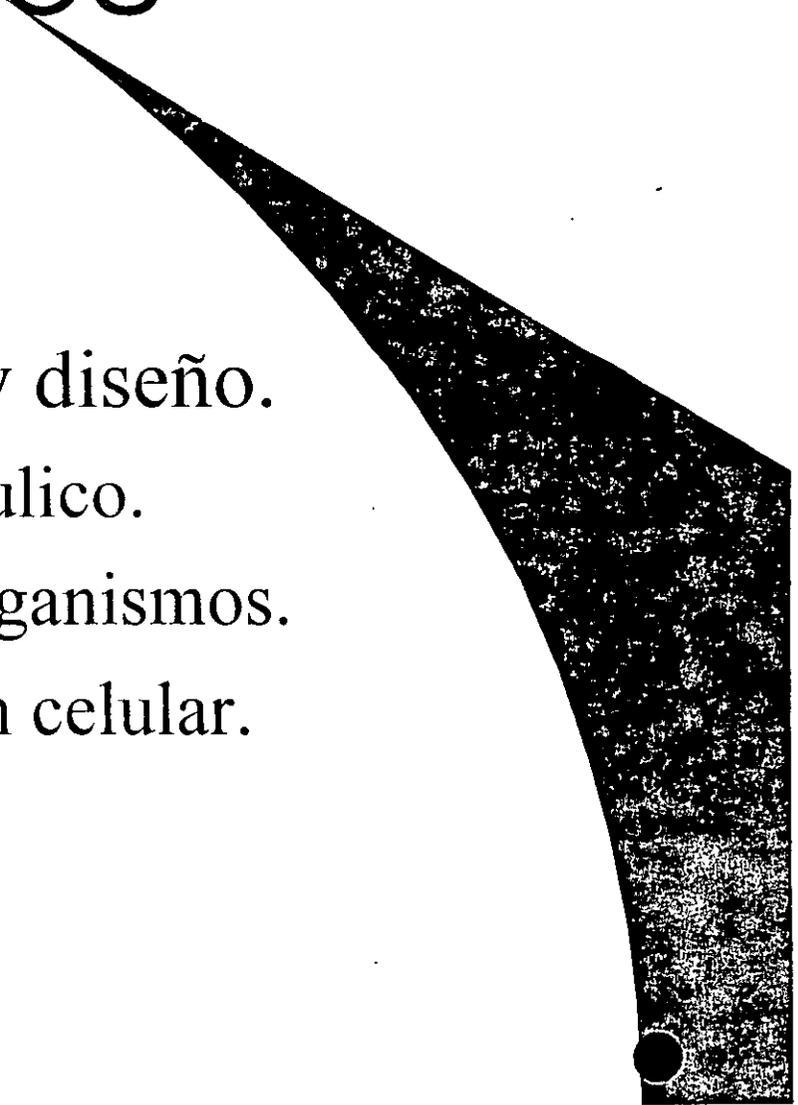
PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

José Luis Torrescano España.



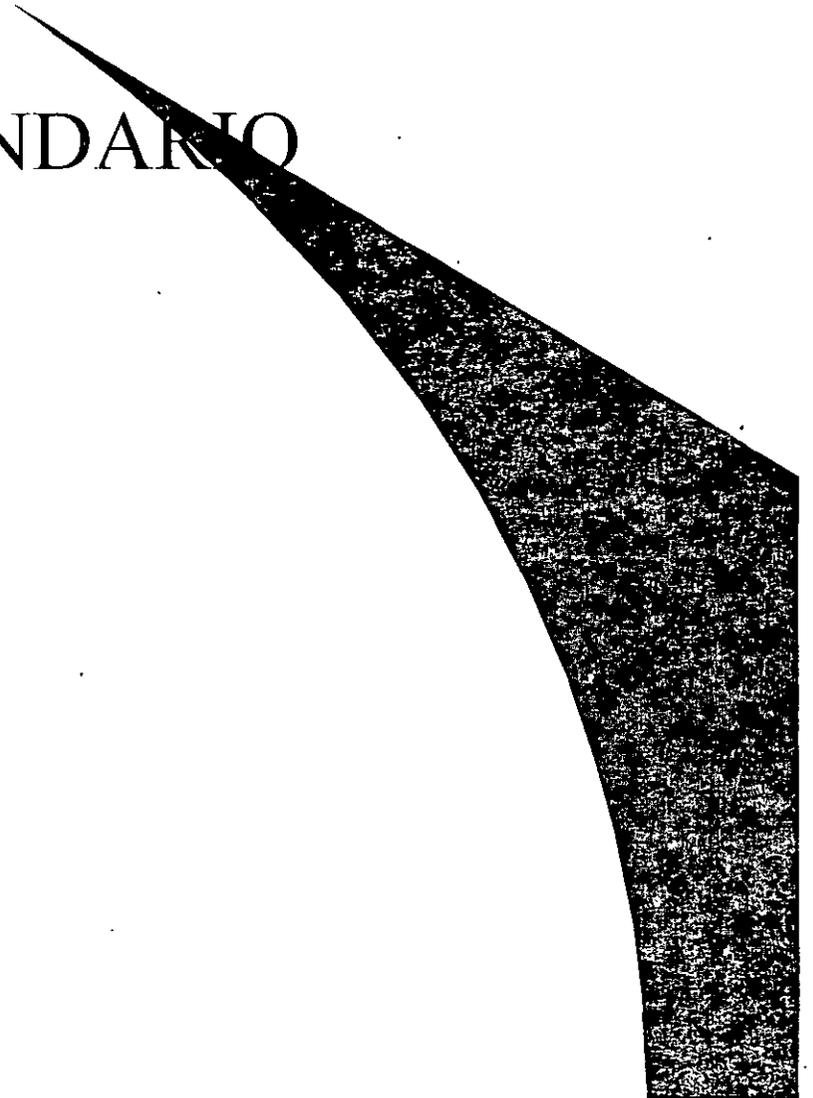
PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

- Introducción
- Descripción del proceso.
- Parámetros de operación y diseño.
 - Tiempo de retención hidráulico.
 - Relación alimento/microorganismos.
 - Tiempo medio de retención celular.
 - Carga orgánica.
 - Carga Hidráulica.

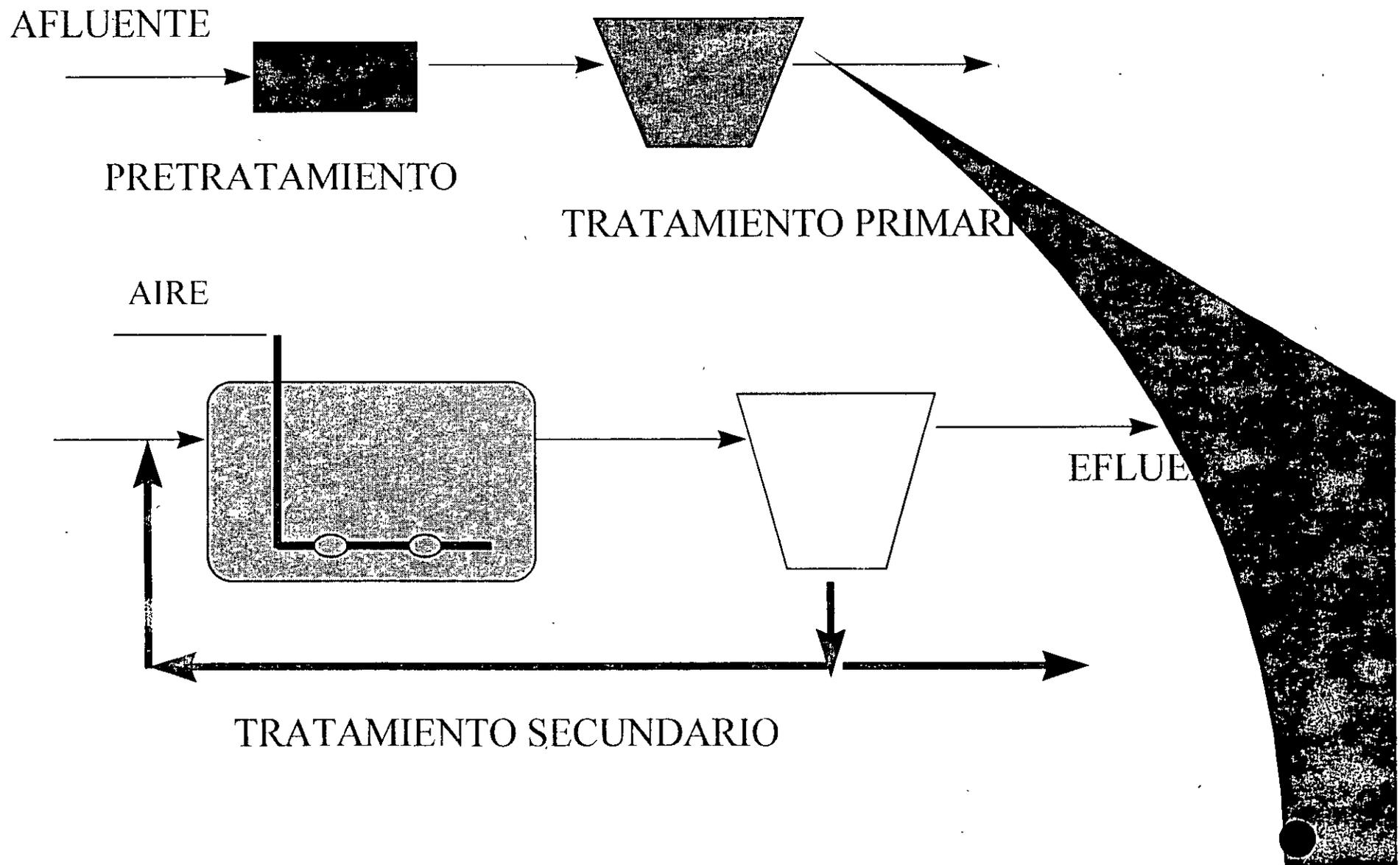


PROCESO DE LODOS ACTIVADOS.

- TRATAMIENTO SECUNDARIO
- BIOLÓGICO AEROBIO

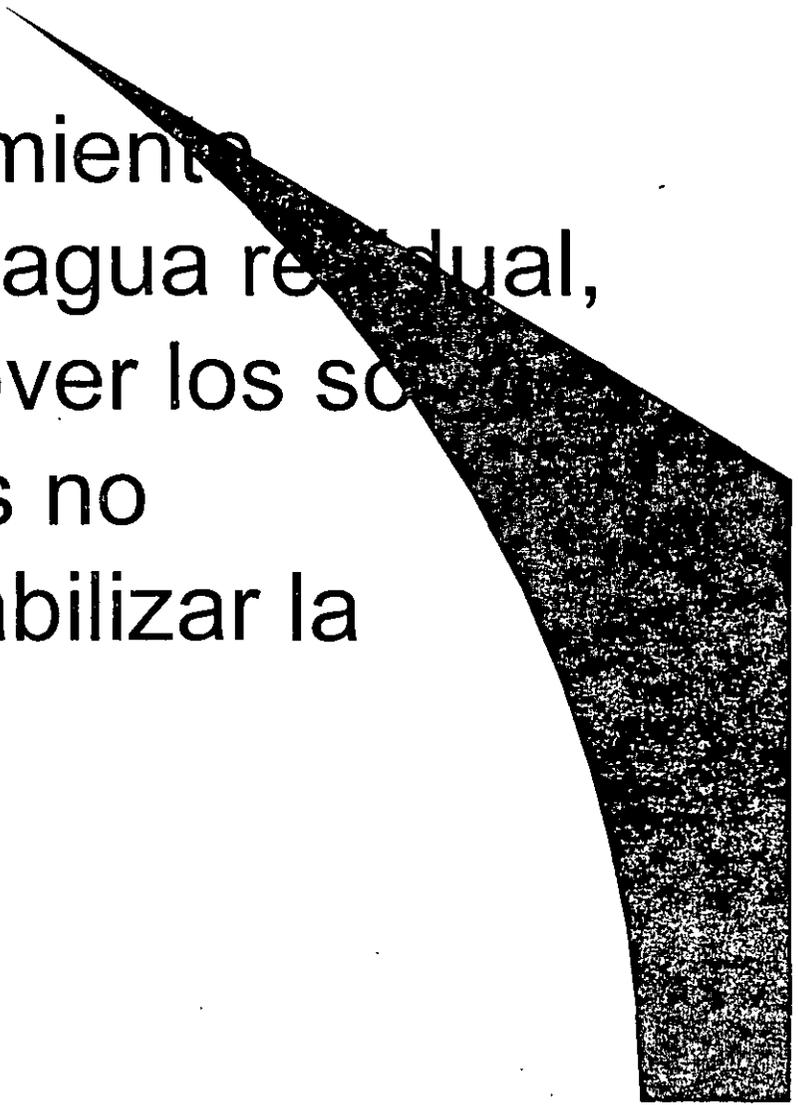


PLANTA DE TRATAMIENTO



OBJETIVOS

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 y 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 $C_5H_7O_2N$, del cual 53% de peso seco es carbón.

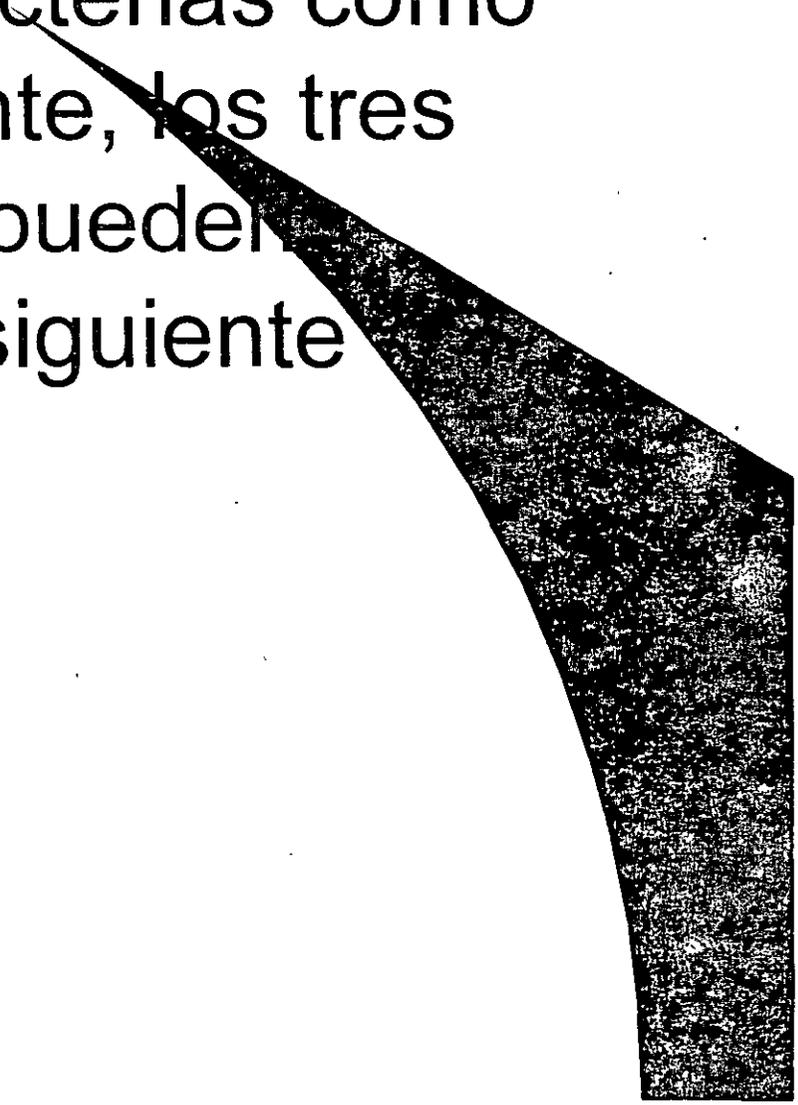
NECESIDADES NUTRICIONALES

Además de la fuente de carbón 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

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

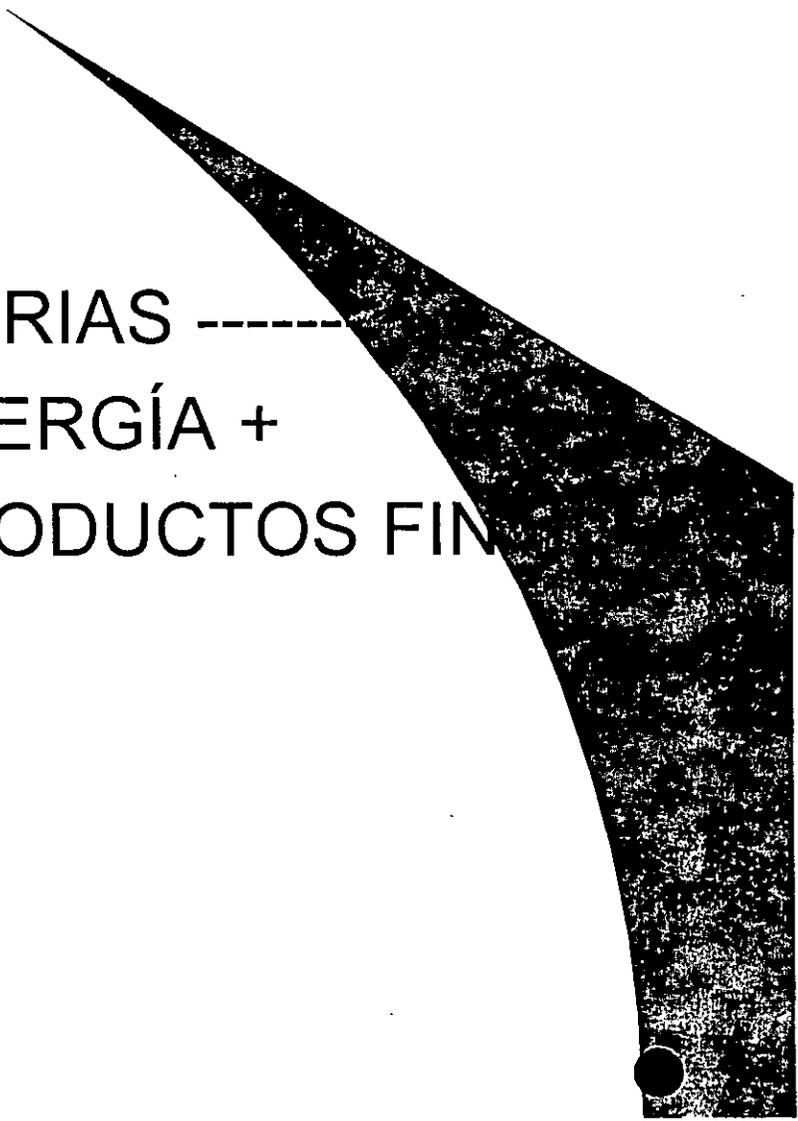
En presencia de oxígeno, la oxidación aerobia toma lugar; parte de la materia orgánica es sintetizada a nuevos microorganismos, otra parte es oxidada a productos finales relativamente estables como C_2 , agua y NH_3 , y en ausencia de materia orgánica las mismas células o microorganismos entran en una 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

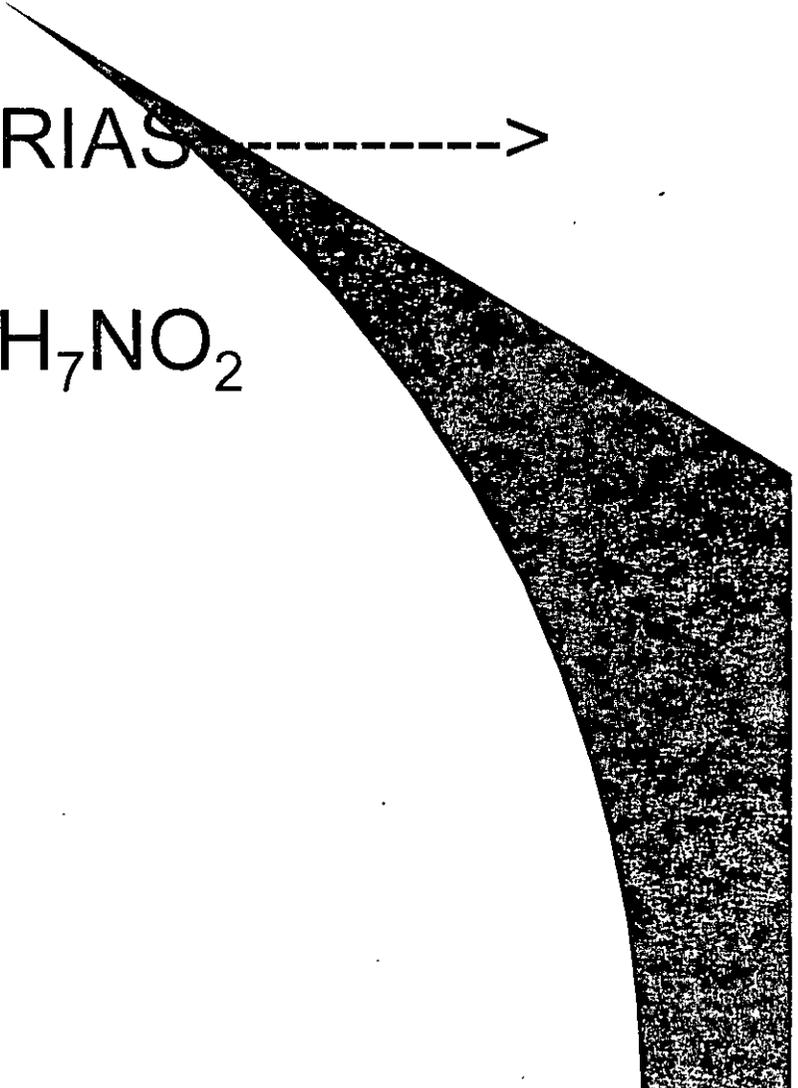
COHNS + O₂ + BACTERIAS -----
CO₂ + NH₃ + ENERGÍA +
OTROS PRODUCTOS FIN



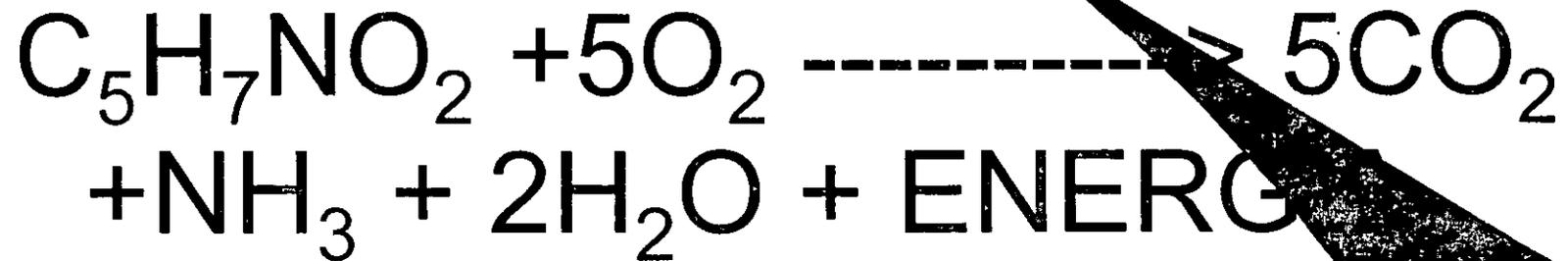
SÍNTESIS:

COHNS + O₂ + BACTERIAS 

ENERGÍA + C₅H₇NO₂



RESPIRACIÓN ENDOGENA:



donde

COHNS representa la materia orgánica contenida en el agua

$C_5H_7NO_2$ representa la materia celular bacteriana.

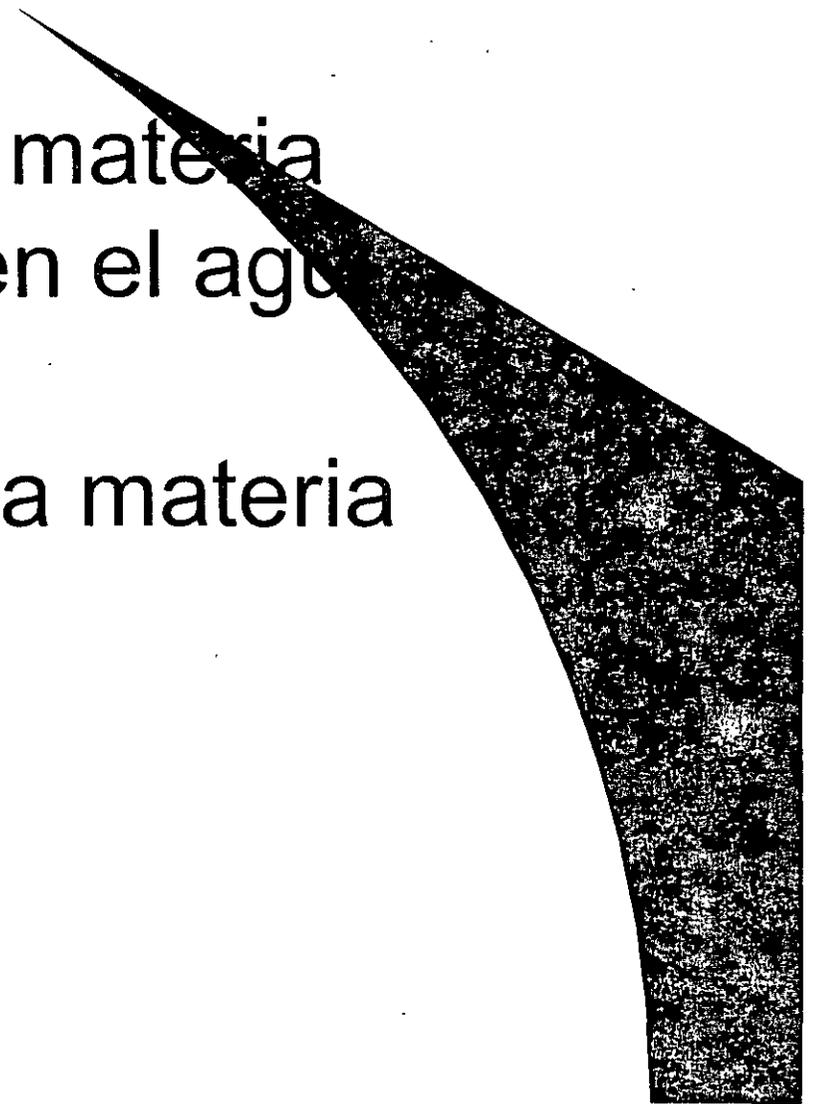


DIAGRAMA DEL PROCESO

- La fig.1 representa el diagrama típico del tratamiento biológico por el proceso de lodos activados por un sistema de flujo continuo con recirculación de lodos.

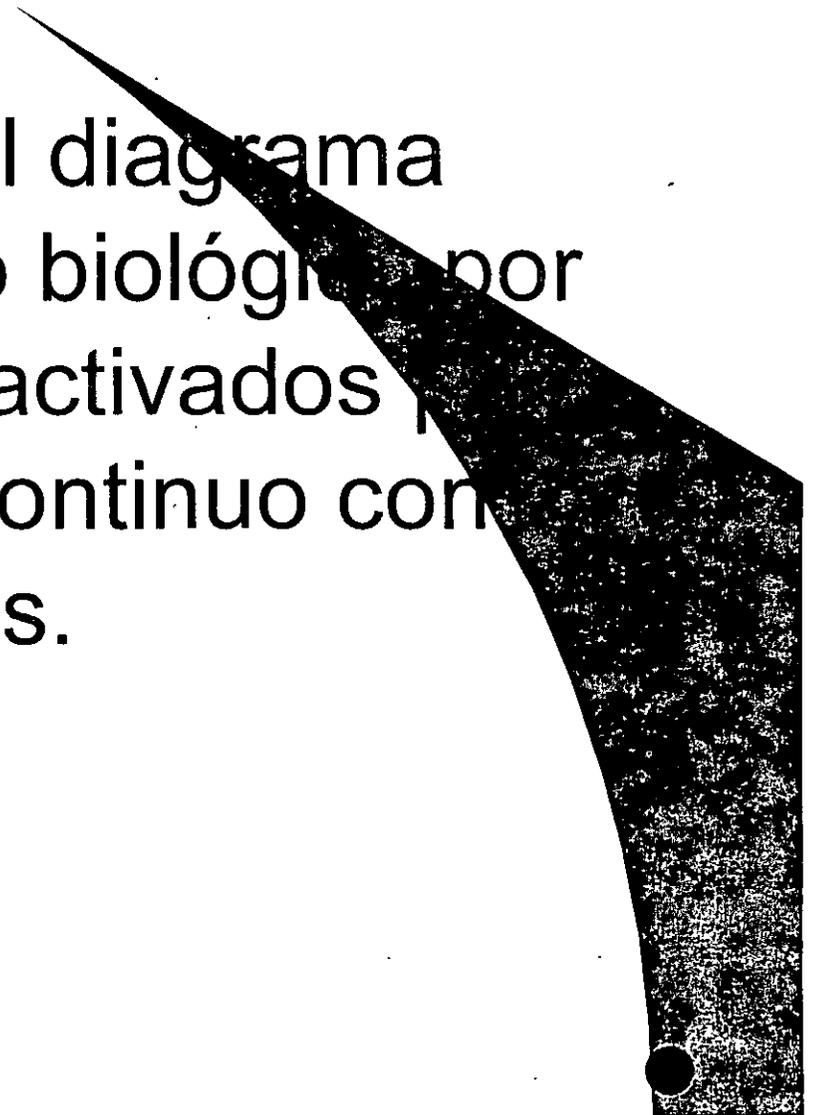
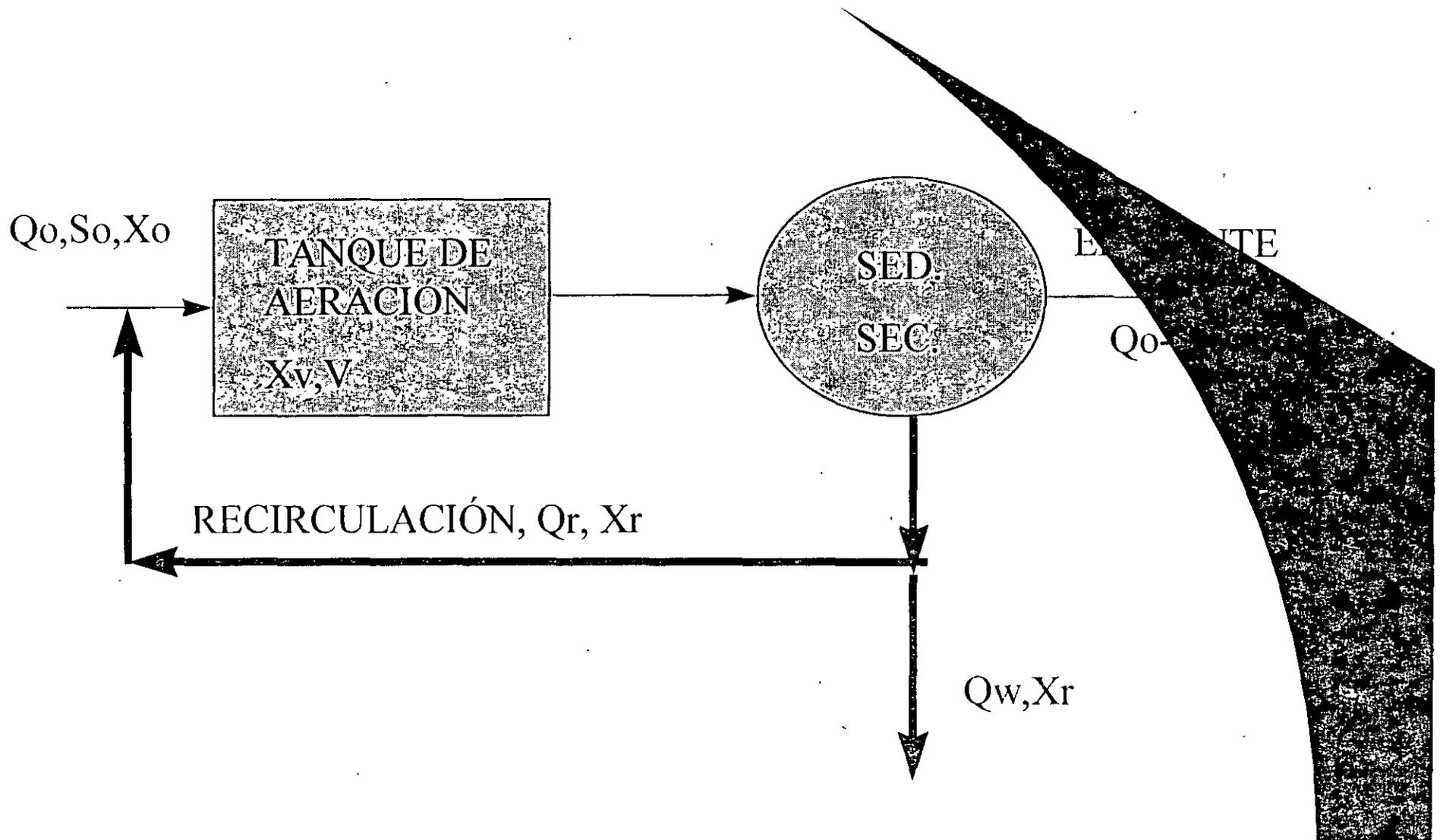


FIG. 1 DIAGRAMA DEL PROCESO DE
Lodos Activados.



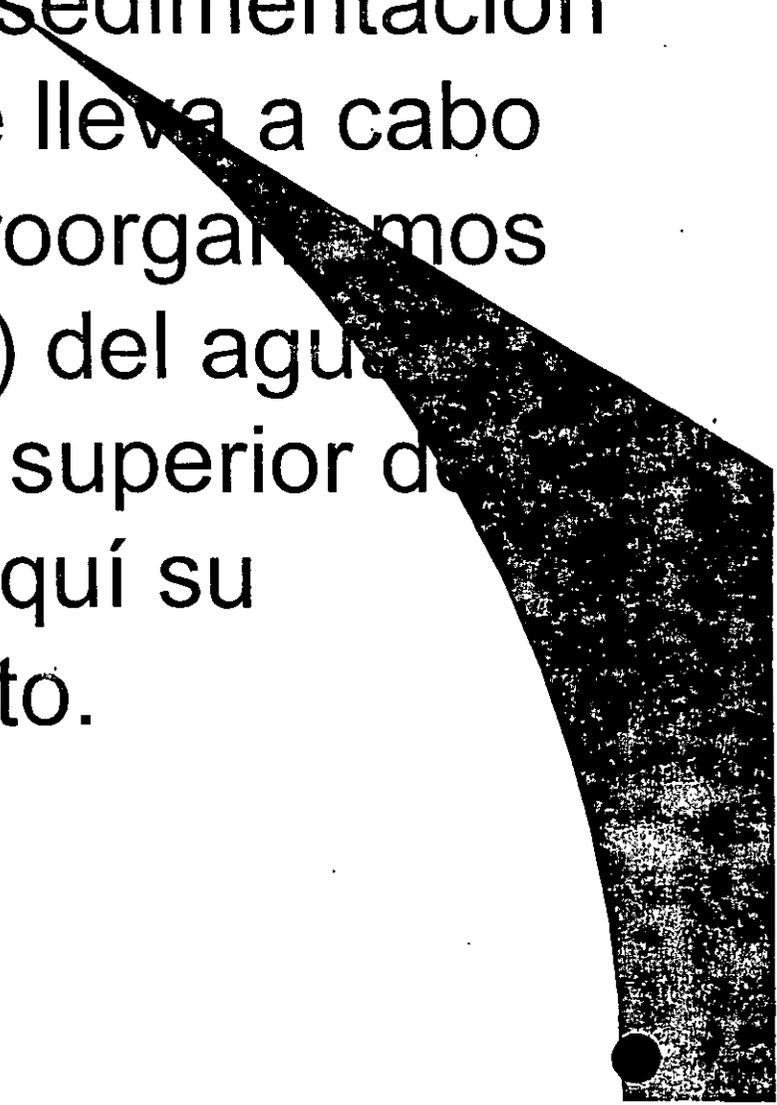
- El proceso se lleva a cabo de la siguiente manera:

El residuo entra al reactor o a un reactor 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.

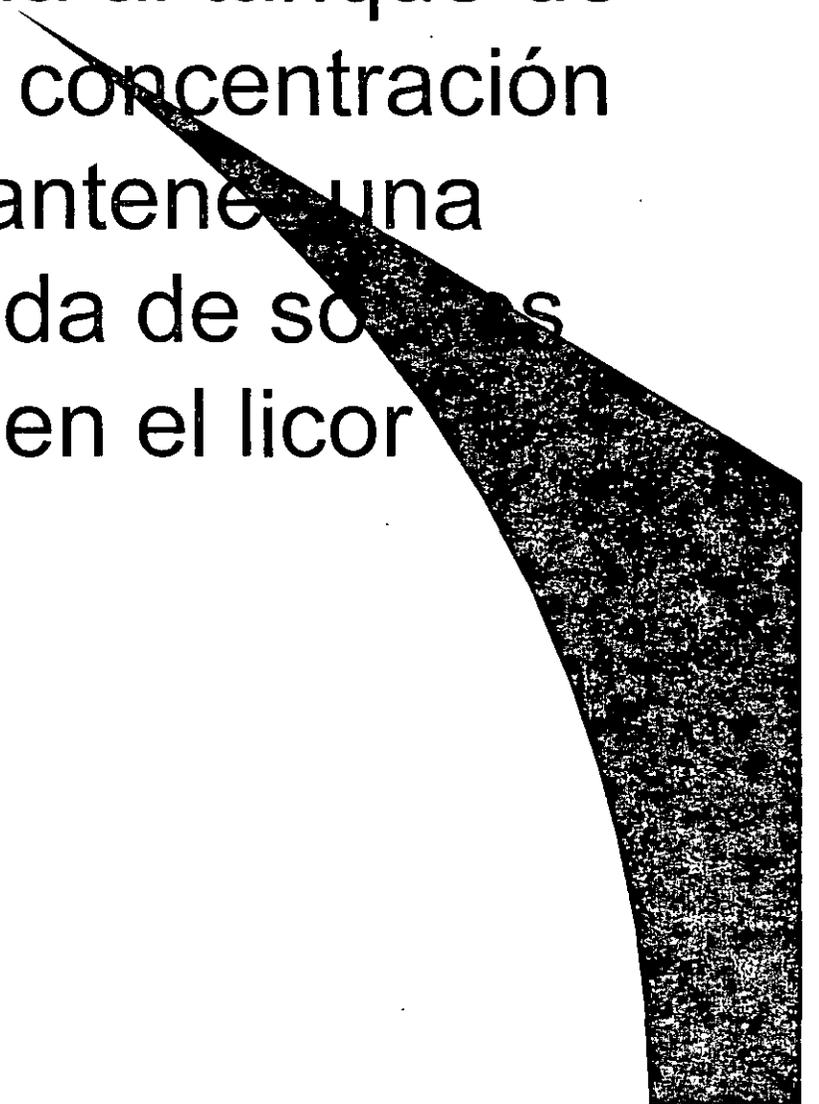
El medio ambiente aerobio (oxígeno disuelto $> 2 \text{ mg/l.}$) así como la mezcla de sustrato (DBO_5 , DQO o $\text{COT} = S_0$) y de microorganismos, medidos como sólidos suspendidos volátiles SSV o X_v) se mantienen mediante el uso de aeración mecánica de superficie o inyección de aire por difusores.

Sustrato + $\text{SSV} =$ licor mezclado.

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 (Q_r , con una concentración de sólidos X_r) para mantener una concentración adecuada de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado,



y el exceso de sólidos (Q_w , con una concentración X_r) es retirada del sistema como desecho, siendo este lodo la contaminación transformada en biomasa, que se le ha quitado al agua afluyente.



APLICACIÓN

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 en casos particulares, es necesario realizar estudios de tratabilidad con el agua residual a la que se le dará tratamiento.

PARÁMETROS DE DISEÑO Y OPERACIÓN

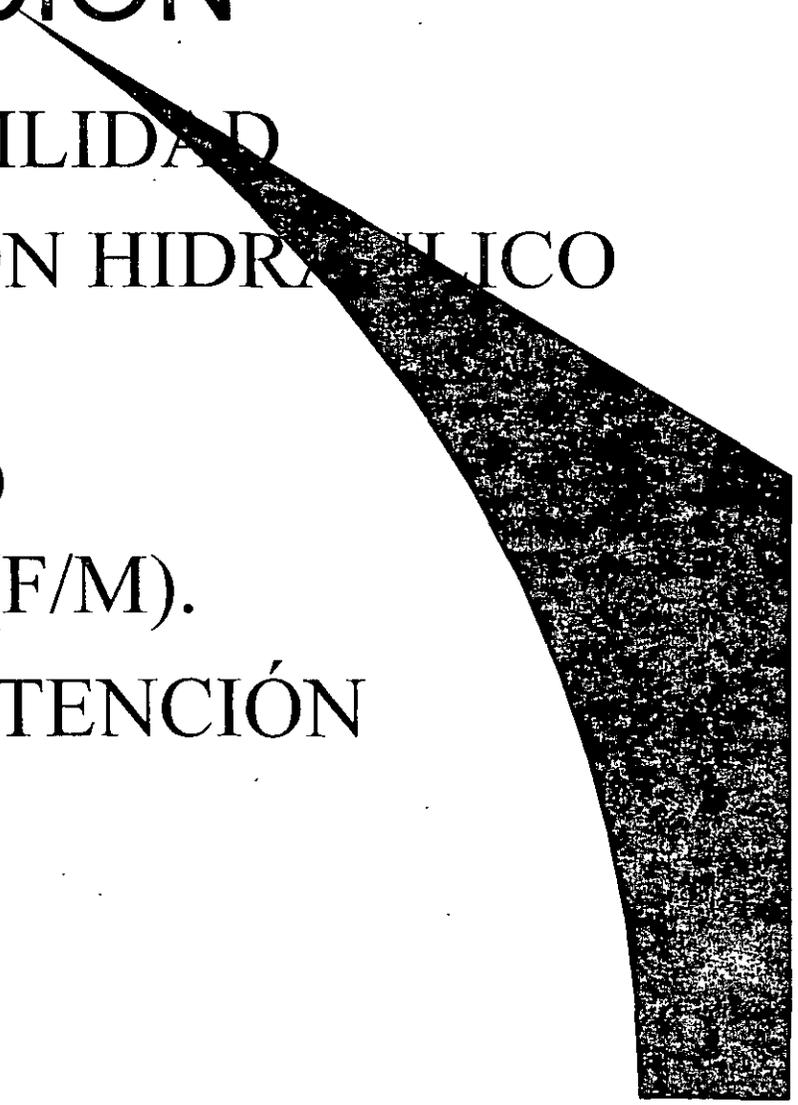
Para diseñar un proceso de lodos activados lo más recomendable, cuando se desconoce la calidad del desecho a tratar, es realizar un estudio de tratabilidad, obtener las constantes cinéticas y a partir de estas calcular el volumen necesario para obtener la eficiencia deseada de tratamiento, así como otros parámetros de diseño y operación.

DIMENSIONES DEL REACTOR A PARTIR DE PARÁMETROS.

- El dimensionamiento del reactor o tanque de aeración de un proceso de lodos activados, a partir de los principales parámetros de operación y diseño, considerando una agua de origen municipal con variaciones normales en sus características para remover de esta agua, carga orgánica medida, principalmente como demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) 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 para un proceso biológico. Por lo anterior es importante tomar en cuenta las características del agua residual, cuando se tengan descargas de efluentes industriales.

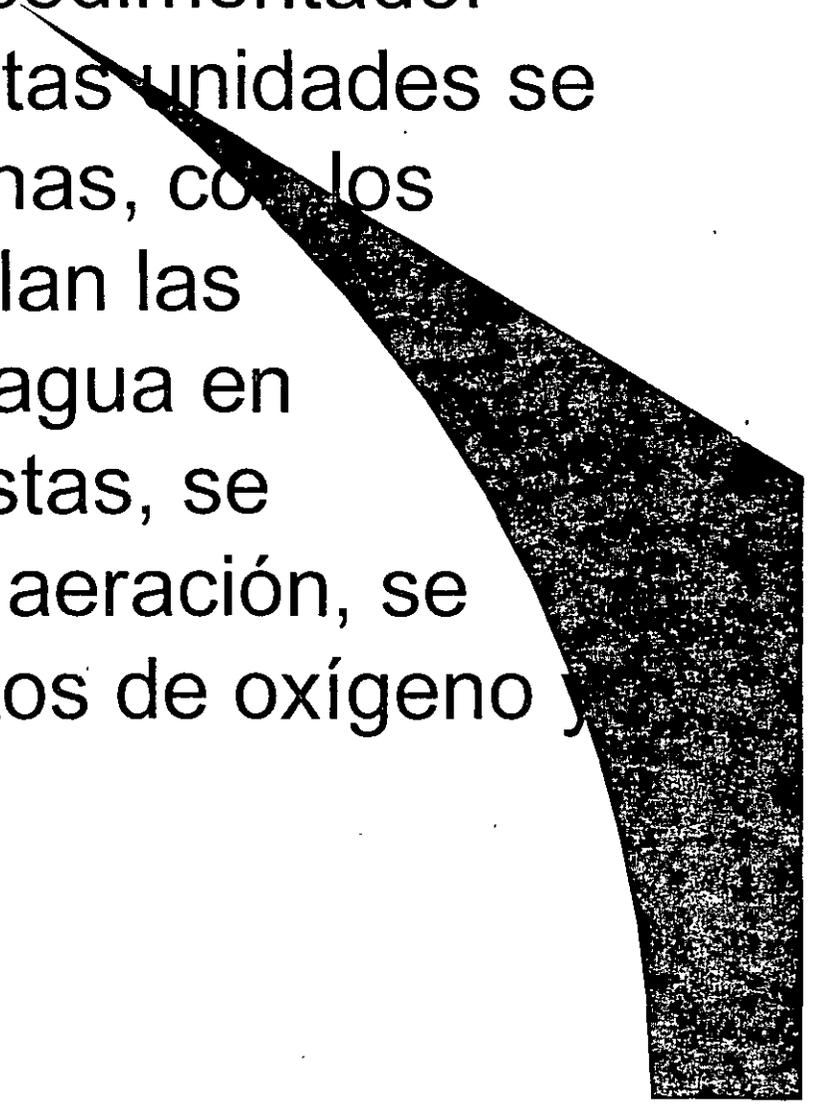
PARÁMETROS DE DISEÑO Y OPERACIÓN

- PRUEBAS DE TRATABILIDAD
 - TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH)
 - RELACIÓN ALIMENTO MICROORGANISMOS (F/M).
 - TIEMPO MEDIO DE RETENCIÓN CELULAR (TMRC).
- 

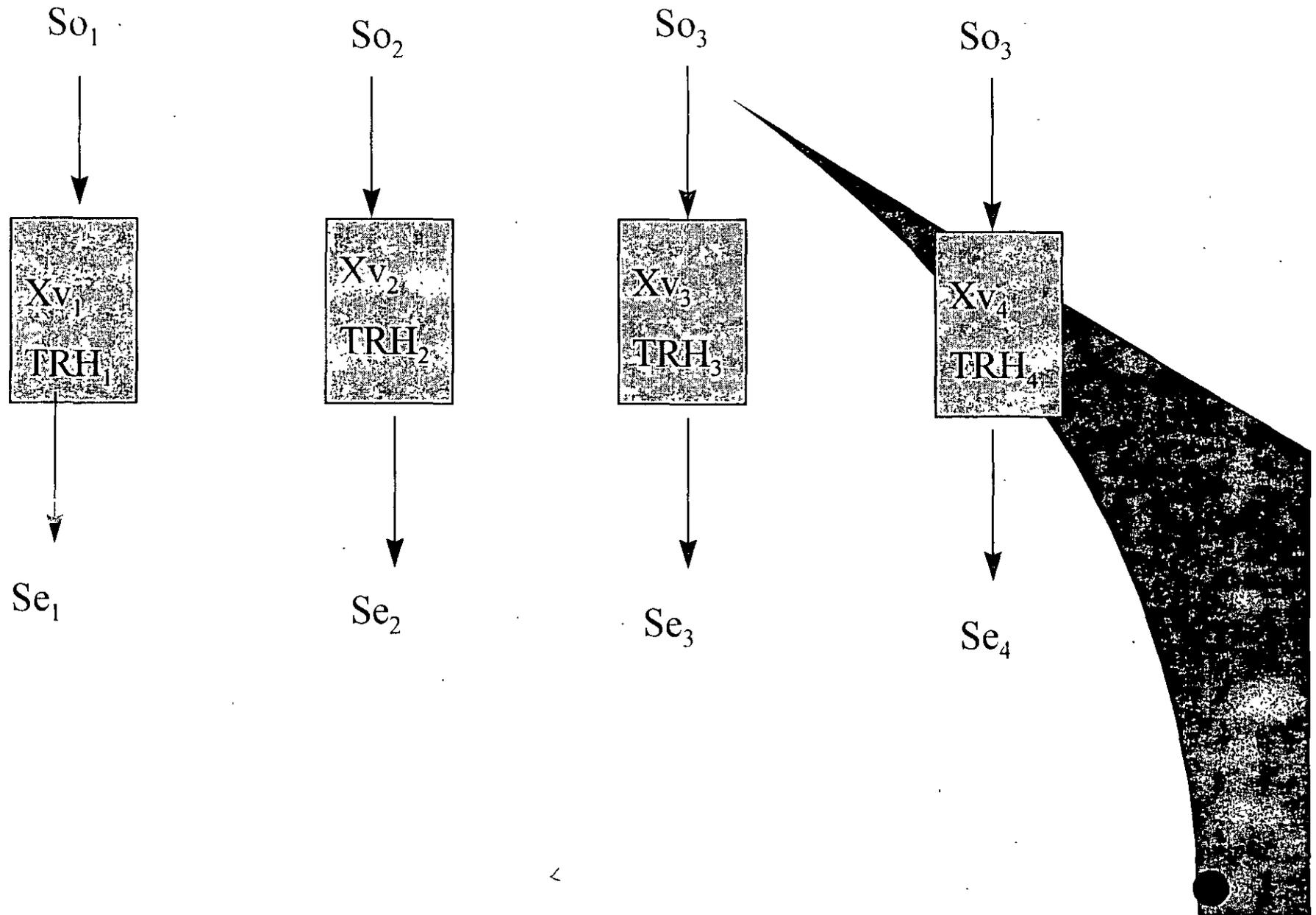
PRUEBAS DE TRATABILIDAD

- 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. Estas unidades 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.



PRUEBAS DE TRATABILIDAD

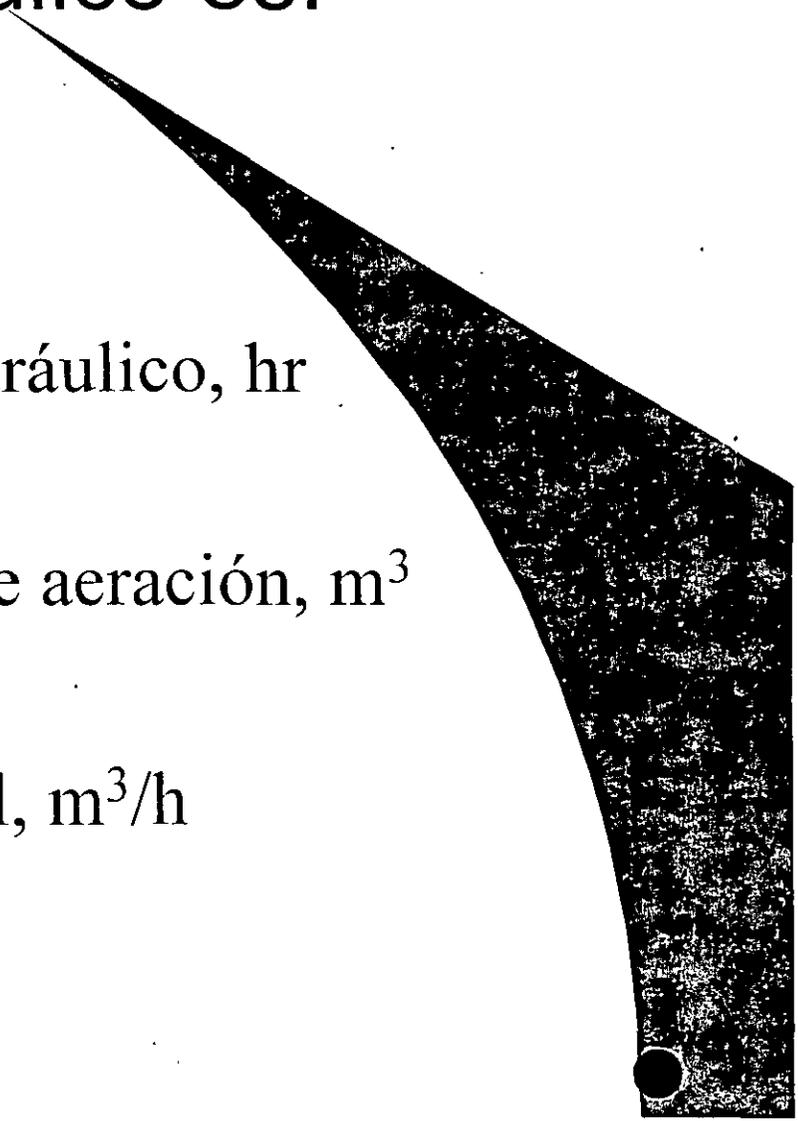


TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO

Para la aplicación de este parámetro, se considera el flujo que recibirá la planta de tratamiento, sin tomar en cuenta la carga orgánica o DBO_5 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 para verificar que el flujo que se recibe, tenga un tiempo de retención hidráulico dentro de los tiempos recomendados, que para un agua de origen municipal, y un proceso de lodos activados convencional, el TRH deberá estar entre 4 y 8 horas

La fórmula para obtener el tiempo de retención hidráulico es:

$$t = V / Q$$

- t = tiempo de retención hidráulico, hr
 - V = Volumen del tanque de aeración, m^3
 - Q = Flujo del agua residual, m^3/h
- 

CÁLCULO DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO

- Por ejemplo para un flujo de 200 L/s
= 720 m³/h
- El volumen necesario del tanque de aeración, para mantener un tiempo de retención de 6 horas será de:
- $V = t * Q = 6 * 720 = 4,320 \text{ m}^3$.

RELACIÓN 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 DBO_5 , así como la concentración de microorganismos, medidos como sólidos suspendidos volátiles, que hay en el sistema.

VALORES DE F/M.

- 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 0.1 a 0.5, d^{-1} . F se deriva de food (alimento) en inglés y M de microorganismos.

- Los microorganismos se miden como sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado (SSVLM) y el alimento se mide como DBO_5 o DQO, sin embargo se debe usar uno u otro consistentemente.

Datos necesarios para calcular la relación F/M :

Concentración de DBO (mg/l) en el flujo, de agua residual que entra al tanque de aeración.

Q (flujo, m³/día) del afluente.

Total de sólidos SST, kg, en el tanque de aeración .

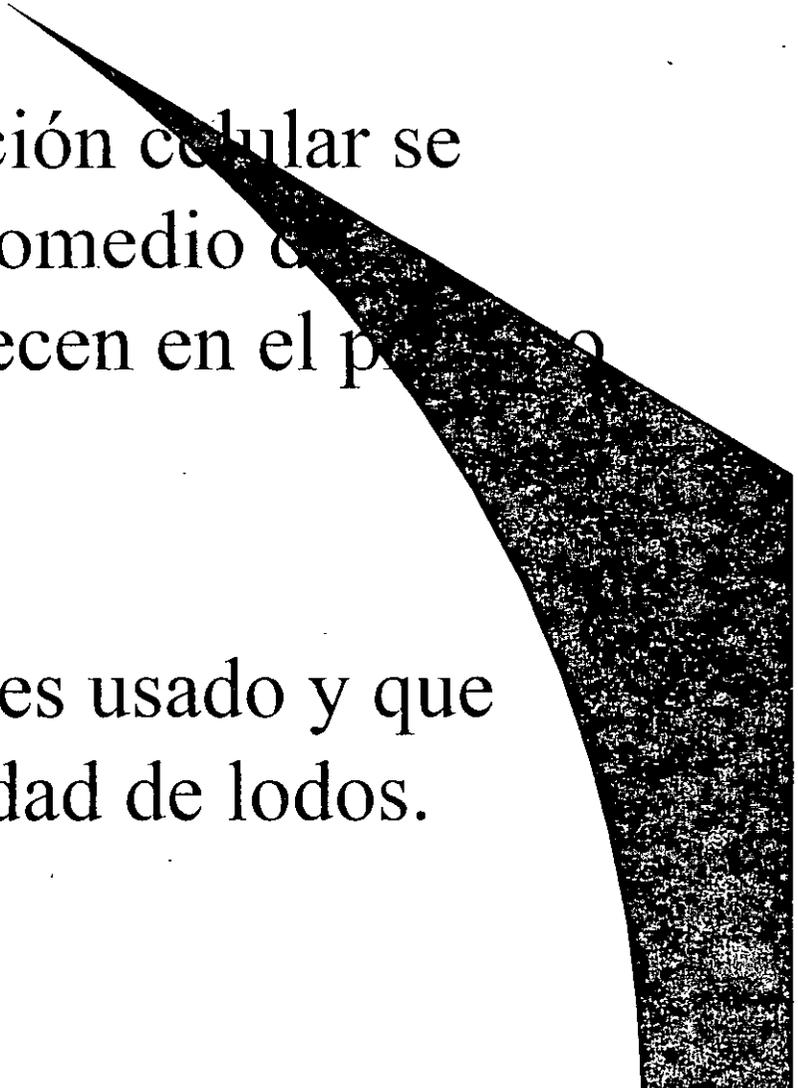
- Para determinar la relación F/M expresada como gramos de DBO por gramos de SSVLM, se utiliza la siguiente fórmula:

$$F/M = ((\text{DBO (mg/l)} * Q \text{ m}^3/\text{día}))/1000 * \text{TS,kg.}$$

CÁLCULO DE F/M

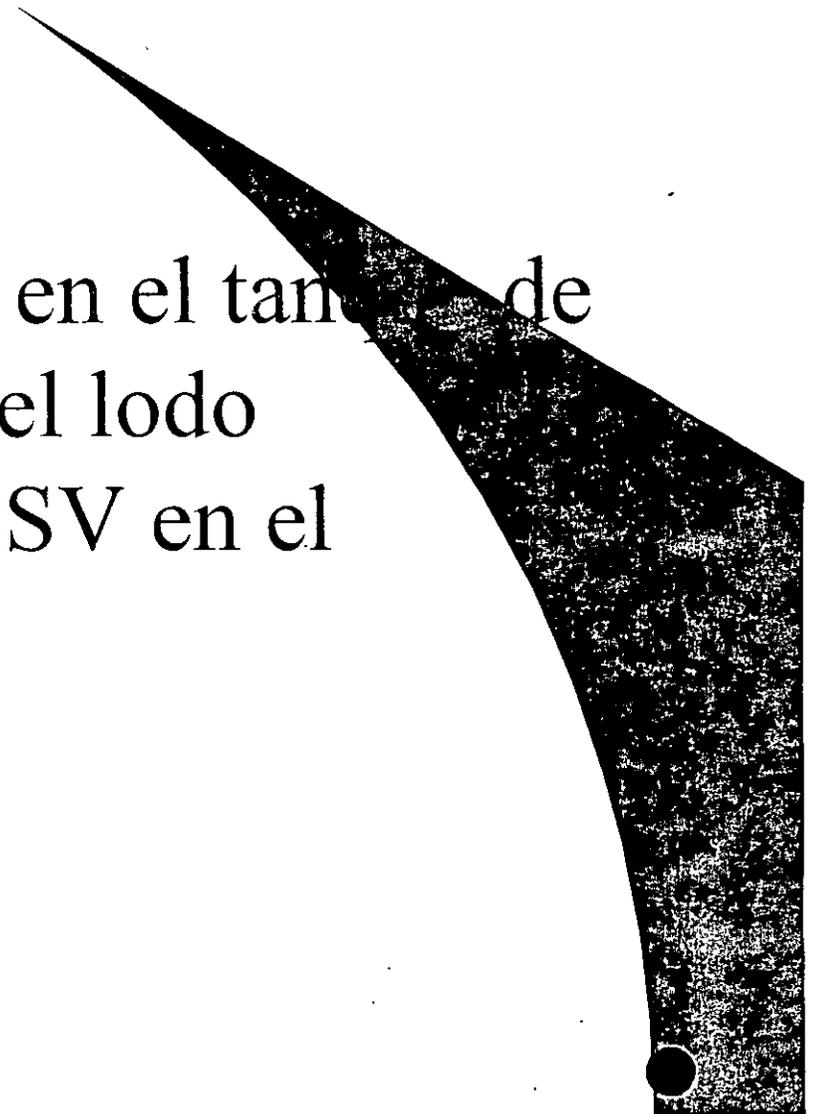
- Ejemplo: Calcular la relación F/M usando los siguientes datos:
- Concentración de $\text{DBO}_5 = 300 \text{ mg/l}$
- $Q \text{ afluente} = 6.5 \text{ l/seg} = 562 \text{ m}^3/\text{día}$
- $\text{TS} = 630 \text{ kg}$.
- $F/M = (300\text{mg/l} * 562 \text{ m}^3/\text{día}) / (1000 * 630 \text{ kg}) = 0.27 \text{ día}^{-1}$

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 término, algunas veces usado y que significa lo mismo es la edad de lodos.
- 

Ecuación para calcular el TMRC :

- $TMRC = (\text{kg SSVLM en el tanque de aeración}) / (\text{kg SSV en el lodo desechado/día}) + (\text{kg SSV en el efluente/día})$



EJEMPLO PARA EL CÁLCULO DEL TMRC.

- SSVLM en el aerador (TS) = 630 kg
- SSV desechados/día = 63 kg
- SSV que se pierde en el efluente/día = 16 kg
- $TMRC = (630\text{kg}) / (63 \text{ kg/d} + 16 \text{ kg/d}) = 8 \text{ d}$

VALORES TÍPICOS DE TMRC.

- 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.
- Para un proceso de aeración extendida el TMRC llega a ser hasta de 40 días.

CARGA ORGÁNICA.

- La carga orgánica se refiere a los kilogramos de materia orgánica, medida como DBO_5 , que se aplica por m^3 del reactor o tanque de aeración. Para el 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 DBO_5 por m^3 del tanque de aeración, ($\text{kg DBO}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$).

CÁLCULO DE LA CARGA ORGÁNICA

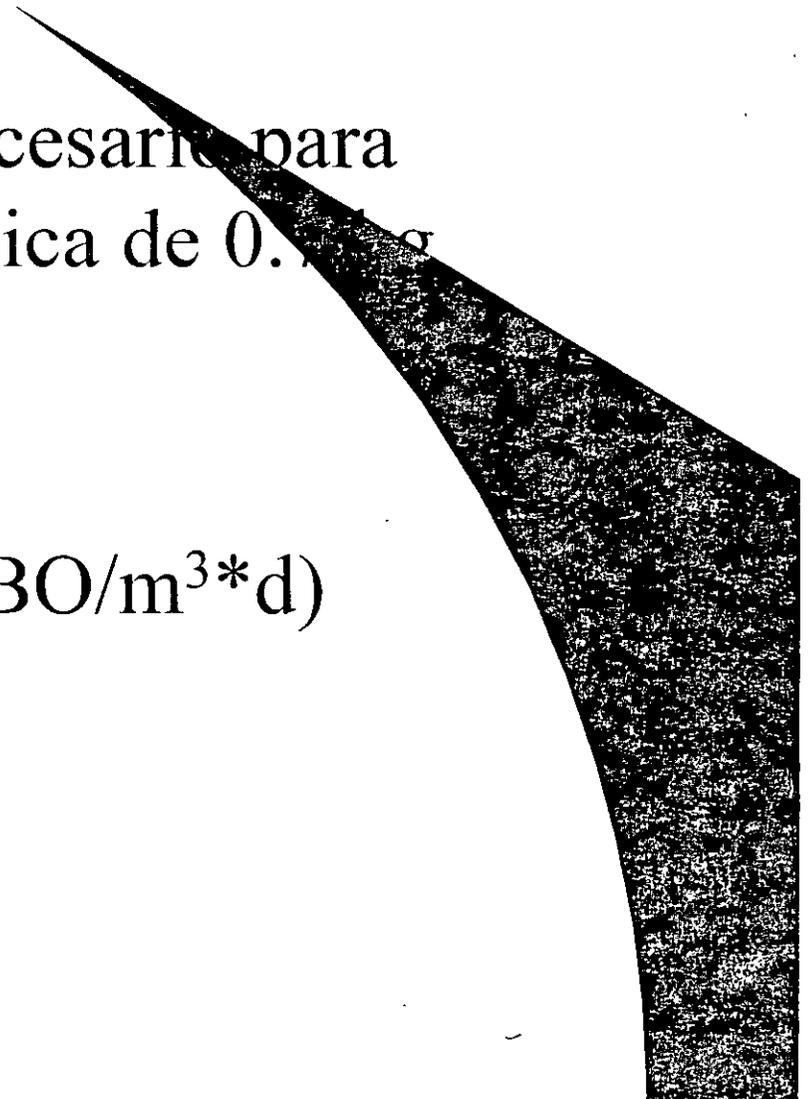
- Se considera un valor de diseño de 0.7 kg por día de DBO_5 por m^3 del tanque de aeración y se tienen los siguientes datos:
- DBO del afluente = 2,000 mg/l = 0.002 kg/m³
- Flujo de entrada = 7.2 m³/h
- La carga orgánica que entra al sistema se de :

- $0.2 \text{ kg/m}^3 * 7.2 \text{ m}^3/\text{h} = 1.44 \text{ kg/h} = 34.6 \text{ kg/d}$

- El volumen del tanque necesario para mantener una carga orgánica de 0.7 kg DBO/m^3 será de:

- $V = (34.5 \text{ kg/d}) / (0.7 \text{ kg DBO/m}^3 * \text{d})$

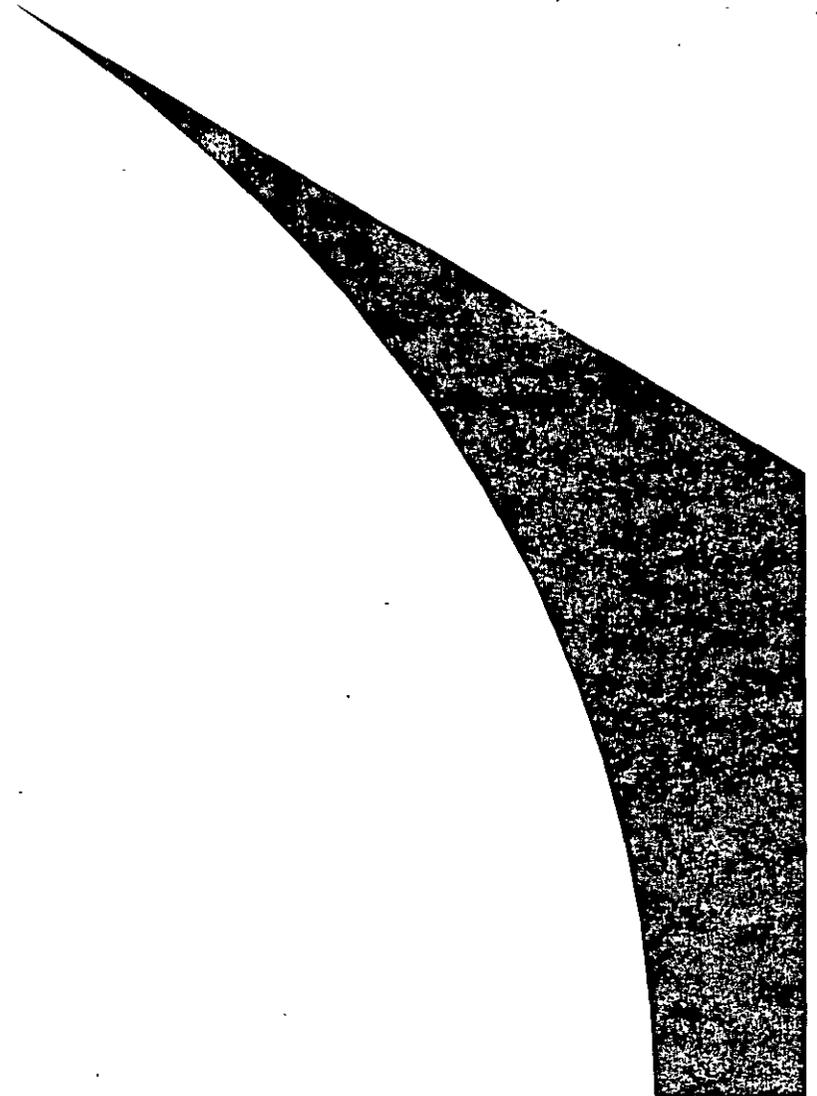
- $V = 49.5 \text{ m}^3$



VARIANTES DEL PROCESO DE Lodos Activados.

- Dentro del proceso de lodos activados existen modificaciones; algunas de las más comunes se presentan en a continuación, aunque cada variante no se discute a detalle, el principio de operación, presentado generalmente se aplica a todas las variantes del proceso para tratar aguas residuales de origen municipal.

FLUJO PISTON



1997

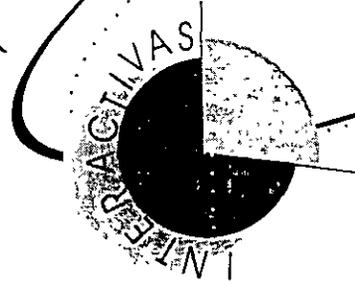
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

9.- Procesos de Tratamiento Biológico. Sistemas de Película Fija. Filtros Rociadores

M. en C. Constantino Gutiérrez Palacios
Julio 11 de 1997



Procesos biológicos de película fija

- Filtración biológica
 - o Filtración por membranas
 - o Biofiltros o filtros biológicos
- Discos biológicos (Biodiscos)
- Filtros anaeróbicos
- Filtros sumergidos
- Lechos fluidizados
- Biofiltros activados

Filtro percolador

Es un reactor biológico utilizado en el tratamiento de los lodos residuales formado por un tanque, normalmente circular, conteniendo un medio filtrante por el cual se hace pasar el agua residual. En este medio crece un gran número de microorganismos que forman una película adherida al medio filtrante.

Componentes básicos de un filtro percolador

- **Medio filtrante**

Es el medio sobre el cual se propicia la formación de una película gelatinosa denominada zooglela, constituida por una población heterogénea de microorganismos cuya acción física y química descomponen la materia orgánica disuelta en las aguas residuales al tomarla como alimento.
- **Sistema de distribución**

Es un dispositivo hidráulico que tiene por objeto repartir uniformemente el agua residual en la superficie del medio filtrante.
- **Sistema de bajo dren**

Es el componente que se encuentra en el fondo del filtro y que soporta al medio filtrante; recibe y colecta el agua filtrada, y permite la ventilación para mantener adecuadas condiciones aerobias en la zooglela.

Medio filtrante

- Material grueso. De 2 a 10 pulgadas (5 a 10 cm)
- Granos gruesos y uniforme

Ejemplo

Tamaño	%
Retenido en un tamiz de 10"	100
Retenido en un tamiz de 2"	95-100 (en peso)
Pasando un tamiz de 2"	0-2 (en peso)
Pasando un tamiz de 1"	menos de 1

El material es colocado de tal manera que el más fino se coloca en las posiciones superiores.

Materiales muy pequeños (menos de 1 mm) impiden el paso del agua residual.

Materiales muy grandes, tienen una relación área superficial/volumen baja, por lo que se reduce el área de crecimiento de los microorganismos

Material sintético

- Poliestireno (PS)
- Esferas de poliestireno
- Esferas de polipropileno
- Polietileno de alta densidad
- Asbesto
- Carbón

El material debe ser durables y resistente

Debe poseer una gran relación de superficie por unidad de volumen.

En general el material sintético es de un mayor costo en relación con el material pétreo, pero tiene una mayor carga superficial.

Sistema de distribución

Tradicionalmente se han utilizado distribuidores rotatorios formados por dos o más tuberías montadas sobre una columna vertical que sirve como pivote en el centro del filtro y gira en un plano horizontal a pocos centímetros del medio filtrante. (20 a 25 cm)

■ Movimiento

Impulsado por un motor eléctrico

Por carga hidráulica del agua residual

■ Salida del agua

Por boquillas

Por orificios

Sistema de distribución

■ Boquilla de distribución

En unidades pequeñas son de sección constante

En unidades grandes son de sección decreciente con el propósito de permitir un gasto de salida constante en todas las boquillas.

■ Características constructivas

Material resistente (normalmente acero al carbón)

Protegido contra la corrosión

Con capacidad suficiente para soportar fluctuaciones en el gasto sin variar sustancialmente la velocidad de giro

Sistema de bajo dren.

- Funciones:
 - a) Retener los sólidos que se depositan en el medio filtrante.
 - b) Permitir el flujo de agua al medio filtrante para mantener las condiciones favorables de la biomasa.
- Condiciones requeridas:
 - Con capacidad suficiente para tratar rápidamente el agua recolectada (normalmente operando a 10 m³/h).
 - Se recomienda que los drenes y las cámaras de recolección se diseñen con un borde libre que parta del tirante correspondiente al gasto máximo.
 - Diseño que permita la limpieza y la ventilación.

Sistema de bajo dren.

Materiales utilizados para su construcción:

Módulo comprimido,

Vitrificado de concreto (teado falso)

Tuberías de PVC de plástico

■ Ventilación

– Requerimientos y recomendaciones:

- a) Los drenes inferiores recolectores deben diseñarse para que a flujo máximo, estén llenos hasta la mitad de su altura.
- b) En los extremos del canal se deben instalar dispositivos de ventilación (por ejemplo con tuberías verticales).
- c) Los filtros de gran diámetro (más de 40 mm) deben tener canales recolectores secundarios con dispositivos de ventilación cercanos a la periferia.
- d) El área de los espacios libres en los drenes inferiores no deben ser menores al 15% del área total del filtro.
- e) Por cada 25 m² de filtro debe proporcionarse 0.10 m² de área abierta en las rejillas de ventilación

Teoría básica de la operación

El consumo de FM / DBO puede resultar confuso dado que el principal mecanismo de remoción de la materia orgánica no es la filtración física a través de la porosidad del medio, sino por la difusión y asimilación de la materia orgánica por los microorganismos.

El agua residual fluye en forma descendente a través del medio elegido y el sólido se recoge en el fondo.

Se forma una capa de película de lodo y biomasa adherida al material filtrante. La capa tiene un espesor comprendido entre 0.1 y 2 mm. y está formada por bacterias anaerobias y otra aerobia.

El espesor de la subcapa depende de la función del caudal de agua residual y de la DBO_5 . Cuanto mayor sea el caudal de la DBO_5 , menor será el espesor de la capa aerobia.

Generalmente se asume que el flujo de las aguas residuales es laminar para las cargas hidráulicas que normalmente se presentan durante la operación de la planta.

Teoría básica de la operación

El sustrato se oxida parcialmente para proporcionar la energía necesaria al proceso biológico. Otra parte se utiliza para sintetizar nuevo material microorgánico que forma parte de la capa biológica.

La materia orgánica y coloidal se separa mediante la oxidación aerobia, biológica, y la reducción y descomposición anaerobia.

En la subcapa anaerobia la degradación ocurre con formación de ácidos orgánicos, metano (CH_4) y sulfuro sulfhídrico (H_2S).

Prácticamente no ocurre la mineralización de la materia orgánica debido a la fricción mecánica.

Un espesor de la capa biológica demasiado grande puede ocasionar obstrucción al paso de las aguas residuales y una reducción de la transferencia del oxígeno a los microorganismos aerobios.

Conforme la capa de limo aumenta, la materia orgánica se metaboliza antes de alcanzar la capa de microorganismos adheridos a la superficie del medio filtrante. Estos microorganismos pueden morir por falta de alimentación y tienden a pasar a la fase de respiración endógena. En este estado la capa pierde su capacidad para unirse a la superficie y se desprende, con lo que se tiene un control del espesor. Este fenómeno conocido como “desprendimiento”, es función de las cargas hidráulica y orgánica.

Clasificación de los filtros

Tradicionalmente los filtros percoladores se clasifican de acuerdo a su velocidad hidráulica y a su carga orgánica en:

Baja tasa

intermedia

alta

o tasa

de pulsera o pulsera

Dos

En la tabla 10-13 se presenta una comparación típica del diseño de filtros percoladores. (1)

(1) Metcalf and Eddy; Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse, Third edition, 1991 Mc Graw-Hill

Diseño de filtros rociadores

Al no existir una ecuación única para el diseño de filtros rociadores, la siguiente expresión ha sido ampliamente aplicada.

$$S_e = S_i e^{-K_{20} D (Q_v)^n}$$
 donde:

S_e = DBO₅ residual en el efluente del filtro, mg/l

S_i = DBO₅ residual en el influente al filtro, mg/l

K_{20} = Constante de tratabilidad corregida al filtro a la profundidad D a 20° C, (gal/min)ⁿ

D = Profundidad del filtro, ft

Q_v = Gasto aplicado por unidad de área, gal/min * ft² (Q/A)

Q = Gasto total aplicado al filtro, gal/min

A = Área de la sección transversal del filtro, ft²

n = Constante experimental, usualmente 0.5

Cuando una constante de tratabilidad medida a una profundidad (de acuerdo a la tabla 10-16) se usa para diseñar un filtro a distinta profundidad, se corrige la constante de tratabilidad utilizando la siguiente expresión

Diseño de filtros rociadores

$$k_2 = k_1 \left[\frac{D_1}{D_2} \right]^x \quad \text{donde}$$

k_2 = Constante de tratabilidad correspondiente al filtro de profundidad D_2

k_1 = Constante de tratabilidad correspondiente al filtro de profundidad D_1

D_1 = Profundidad del filtro en ft.

D_2 = Profundidad del filtro en ft.

$x = 0.5$ para filtros verticales con medio rocoso

$x = 0.3$ para filtro con medio plástico

Fórmula de Veltz

Otras ecuaciones propuestas para el diseño de filtros percoladores son las

siguientes:

■ Fórmula de Veltz

Relaciona la DBO₅ aplicada con la DBO₅ del efluente de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$L(1 - e^{-KD}) = DBO_5$$
 donde:

$LD = DBO_5$ a la profundidad del medio filtrante (si D representa la altura del medio filtrante, en m).

$L = DBO_5$ aplicada que es constante (normalmente no mayor del 90% de la DBO_5 del influente).

$K =$ Constante de biodegradación.

$K = 0.175$ para filtros de baja carga.

$K = 0.15$ para filtros de alta carga.

$D =$ profundidad del medio filtrante, en m.

Fórmula de Veltz

Cuando existe recirculación la DBO₅ aplicada se calcula mediante la siguiente expresión:

$$L_a = \frac{L_o + R L_e}{1 + R} \quad \text{donde:}$$

L_a = DBO₅ del efluente después de la dilución por recirculación, en mg/l.

L_o = DBO₅ del agua cruda al salir, en mg/l.

L_e = DBO₅ del efluente, en mg/l.

R = Relación de recirculación, donde:

$$R = \frac{Q_r}{Q}$$

Q_r = gasto de recirculación, en lt/seg.

Q = gasto de agua cruda, en lt/seg.

Fórmulas del National Research Council (NRC)

Las expresiones se aplican para filtros de una sola y para fases

La expresión para un filtro de una sola etapa o para la primera etapa es:

$$E_1 = \frac{100}{1 + 0.014 \sqrt{W/V}} \quad \text{donde}$$

E_1 = Eficacia de eliminación de DBO₅ para el proceso, incluyendo recirculación y sedimentación, en %

W = Carga de DBO₅ del filtro, en g/día.

V = Volumen del medio filtrante, en miles de m³

F = Factor de recirculación, donde:

$$F = \frac{1 + R}{(1 + R/10)^2}$$

Fórmulas del National Research Council (NRC)

Para un filtro de segunda etapa se tiene la siguiente

relación:

$$E_2 = \frac{100}{1 + 0.014 \sqrt{W^1 - E_1}} \quad \text{donde:}$$

E_1 = Eficiencia de remoción de la primera fase, %

E_2 = Eficiencia de remoción de DBO_5 para la filtración en la segunda etapa incluyendo recirculación y sedimentación en %.

W^1 = Carga de DBO_5 al filtro de segunda etapa, en kg/día.

Formula de Eckenfelder

$$e = e^{-Kt} = e^{-Kt}$$

$$kX_v = kX_v \quad \text{donde:}$$

S_e = DBO₅ del efluente, en mg/l.

S_o = DBO₅ del influente, en mg/l.

K, k = Constantes de reacción.

e = Base de los logaritmos naturales.

t = Tiempo de residencia, días.

X_v = Sólidos volátiles en el efluente del filtro, en mg/l.

Formula de Eckenfelder

El tiempo de residencia se calcula con la siguiente expresión:

$$t_r = \frac{CD}{L^n} \quad \text{donde:}$$

D = Altura del material filtrante, en m.

L = Carga hidráulica, seg/m^2

C,n = Constantes que dependen 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)

1997

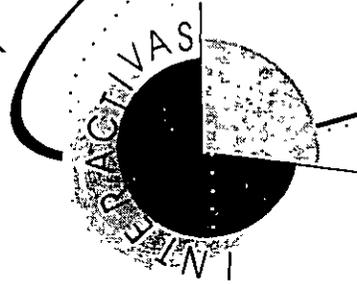
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

10.- Procesos de Tratamiento Biológico. Sistemas
de Película Fija. Biodiscos

Dr. Germán Buitrón
Julio 11 de 1997



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.

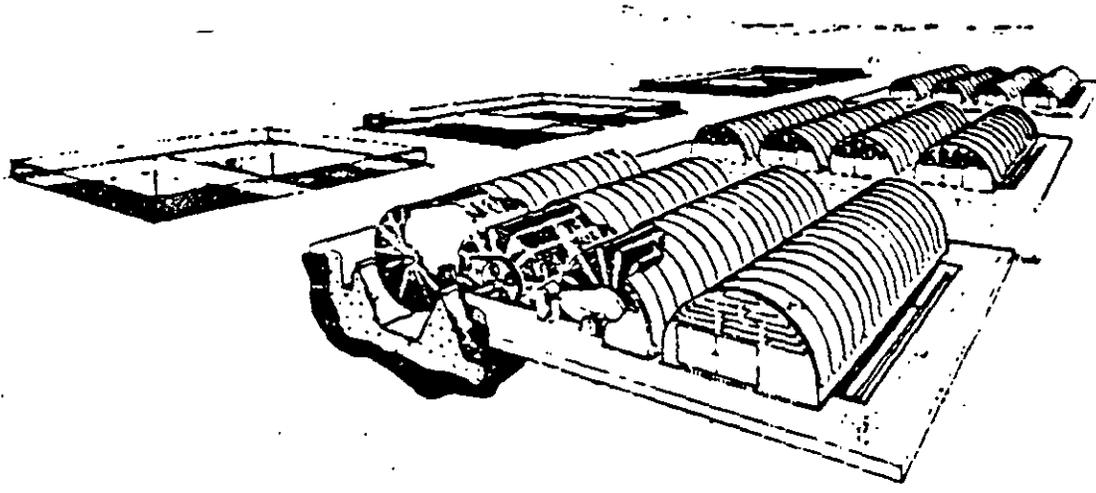
El eje rota continuamente entre 1 y 2 r.p.m., por lo que una capa fina, de 2 a 4 mm de espesor, de microorganismos se desarrolla sobre la superficie de cada disco.

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

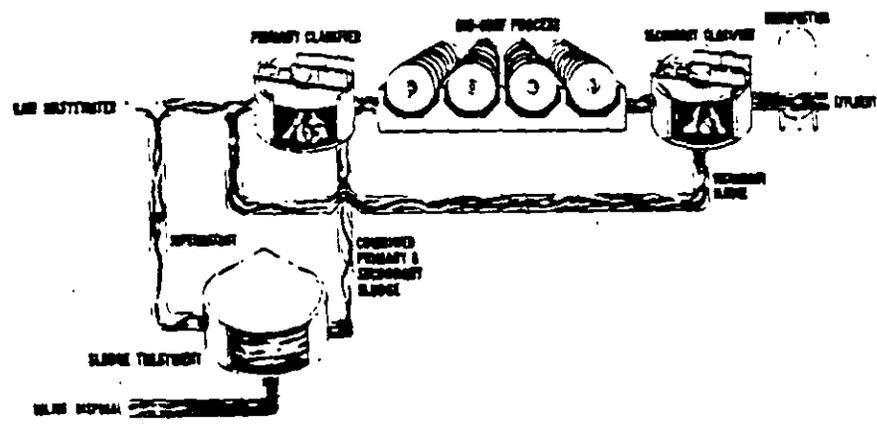
La aireación se efectúa por la rotación, la cual expone a los discos en contacto con el aire después de haber estado en contacto con el agua residual.

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

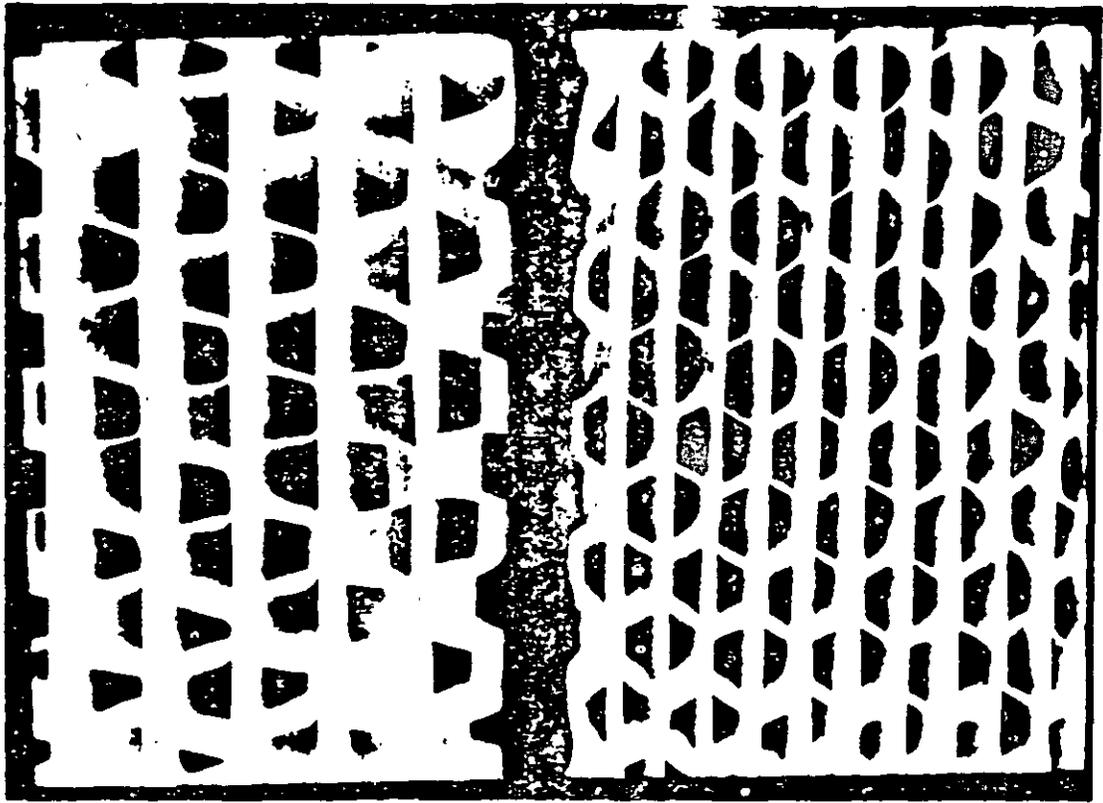
En ocasiones el flujo de agua arrastra los sólidos fuera del sistema, los cuales son separados en un clarificador.



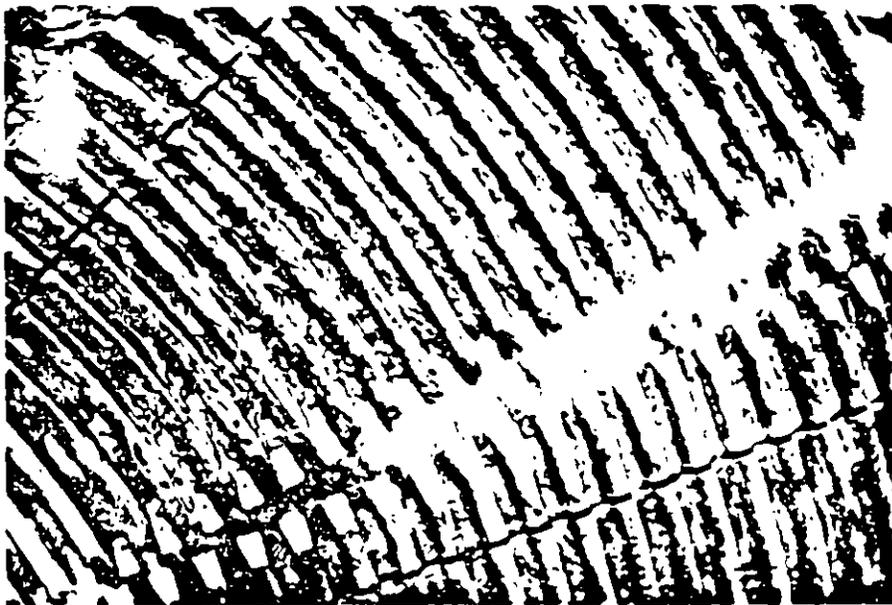
RBC wastewater treatment system employing reactors in parallel and in series. (Courtesy of Autotrol Corp.).



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



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



Typical microbial culture on an RBC disc.
(Courtesy of Autotrol 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 del 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



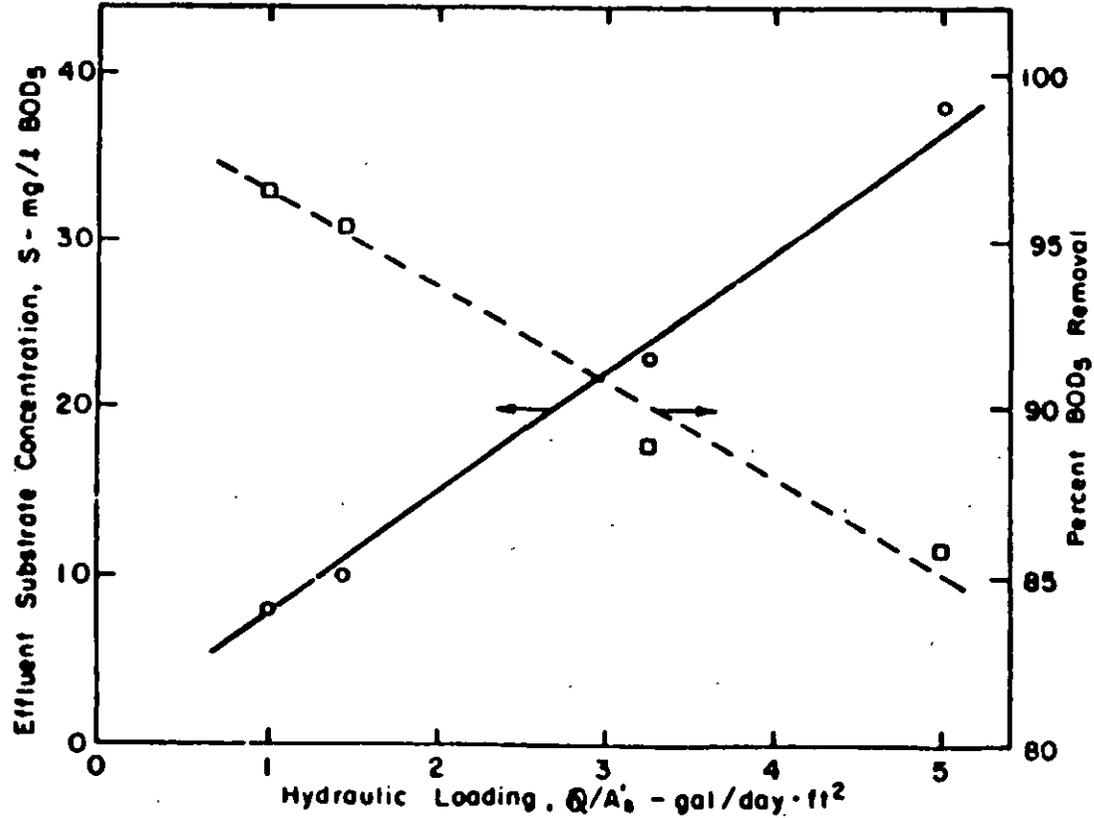
- Aporte suplementario de oxígeno

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

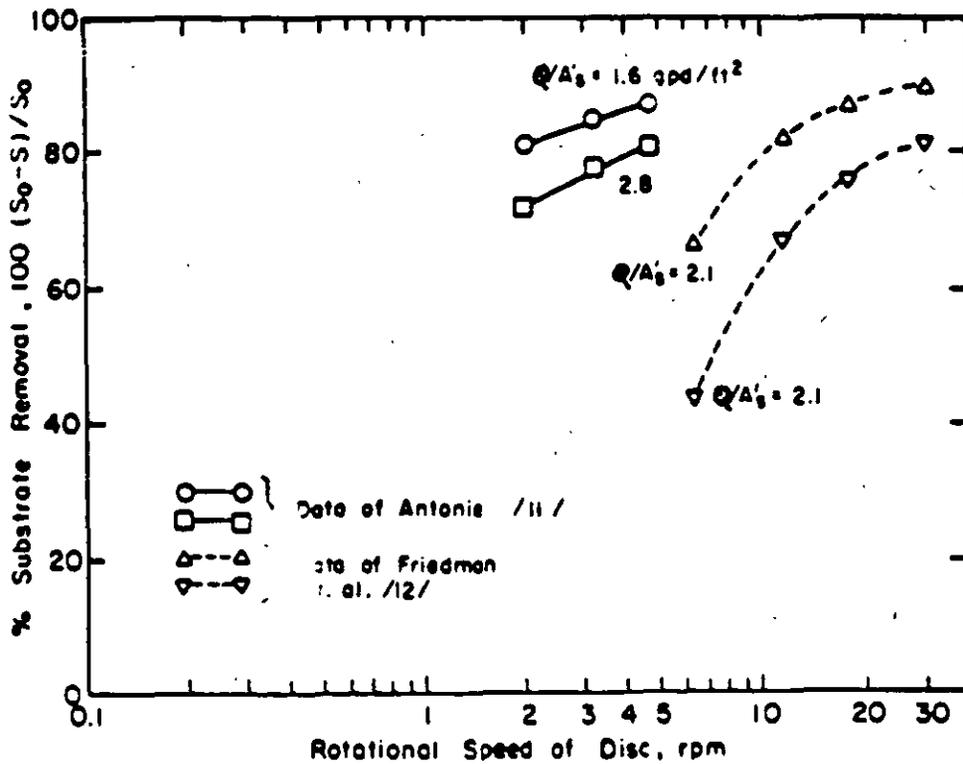
LA MAYOR INFLUENCIA SE ENCUENTRA A BAJAS VELOCIDADES DE ROTACIÓN



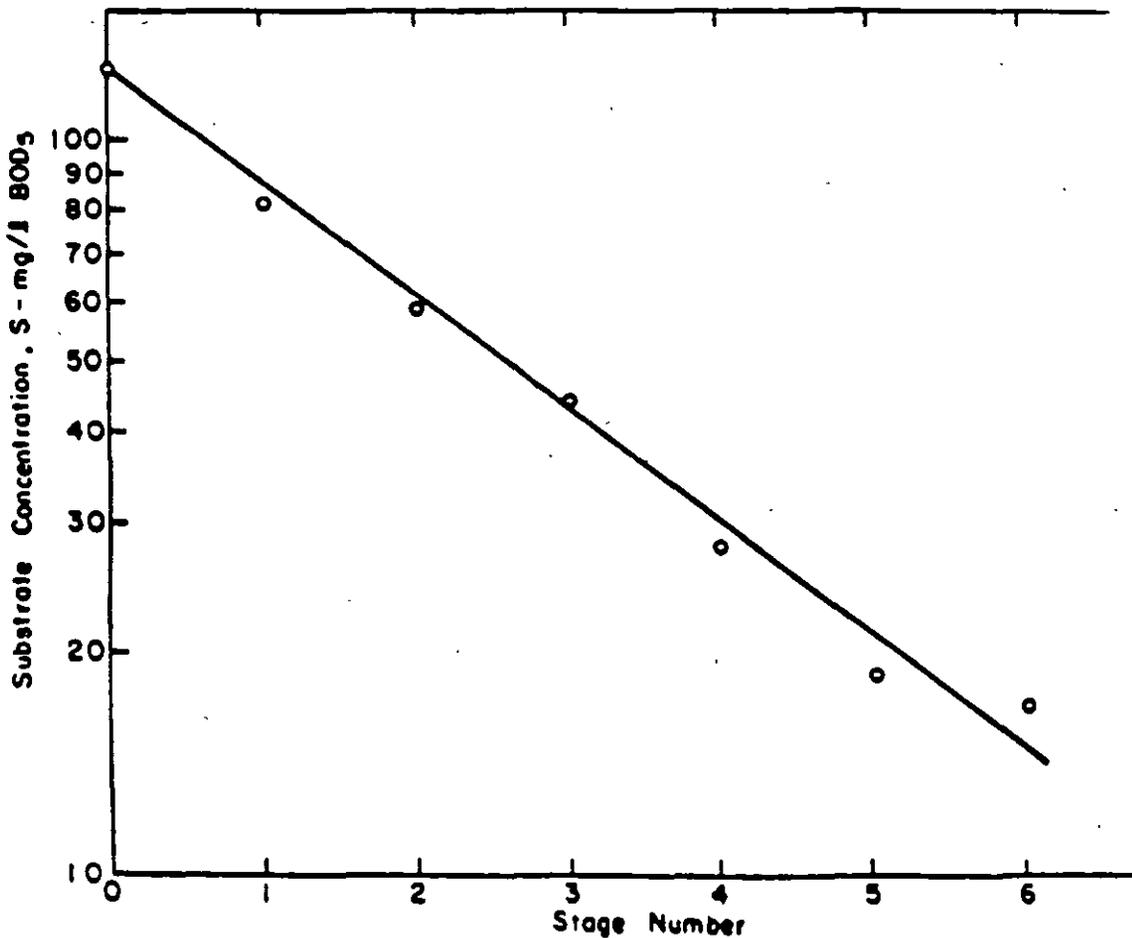
(Más efecto sobre el coeficiente de transferencia de masa)

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

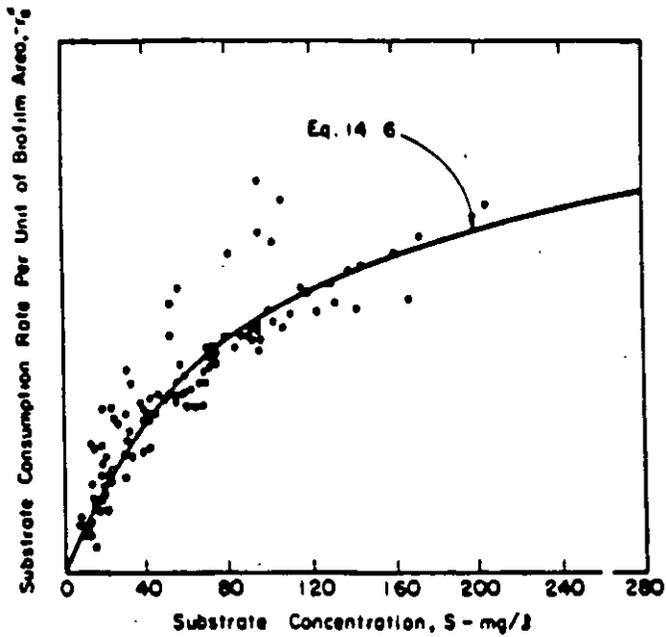
Si se utiliza la ecuación de Monod

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

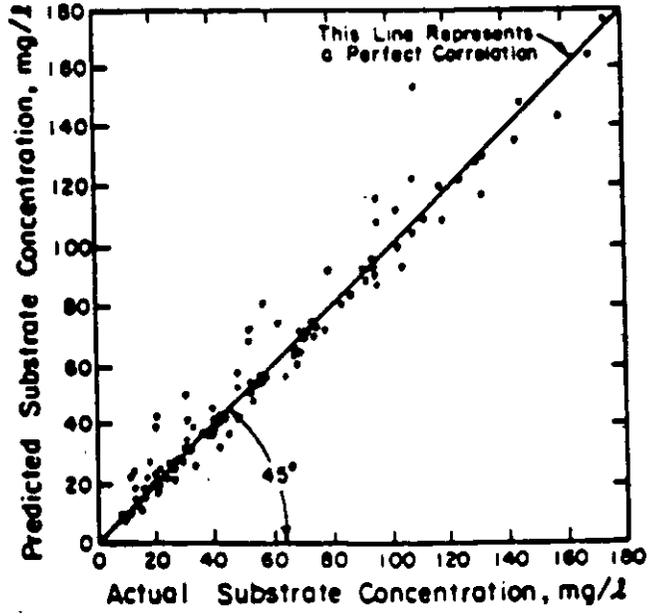
Al combinar y reorganizar las ecuaciones 1 y 2 se obtiene:

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

q_{\max} y 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

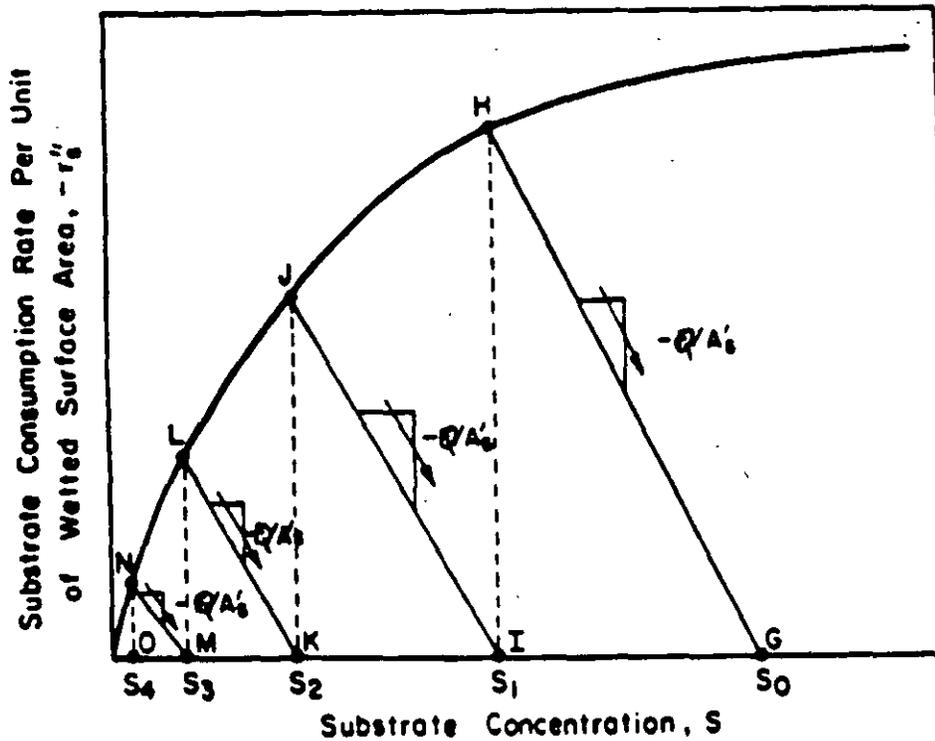
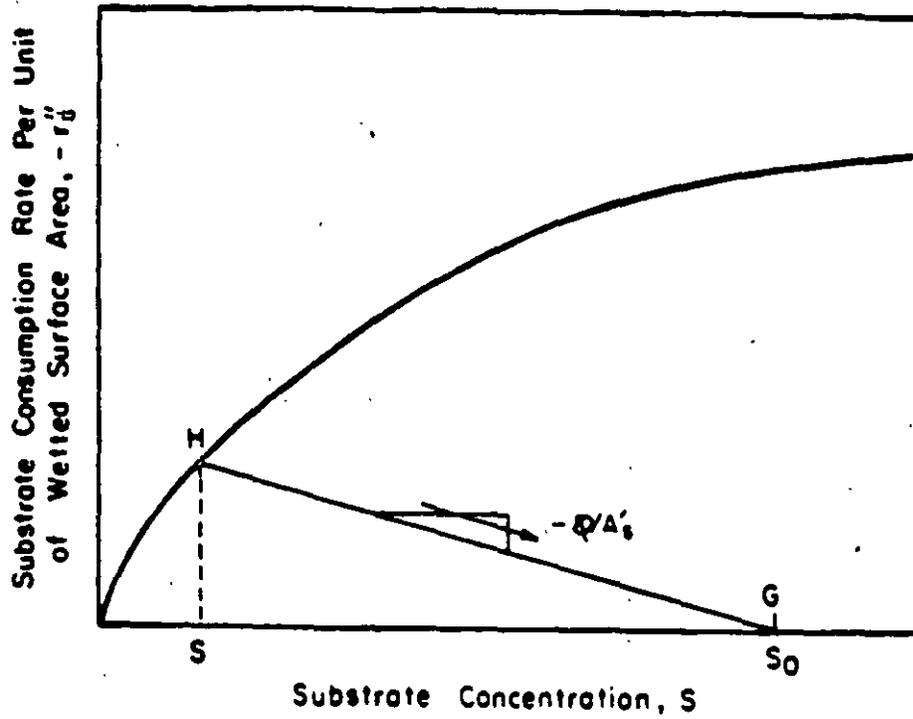
Ecuaciones de diseño y procedimiento

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



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 $0.02 \text{ kg}/(\text{día}\cdot\text{m}^2)$ para los biodiscos movidos mecánicamente

Velocidad de rotación del medio

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

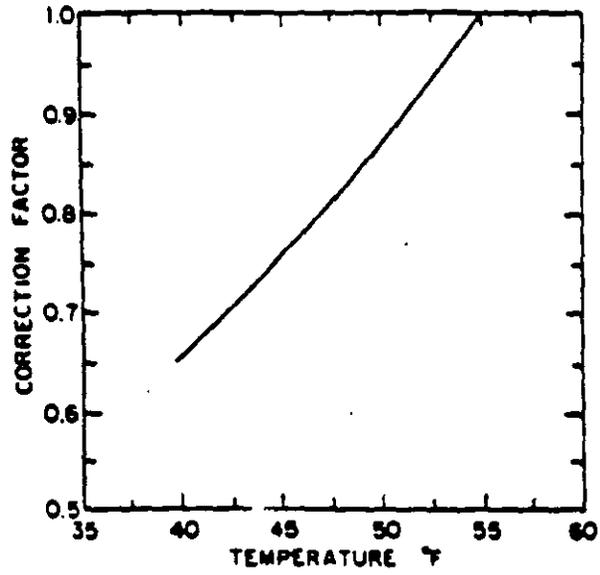
Costos elevados si r.p.m. es alta

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

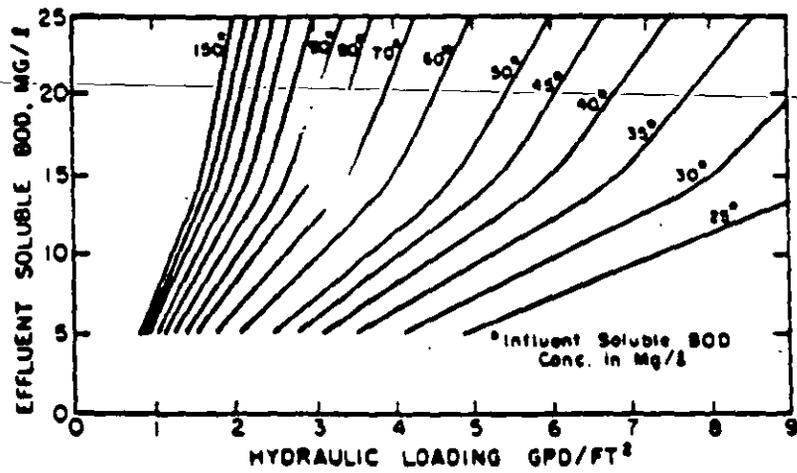
Volumen del tanque

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 correct
 which the hydraulic loading c
 be multiplied to maintain the
 (Courtesy of Autotrol Corp.).



Design correlation for soluble BOD₅
 removal in municipal wastewater treat-
 me. s. (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 ⁶ 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
Lechera	0.24	--	6	--	2270	--	227	90
Panificación	0.05	--	4	--	2000	--	< 300	> 85

REFERENCIAS

- 1.- Benefield 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, Brooks Cole Eng. Div.
- 4.- Grady L.C.P. y Lim H.C. Biological wastewater treatment. Theory and applications.

1997

Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS

TELECONFERENCIAS
MEXICO

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

11.- Procesos de Tratamiento Biológico.
Gestión de Lodos.

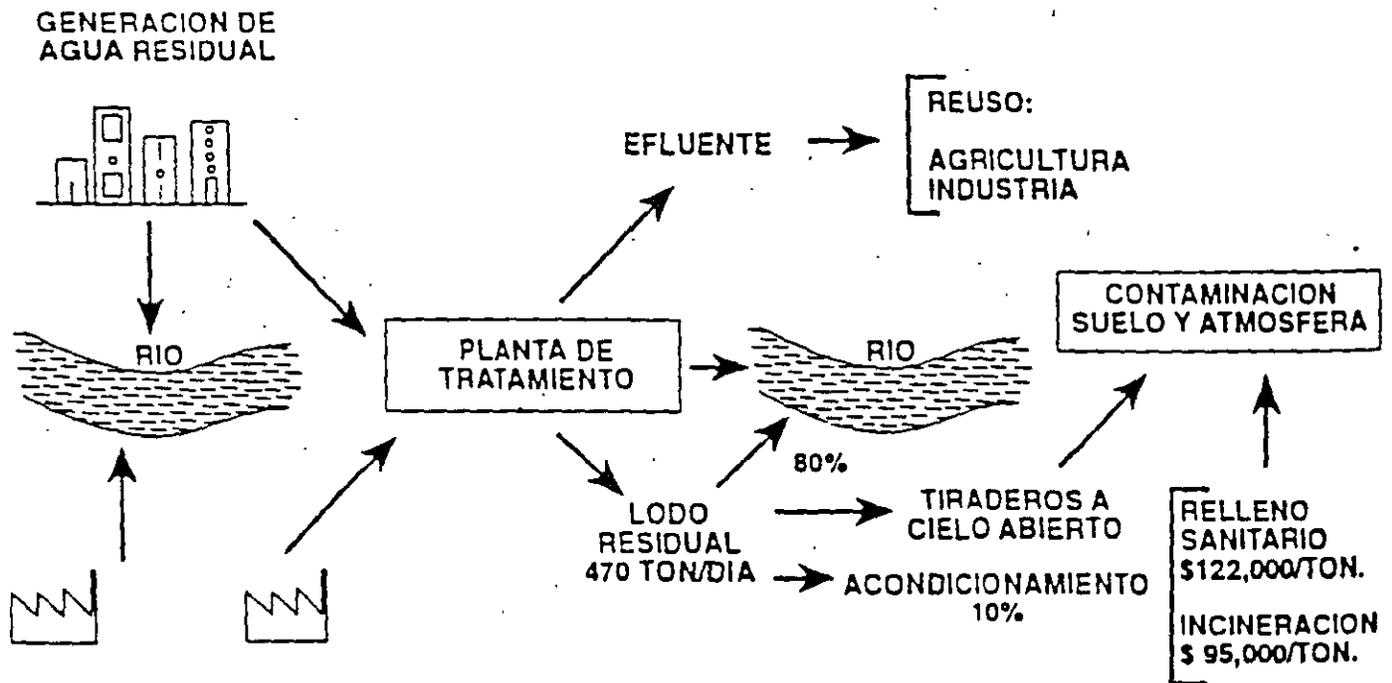
M. en I. José Luis Torrescano E.
Julio 18 de 1997



DEC



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.

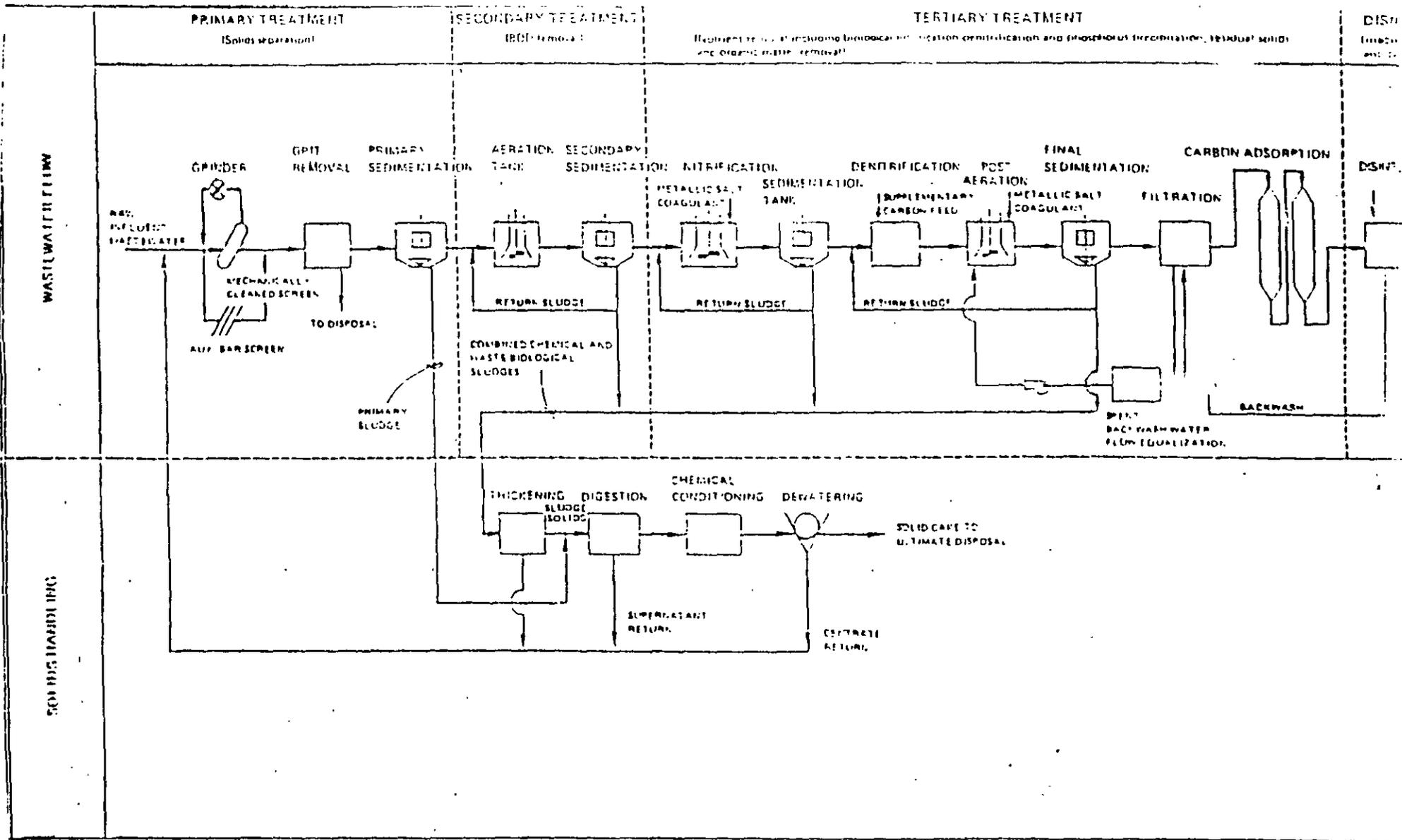


FIGURE 2-1. Typical schematic flow and process diagram.

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
Nitrógeno N, % en peso.	1.5 - 4.0	2.5 - 7.0	1.6 - 6.0
Fósforo 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	-	-
Níquel, 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)

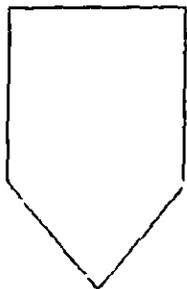
CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS DE 0.5 A 2%

PRODUCCIÓN: LADOS 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.

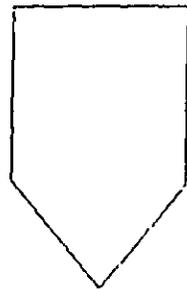
TIPO DE LODOS GENERADOS.

LODO PRIMARIO



3 - 7 % DE SOLIDOS
FACIL DE DESAGUAR

LODO SECUNDARIO



0.5 - 2 % DE SOLIDOS
GENERADO EN TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS.
- EN SUSPENSIÓN
- DE PELÍCULA FIJA
AERÓBIOS Y ANAERÓBIOS

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:	
Poliovirus	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	Repleno sanitario	Técnicas de análisis
Producción de lodos		X	X	X	X	X	
Sólidos		X	X	X	X	X	MEI. 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		MEI. 23-20, 23-10 ¹
Capacidad calorífica					X	X	Zanoni ² ASIM 02015-66 ¹²¹
Resistencia específica		X					Embudo Buchner ⁴
Explosividad	X				X		
Grasas y aceites		X	X	X			MEI. 5520 ¹
Contenido de halógenos (Cl, F, Br, I)			X		X		
Nitrógeno			X	X	X		351.2 ⁸
Fósforo				X			365.2 ⁸
Sulfatos				X	X		4500 EM ¹
Metales alcalinos					X		MEI. 3050 ⁸
Metales pesados	X			X	X		335.2 ⁸
Cianuros	X						4500 ¹
Sulfuros	X			X	X		624 ^{8, 17}
Orgánicos - volátiles y semivolátiles - Pest. organo-clorados y BPC	X		X	X	X		624 ^{8, 17} 609 6 1618
Punto de ionización	X	X					
Compuestos EP*	X		X				

* Compuestos analizados con el Procedimiento de extracción para determinar toxicidad de acuerdo a la NFE-CNP-002-88.

MATRIZ DE SELECCION DE TECNOLOGIAS

PROCESO	TIPO DE LOOO					
	General	Todos inorgánicos	Metales pesados	Orgánicos halogenados	Orgánicos no halogenados	BPC's
Espesamiento por gravedad	X	X				
Espesamiento por flotación						
Centrifugado	X	X				
Espesamiento por gravedad y bandas	X	X				
Filtro al vacío	X	X				
Filtro de bandas	X	X				
Lecho de secado	X	X				
Evaporadores/desecadores	X	X				
Acondicionamiento	X	X	X			
Neutralización		X	X			
Extracción				X	X	X
Oxidación		X	X			
Estabilización/solidificación		X	X			
Decloración				X		X
Digestión aerobia					X	
Digestión anaerobia					X	X
Composteo				X	X	
Relleno sanitario				X	X	
Incineración				X	X	X
Vitrificación		X	X	X	X	X
Oxidación con aire húmedo				X	X	X
Cristalización 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.

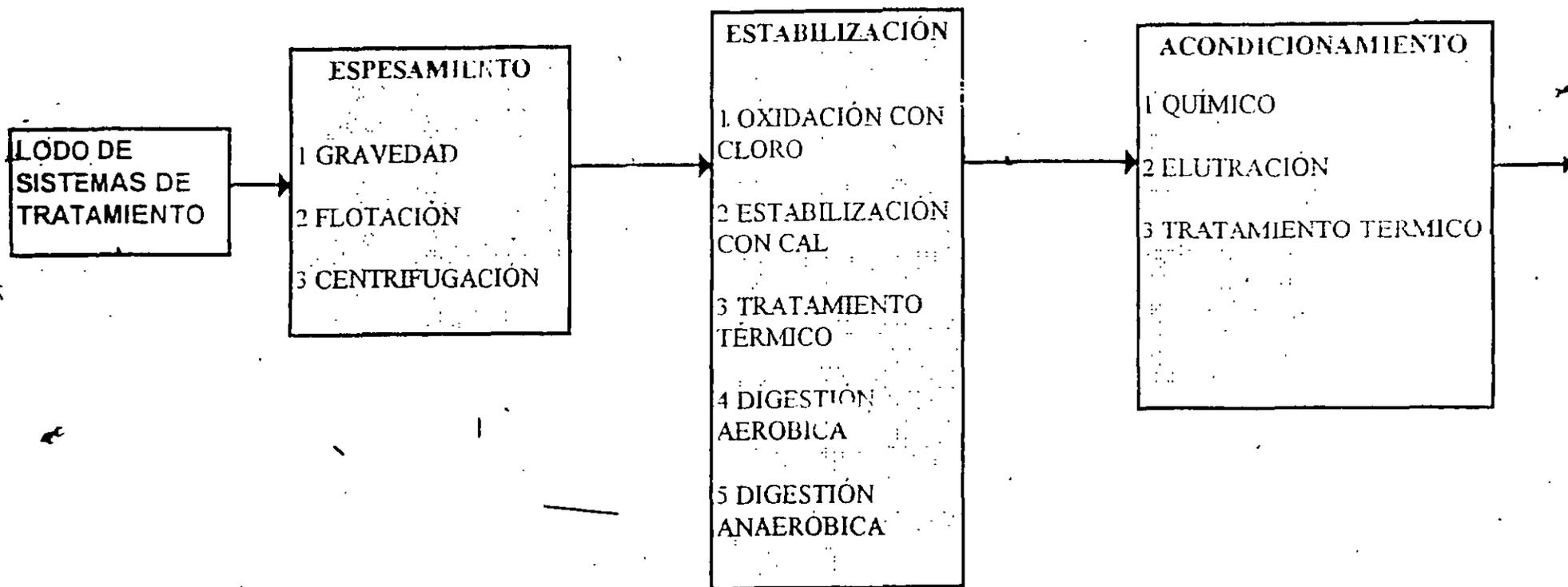
PROCESOS BIOLÓGICOS.

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

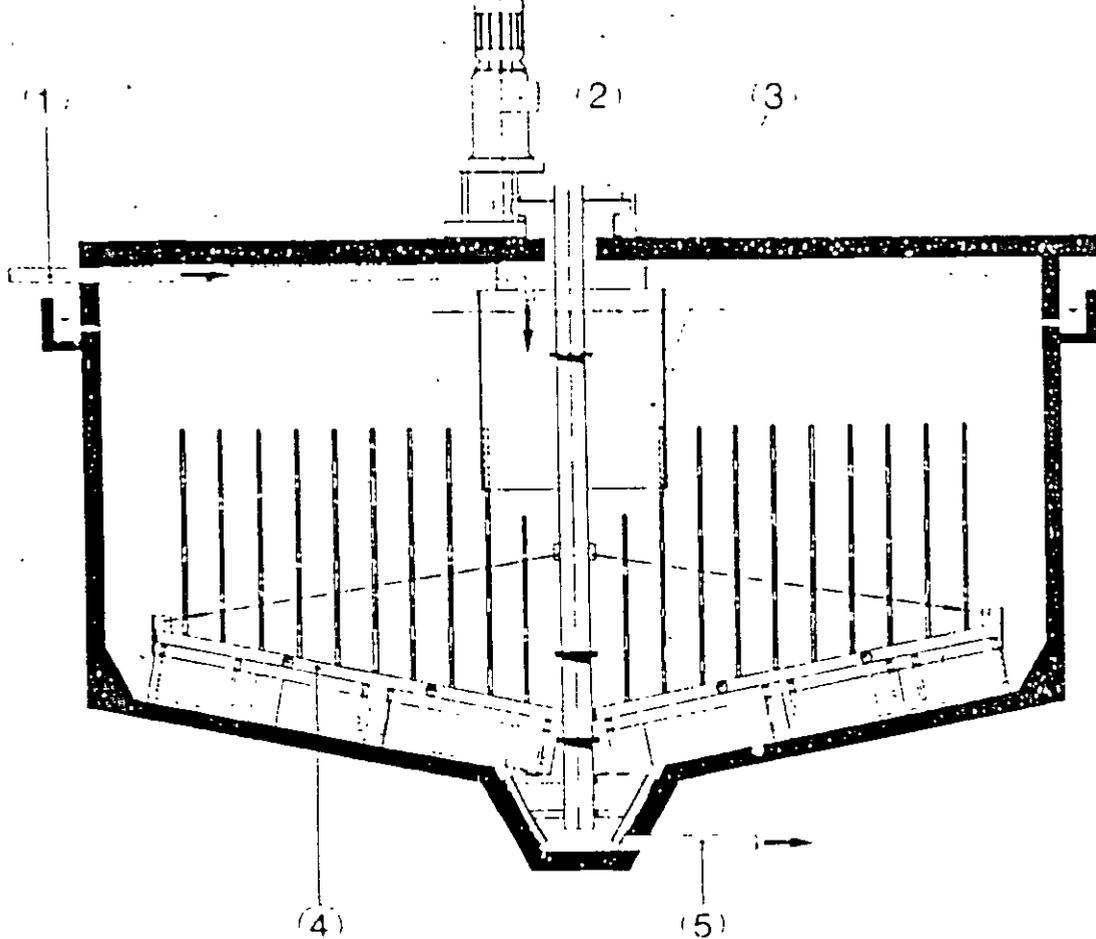
BAJOS COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

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	2.6-4.8	4-9	6-16	29.3-78.1

CRITERIOS DE DISEÑO PARA ESPESADORES POR GRAVEDAD

TIPO DE LODO	AFLUENTE % DE CONCENTRACION DE LODOS	LADOS ESPESADOS % DE CONCENTRACION DE LODOS	CARGA HIDRAULICA M ³ /M ² *D	CARGA DE SÓLIDOS Kg/M ² *D	% CAPTURA DE SÓLIDOS	EFLUENTE SST mg/L
PRIMARIO	1.0 - 7.0	5.0 - 10.0	24.0 - 33.0	90 - 144	85 - 98	300 - 1.000
FILTROS BIOLÓGICOS	1.0 - 4.0	2.0 - 6.0	2.0 - 6.0	35 - 50	80 - 92	200 - 1.000
LODOS ACTIV.	0.2 - 1.5	2.0 - 4.0	2.0 - 4.0	10.0 - 35	60 - 85	200 - 1.000
PRIM+ L.A.	0.5 - 2.0	4.0 - 6.0	4.0 - 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

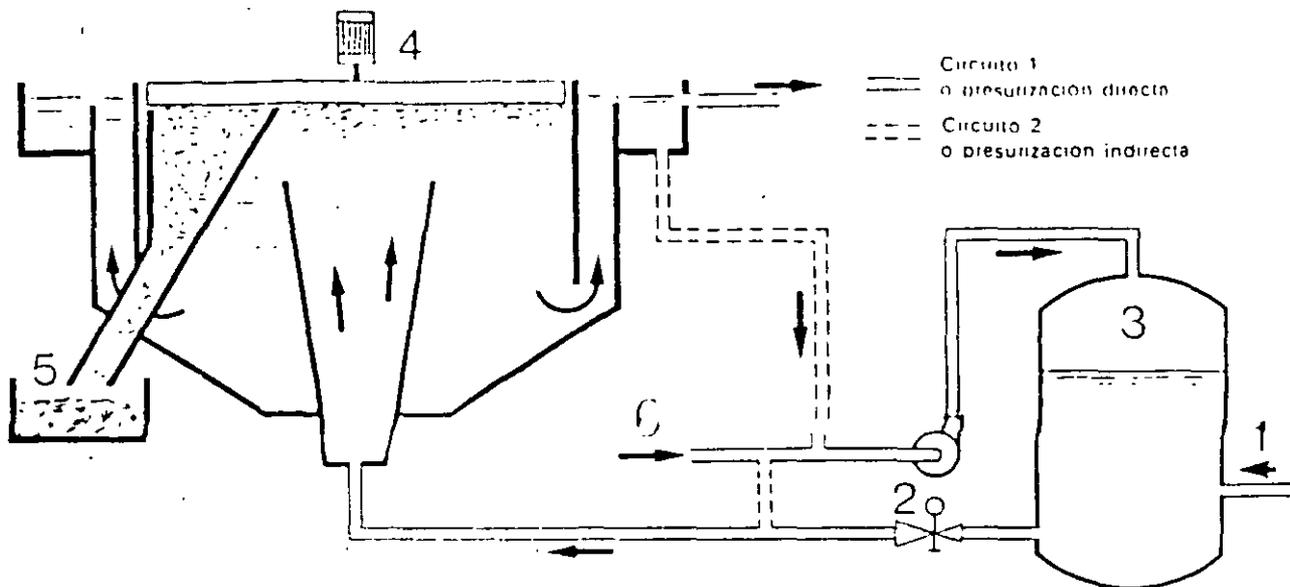
MAYORES COSTOS DE OPERACIÓN QUE EL DE GRAVEDAD

POCA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO

MENOR CONCENTRACIÓN DE LODOS QUE CON CENTRÍFUGAS.

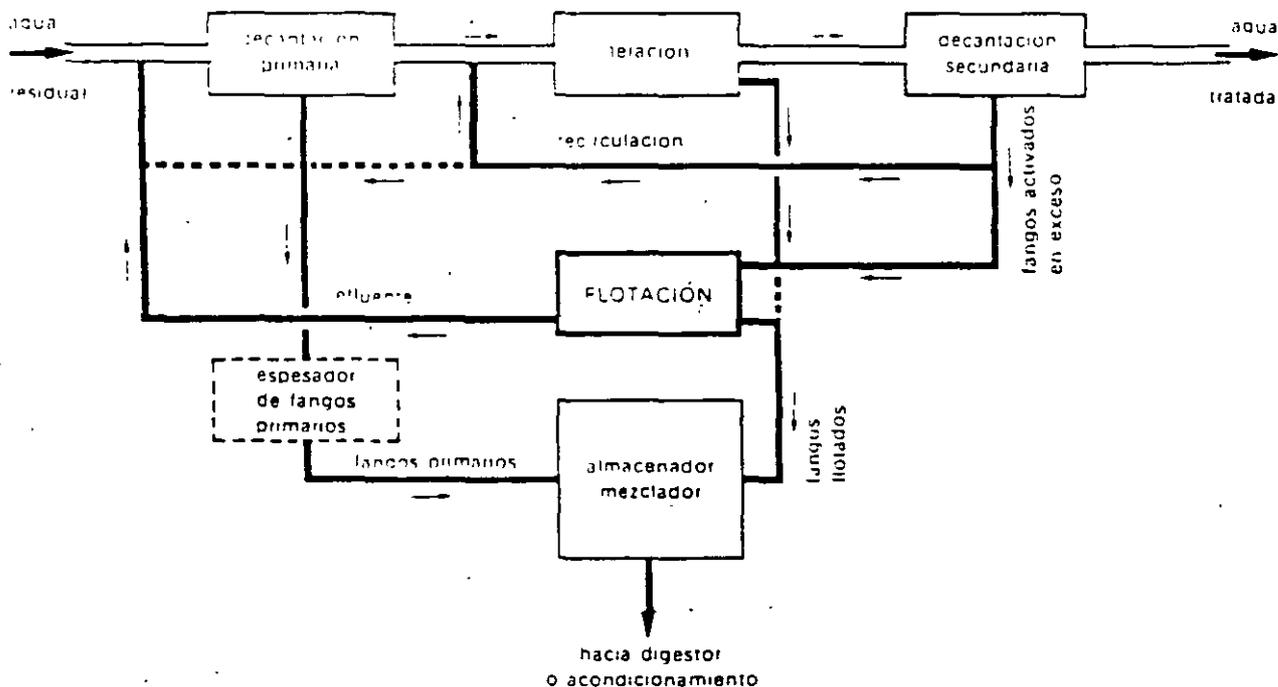
CRITERIOS DE DISEÑO

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 3 - Balón de saturación. 5 - Fangos espesados.
 2 - Expansionador 4 - Flotador. 6 - Fangos a espesar.

– Principio de espesamiento de fangos por flotación.



– Espesamiento por flotación de fangos activados urbanos.

ESPEZAMIENTO POR CENTRÍFUGAS

SE EMPLEAN TANTO EN EL ESPEZAMIENTO 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 ESPEZAMIENTO 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.

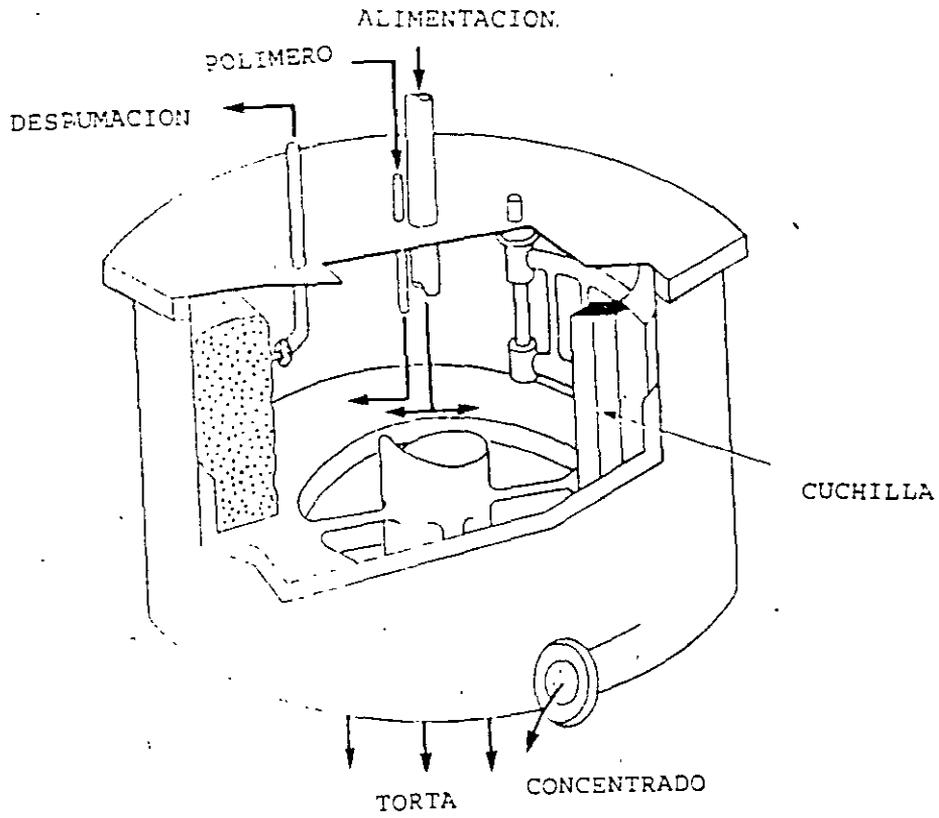
VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA CENTRÍFUGA DE CANASTA

VENTAJAS

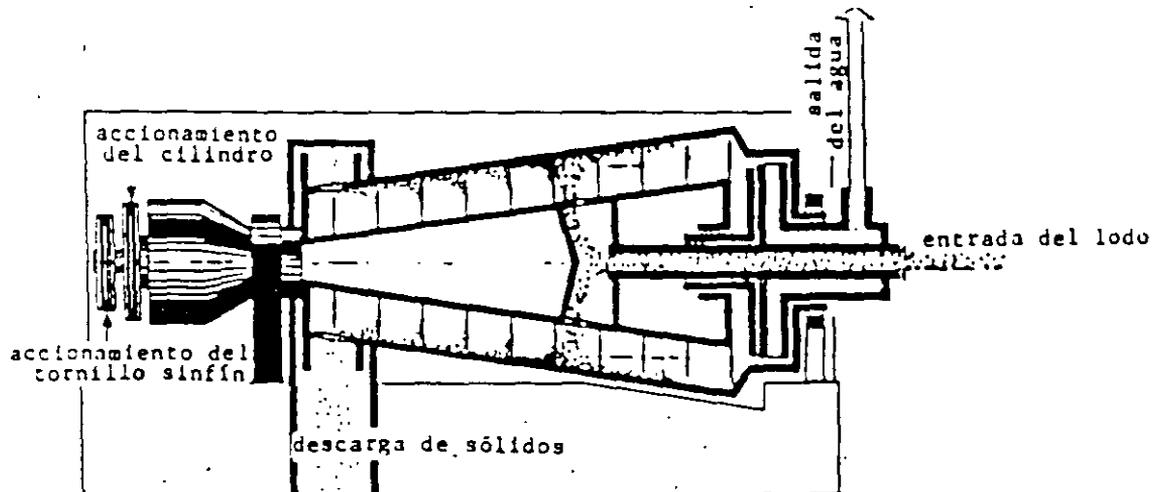
PUEDE UTILIZARSE PARA ESPEZAMIENTO O DESHIDRATACIÓN
FLEXIBILIDAD PARA CONSEGUIR CONDICIONES DEL PROCESO
MENORES COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE TODAS LAS CENTRÍFUGAS.
EXCELENTE ESPEZADOR DE LODOS

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

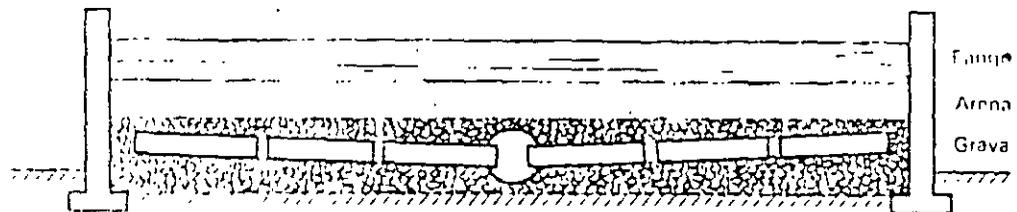
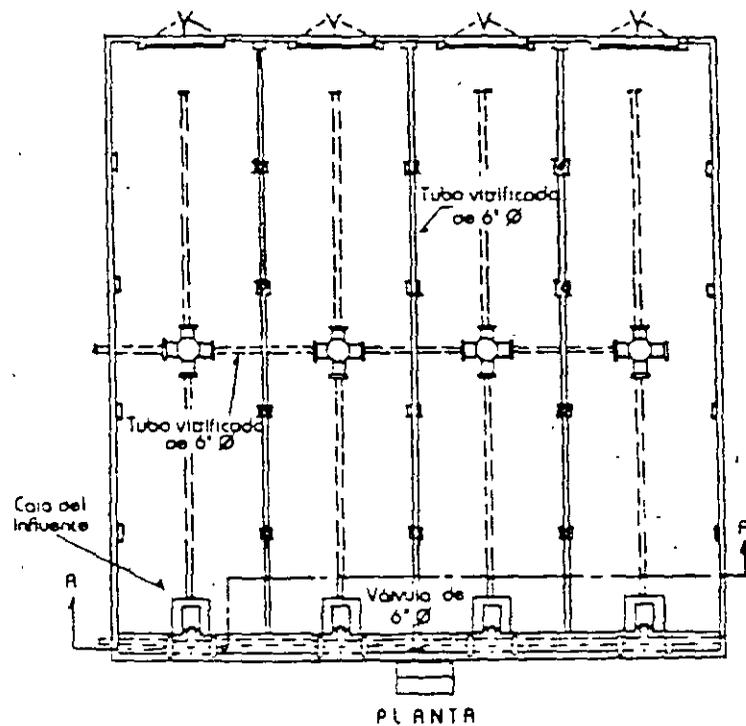
REQUIERE DE MAYOR ÁREA
QUE LOS MÉTODOS MECÁNICOS

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%

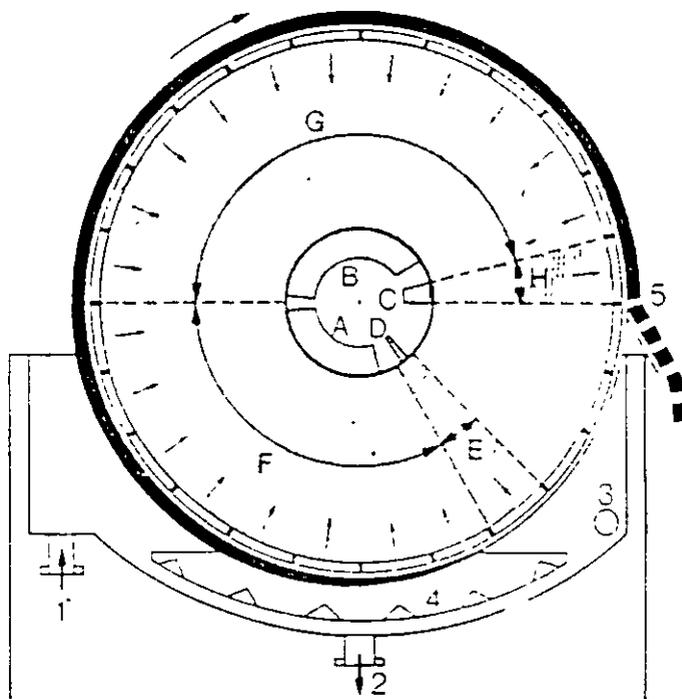
Filtración al vacío

- 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 al 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 (b a s e s e c a)		
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 función 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

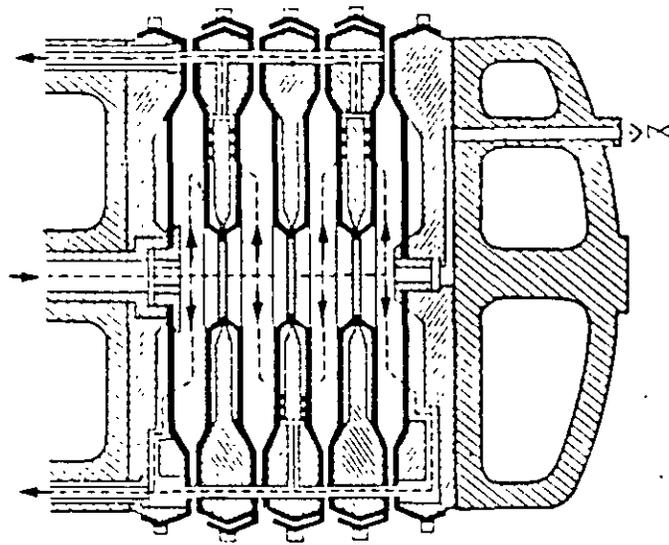
FILTRACIÓN A PRESIÓN

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
ESPEJOR DEL LODO	2.5 A 4 CMS
CONTENIDO DE HUMEDAD	45 A 55%

VENTAJAS Y DESVENTAJAS

VENTAJAS	DESVENTAJAS
PRODUCE LA MAYOR CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS EN LODO	OPERACIÓN DISCONTINUA ALTOS COSTOS OPERACIÓN ALTOS COSTOS INVERSIÓN 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 alimentación (base seca) [lb/ciclo-pies ²]		2
	[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

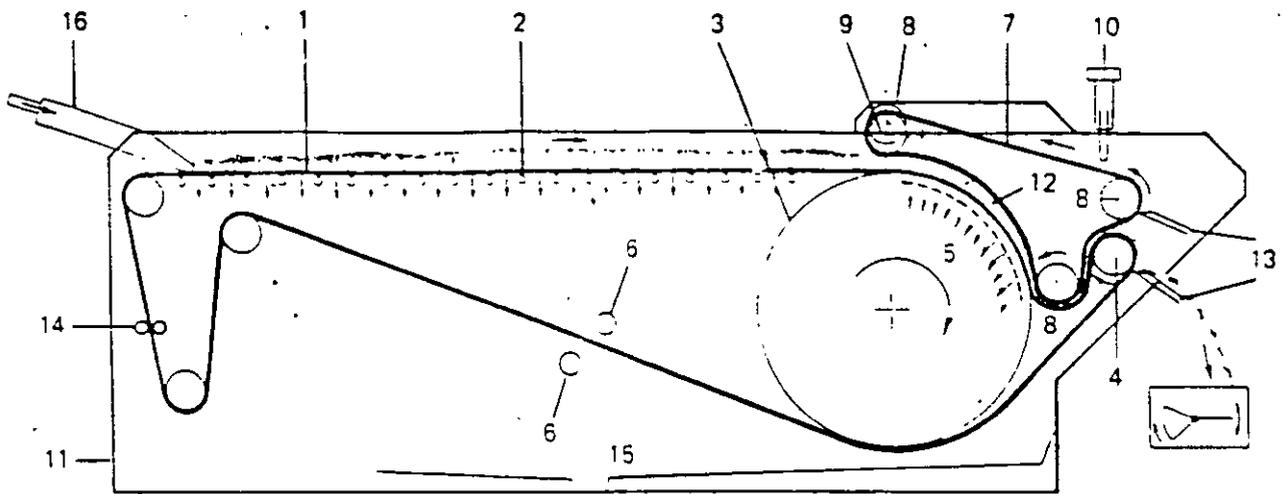
DEPENDIENDO DE LA PRESIÓN PRODUCEN LODOS MUY SECOS

BAJO CONSUMO DE ENERGÍA.

DESVENTAJAS

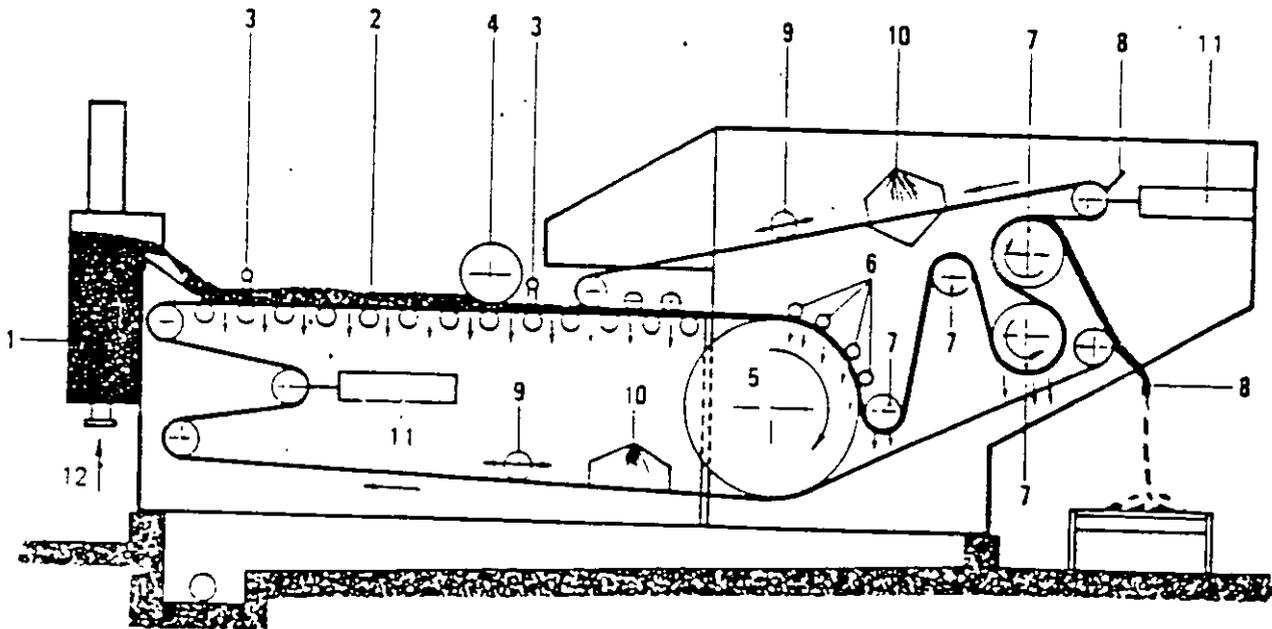
SENSIBLES A CAMBIOS EN LAS CARACTERÍSTICAS DEL LODO

OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO CONTINUA



- | | |
|-------------------------------|---|
| 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 (móviles). | 9 - Dispositivo de accionamiento neumático de centrado de las telas. |
| 4 - Rodillo de impulsión (móvil). | 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 neumáticos. | 12 - Inyección del polímero. |

— 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		
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	Suficiente para mantener los sólidos en suspensión y mantener un OD de 1 a 2 mg/l
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

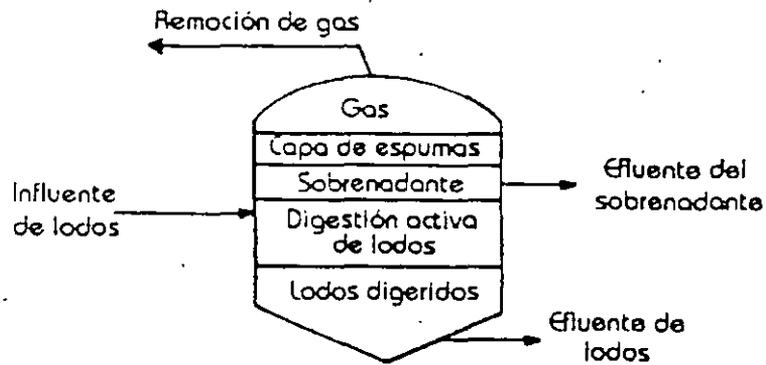
ALIMENTACIÓN CONTINUA

TIEMPO DE RETENCIÓN 10 - 15 DÍAS

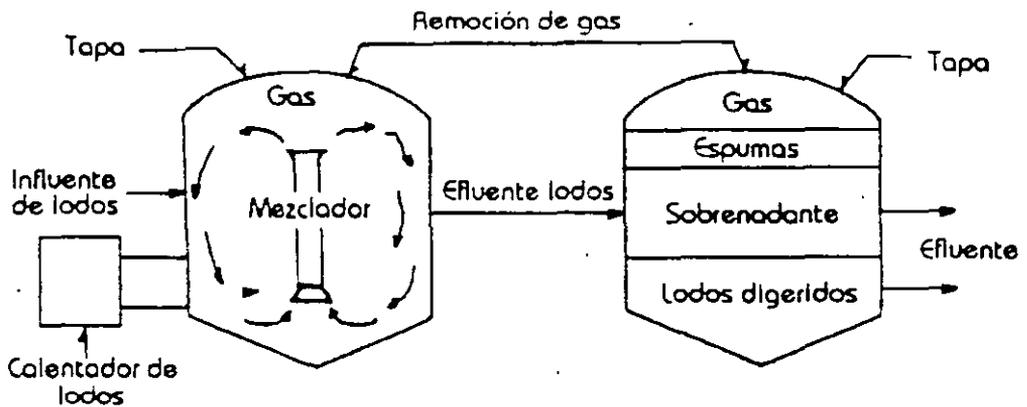
CARGA DE LODOS 1.6 - 8.0 KG SSV/m³/D

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
Carca 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 drén, % 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
DQO	3,000 - 30,000
Nitrógeno amoniacal, como N.	400 - 1,000
Fósforo total, 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 digester 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.

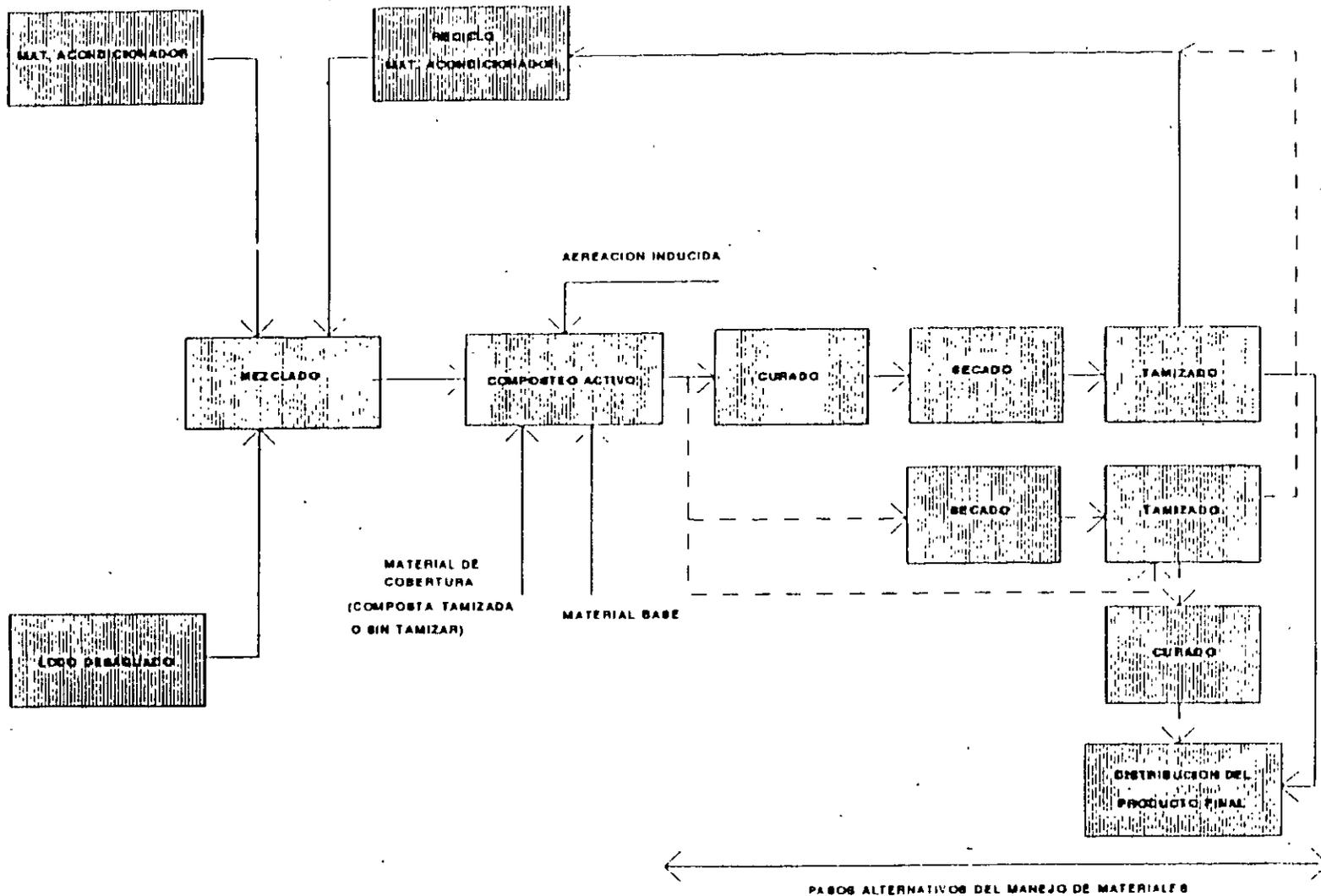
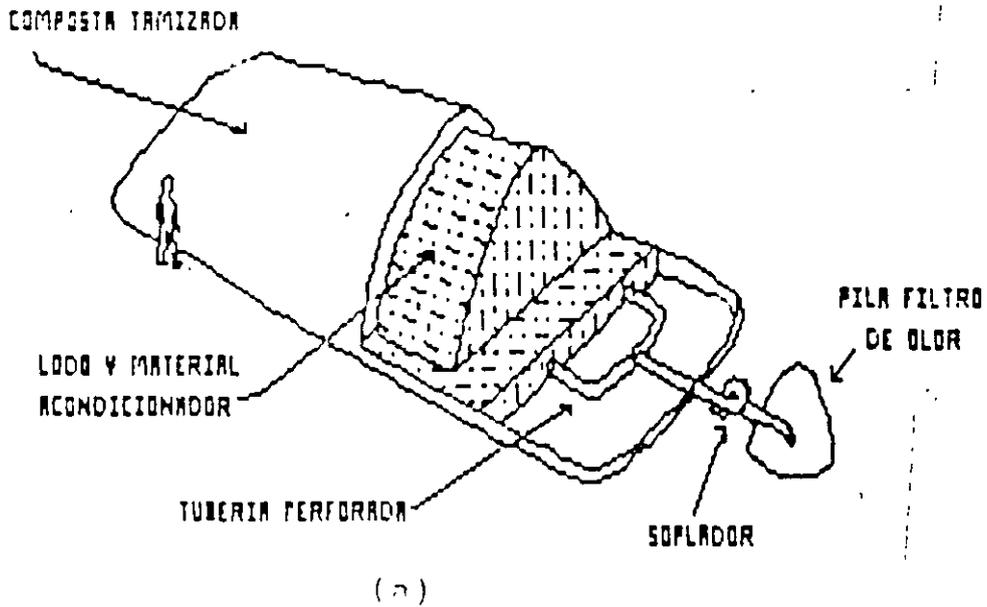
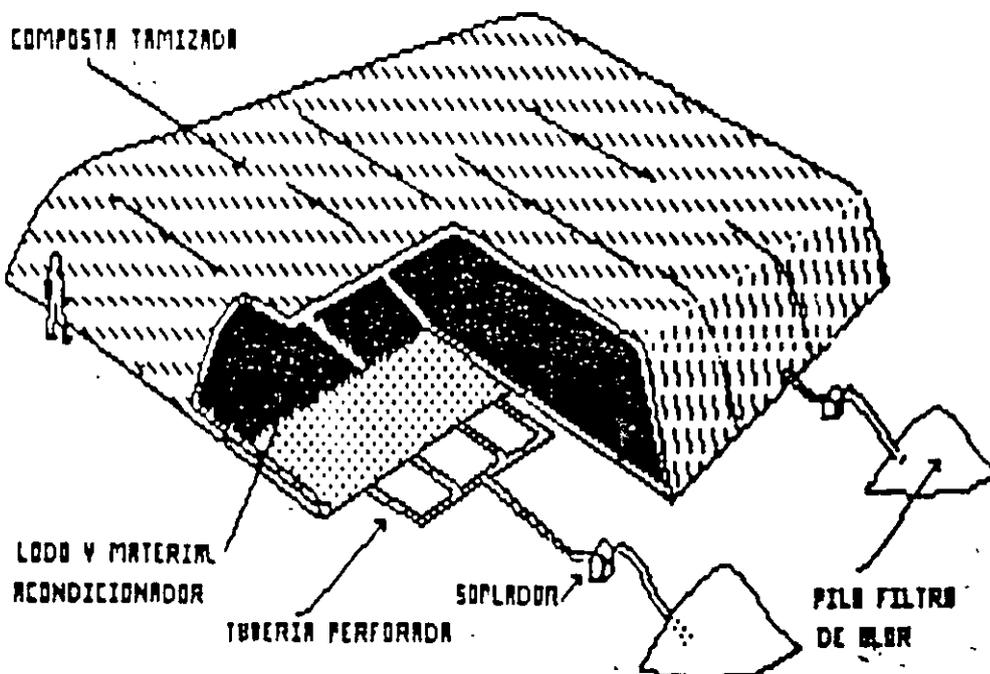


DIAGRAMA DE FLUJO DEL COMPOSTEO EN PILA ESTATICA AERADA.

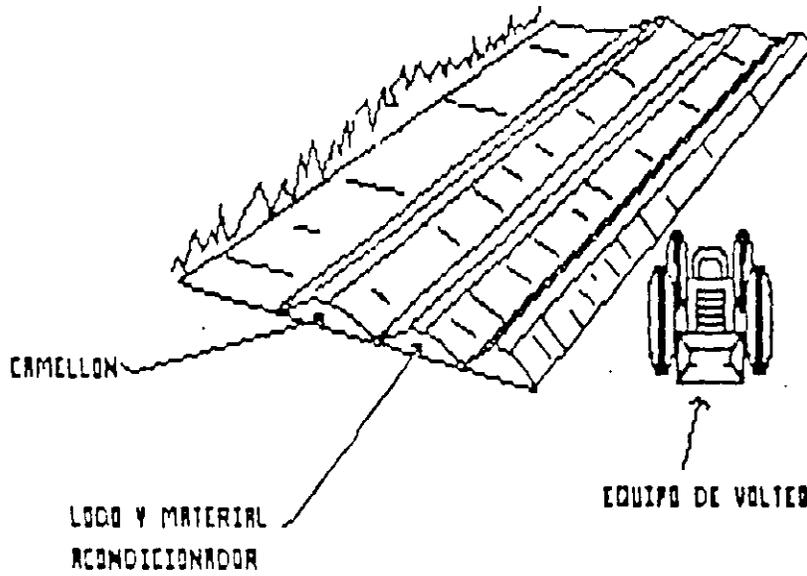
COMPOSTEO EN PILA ESTATICA



COMPOSTEO EN PILA ESTATICA EXTENDIDA

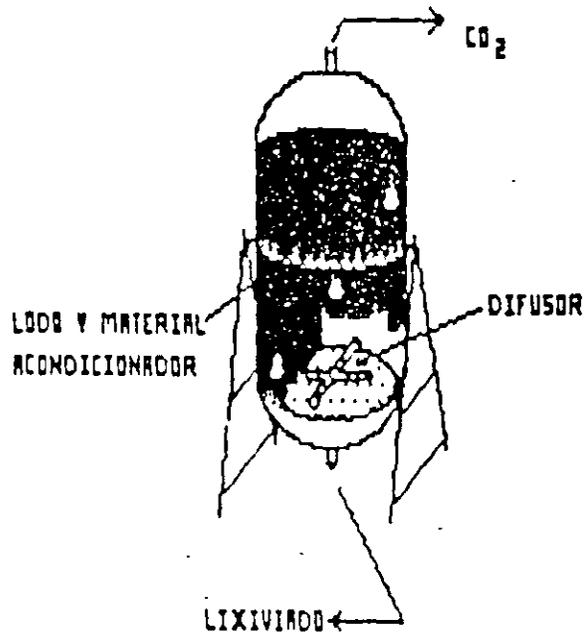


COMPOSTEO EN CAMELONES



(1)

COMPOSTEO EN REACTOR



(2)

**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.

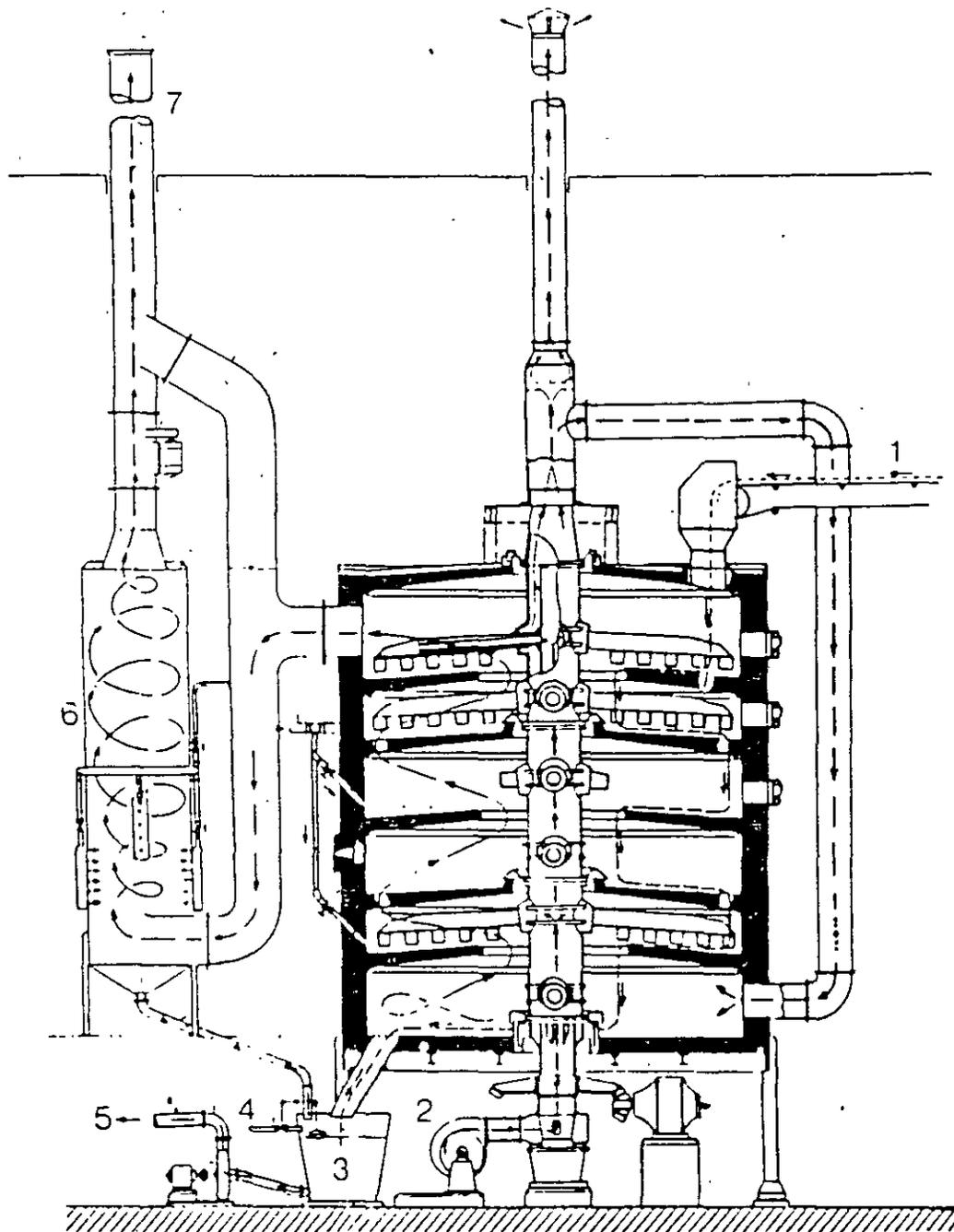
TIPOS DE INCINERADORES

- 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 fangos.
- 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 POCÁ 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 bordes
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 ENCONTRA 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 ² 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 penetran en la cadena alimenticia.

ROCESOS 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.

1997

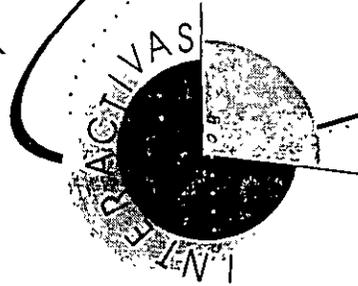
Facultad de Ingeniería

División de Educación Continua

Universidad Nacional Autónoma de México.

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

12.- Desinfección.

Dra. Georgina Fernández Villagómez
Julio 18 de 1997



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES E INDUSTRIALES

Georgina Fernández Villagómez

DESINFECCION

1. Aspectos generales

Se denomina desinfección a la destrucción de organismos causantes de enfermedades. No todos los organismos se destruyen durante el proceso. Esto diferencia la desinfección de la esterilización, la cual consiste en la destrucción de todos los organismos. Las enfermedades más importantes causadas por organismos patógenos presentes en aguas residuales se resumen en la Tabla 1.

En México desde hace varios años, se han estado utilizando las aguas residuales domésticas, para el riego agrícola en áreas rurales aledañas a un gran número de centros de población; sin embargo, la presencia de los organismos patógenos, constituye cierto riesgo de infección para la población. Este riesgo de infección, depende de muchos factores complejos tales como:

La efectividad del proceso de tratamiento para la remoción e inactivación de los patógenos

La sobrevivencia de estos organismos en los cultivos, el suelo, los ríos y cuerpos de agua

Las técnicas de irrigación

La Tabla 2, muestra los principales métodos de desinfección disponibles. Actualmente, el método más común empleado para desinfectar aguas residuales es mediante la adición del cloro, principalmente por su bajo costo y gran poder bactericida. No obstante, debido a la aplicación del cloro, se pueden provocar algunos efectos adversos, incluyendo la posible formación de compuestos carcinogénicos, los que se han detectado hasta hace poco tiempo, por lo que se han estado investigando otros métodos alternativos para lograr una buena desinfección.

Estos métodos pueden clasificarse en la siguiente forma:

a) Agentes químicos

Los requerimientos para un desinfectante químico ideal, están reportados en la Tabla 3. Como se muestra, el desinfectante tendría que poseer una amplia gama de características. Aun cuando este compuesto pueda no existir, los requerimientos establecidos en la tabla deberán considerarse al evaluar los desinfectantes propuestos o recomendados. Para los ingenieros sanitarios, también es importante que el desinfectante sea seguro de manejar y de

aplicar, además de que la concentración que se requiera en las aguas residuales sea medible.

Los productos químicos que han sido empleados como desinfectantes incluyen:

- | | |
|--------------------------------------|------------------------------|
| (1) Cloro y sus compuestos | (7) Metales pesados |
| (2) Bromo | (8) Colorantes |
| (3) Yodo | (9) Alcoholes |
| (4) Ozono | (10) Compuestos cuaternarios |
| (5) Fenol y compuestos fenólicos | (11) Peróxido de Hidrógeno |
| (6) Jabones y detergentes sintéticos | (12) Varios ácidos y álcalis |

De estos compuestos, los desinfectantes más comunes, son los productos químicos oxidantes y de ellos, el cloro es el más utilizado. El ozono, se considera como un desinfectante altamente efectivo y su uso va en aumento, aun cuando no tenga efecto residual. En la Tabla 4, se presentan las principales características del ozono.

b) Agentes físicos

Los desinfectantes físicos que se pueden utilizar son básicamente calor y luz. El calentamiento del agua al punto de ebullición, por ejemplo, destruye a las bacterias principalmente productoras de enfermedades que no forman esporas. El calor se emplea comúnmente en las industrias de bebidas y lechera, pero no es un medio que permita desinfectar grandes cantidades de aguas residuales debido al alto costo. Sin embargo, en Europa se usa extensamente la pasteurización de lodos. La luz ultravioleta se ha empleado con éxito para esterilizar pequeñas cantidades de agua, pero con el inconveniente de que su eficiencia disminuye mucho cuando se encuentran presentes partículas suspendidas en el agua.

c) Medios mecánicos

Las bacterias y otros organismos también se remueven por medios mecánicos durante el tratamiento de aguas residuales. En la Tabla 5, se reportan eficiencias típicas de remoción para varias operaciones y procesos de tratamiento. Las cuatro primeras de ellas se consideran procesos físicos. Las remociones obtenidas, son un subproducto de la función primaria del proceso.

d) Radiación

Este método de tratamiento, ha tomado gran auge en los últimos años, pues los trabajos de laboratorio han demostrado que es un

efectivo desinfectante que no induce ninguna radiación residual; elimina bacterias, virus, esporas y afecta a los huevecillos de parásitos disminuyendo su reproducción. Reduce la cantidad de sólidos orgánicos suspendidos, detergentes, paratión residual, fenoles, nitrilos, también disminuye los olores de las aguas residuales tratadas. Hasta el momento sus desventajas son:

No tiene efecto residual en el efluente tratado
El costo es elevado

Los principales tipos de radiación son electromagnéticos, acústica y de partículas. Los rayos gamma son emitidos por radioisótopos, tales como el cobalto 60. Debido a su poder de penetración, los rayos gamma se han utilizado para desinfectar tanto agua como aguas residuales. La Figura 1, muestra un dispositivo de haz de electrones de alta energía para irradiación de aguas residuales o lodos

Mecanismos de desinfección.

Se han propuesto los siguientes cuatro mecanismos para explicar la acción de los desinfectantes:

A. Daño a la pared celular

El daño o destrucción de la pared celular dará por resultado muerte y lisis de la célula. Algunos agentes tales como la penicilina, inhiben la síntesis de la pared celular.

B. Alteración de la permeabilidad de la célula

Los agentes como los compuestos fenólicos y los detergente, alteran la permeabilidad de la membrana citoplásmica. Estas sustancias destruyen la permeabilidad selectiva de la membrana y permiten que se escapen los nutrientes vitales, tales como el nitrógeno y el fósforo.

C. Modificación de la naturaleza del protoplasma

El calor, la radiación y los agentes fuertemente ácidos o alcalinos alteran la naturaleza coloidal del protoplasma. El calor coagula las proteínas de la célula y los ácidos o bases las desnaturalizan, produciendo un efecto letal. La irradiación directa a las células producen reacciones de ionización dentro de las moléculas celulares, con su posterior destrucción.

D. Inhibición de la actividad enzimática

Los agentes oxidante tales como el cloro, pueden alterar la estructura química de las enzimas e inactivarlas.

Factores que tienen influencia sobre la acción
de los desinfectantes.

Al aplicar los agentes o medios que se han descrito, deben considerarse los siguientes factores:

- i) Tiempo de contacto
- ii) Concentración y tipo de agente químico
- iii) Intensidad y naturaleza del agente físico
- iv) Temperatura
- v) Número de organismos
- vi) Naturaleza del líquido que soporta el agente

2. Desinfección empleando cloro

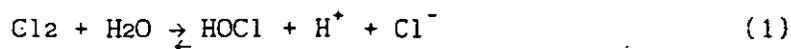
De todos los desinfectantes químicos, el cloro es con toda seguridad el de mayor uso en el mundo. La razón de ello, es que satisface la mayoría de los requerimientos especificados en la Tabla 3.

Los compuestos de cloro más frecuentemente utilizados en tratamiento de aguas residuales son: cloro gaseoso (Cl_2), hipoclorito de calcio [$\text{Ca}(\text{OCl}_2)_2$], hipoclorito de sodio (NaOCl) y bioxido de cloro (ClO_2). Los hipocloritos de sodio y calcio se emplean en plantas pequeñas de tratamiento, en donde la sencillez y seguridad en el manejo son más importantes que el costo. El uso del bioxido de cloro se estudia cada día con mayor interés como un posible sustituto del cloro gaseoso. El cloro gaseoso, por economía, ocupa el primer lugar de consumo.

Reacciones con el agua

Cuando se aplica cloro gaseoso al agua ocurren las siguientes reacciones que aparecen en la Tabla 6.

a) Hidrólisis

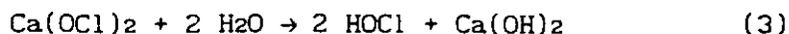


b) Ionización



La cantidad de HOCl y de OCl^- que se encuentra presente en el agua se denomina cloro disponible. La distribución relativa de estas dos especies es muy importante, porque la eficiencia desinfectante de HOCl es entre 40 y 80 veces mayor que la del OCl^- .

También puede agregarse cloro libre al agua en forma de hipoclorito. Las reacciones correspondientes son:





(4)

Reacciones con amoníaco

Las aguas residuales crudas contienen nitrógeno en forma de amoníaco y en varias formas orgánicas combinadas. El efluente de la mayor parte de las plantas de tratamiento, también contiene cantidades significativas de nitrógeno, generalmente en forma de amoníaco o de nitratos, sobre todo si la planta ha sido diseñada para efectuar el proceso de nitrificación. Debido a que el ácido hipocloroso es un agente oxidante muy activo, reacciona rápidamente con el amoníaco existente para formar los tres tipos de cloraminas, en forma sucesiva, las que aparecen en la Tabla 7.

Estas reacciones dependen mucho del pH, la temperatura, el tiempo de contacto y la relación inicial del cloro y el amoníaco.

Cloración a punto de quiebre

La Figura 2. muestra los fenómenos que suceden escalonadamente, cuando se agrega cloro a aguas que contienen amoníaco.

Conforme se agrega cloro, las sustancias fácilmente oxidables, tales como Fe^{++} , Mn^{++} , H_2S y materia orgánica, reaccionan con él y lo reducen, en su mayor parte a ion cloruro (Punto A). Después de satisfacer esta demanda inmediata, el cloro continúa reaccionando con el amoníaco para formar cloraminas entre los puntos A y B. Para relaciones molares de cloro a amoníaco menores de 1, se formaran monocloraminas y dicloraminas. La distribución de estas dos formas, está gobernada por sus velocidades de formación, las cuales dependen del pH y de la temperatura. Entre el punto B y el punto de quiebre, una parte de las cloraminas se convierte a tricloruro de nitrógeno, el resto se oxida a óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno (N_2) y el cloro se reduce a ion cloruro. Con mayor adición de cloro, la mayor parte de las cloraminas se oxidan en el punto de quiebre. Teóricamente, la relación en peso de cloro a nitrógeno amoniacal en el punto de quiebre es de 7.6 a 1.

Las reacciones posibles a que se debe la aparición de los gases antes mencionados y la desaparición de la cloramina se muestra en la Tabla 6.

Si se continúa agregando cloro después del punto de quiebre, dará por resultado un crecimiento directamente proporcional del cloro libre disponible.

La razón principal de agregar suficiente cloro para obtener un residual de cloro libre, es que generalmente se puede asegurar que se ha obtenido desinfección. La cantidad de cloro que debe agregarse para alcanzar un nivel deseado de residual recibe el nombre de *demanda de cloro*.

Factores que afectan la eficiencia de desinfección del cloro

Los principales factores que afectan la eficiencia de desinfección del cloro, son los siguientes:

(1) Eficiencia germicida del cloro.

Se determina midiendo el número de organismos y el cloro residual remanente después de un periodo especificado de tiempo. Normalmente, se emplea como índice el grupo de coliformes, empleando el procedimiento del número más probable (NMP), para los organismos inicialmente existentes y la cuenta en placa, incubando a 37°C durante 24 horas para los coliformes remanentes.

Para la determinación analítica del cloro residual, el método *volumétrico* ~~amperométrico~~ ha demostrado ser el más *eficiente*.

Numerosas pruebas realizadas, han demostrado que cuando todos los parámetros físicos se mantienen constantes. La eficiencia germicida de la desinfección, medida por las bacterias sobrevivientes, depende primordialmente del cloro residual presente y del tiempo de contacto.

(2) Eficiencia germicida de varios compuestos de cloro.

Para un tiempo de contacto o un residual dado, la eficiencia germicida del ácido hipocloroso es significativamente mayor que la del ion hipoclorito o la monocloramina. Por esta razón, con una mezcla adecuada, la formación de ácido hipocloroso después del punto de quiebre es la más efectiva para alcanzar la desinfección de aguas residuales.

(3) Mezcla inicial.

Recientemente se ha demostrado la importancia que tiene este factor. Se ha encontrado que la aplicación del cloro en un régimen altamente turbulento ($NR = 10^{-4}$), dio por resultado muertes dos ordenes de magnitud mayores que cuando se agregó separadamente a un reactor agitado de flujo continuo, bajo condiciones similares. Esto tiene gran importancia en el diseño de las instalaciones donde se efectúa la cloración en las plantas de tratamiento.

(4) Reacción a punto de quiebre.

Es importante considerar que si el agua de dilución empleada para inyectar el cloro contiene compuestos nitrogenados, una parte del cloro agregado reaccionará con estos compuestos y para cuando se haga la inyección se encontrará en forma de monocloramina o dicloramina. Sin embargo, se ha demostrado que con un mezclado inicial apropiado y dando el tiempo de contacto necesario, las muertes de bacterias obtenidas son las mismas si se emplea efluente tratado o sin tratamiento para el agua de inyección.

(5) Tiempo de contacto.

Debido a que la cloración para obtener ácido hipocloroso libre no es económicamente factible en muchas situaciones, más allá del punto de quiebre, es de importancia fundamental dar la consideración debida al tiempo de contacto. Ya que los reactores discontinuos para cloración son poco prácticos, en todas las plantas se emplean reactores continuos de flujo pistón.

(6) Características de las aguas residuales,

Se ha observado con frecuencia que para plantas de tratamiento de diseño similar con características del efluente iguales medidas en términos de DBO, DQO y nitrógeno, la efectividad del proceso de cloración varía considerablemente de planta a planta. En un estudio realizado por Sung¹, en el que se estudiaron las características de los compuestos presentes en el agua tratada y sin tratar, se obtuvieron las siguientes conclusiones:

a) En presencia de interferencias por compuestos orgánicos, el residual total de cloro, no puede ser empleado como una medida confiable para cuantificar la eficiencia bactericida del cloro.

b) El grado de interferencia de los compuestos estudiados depende de sus grupos funcionales y su estructura química.

c) Los compuestos saturados y los carbohidratos ejercen una demanda pequeña o nula de cloro y parecen no interferir con el proceso de cloración.

d) Compuestos orgánicos con uniones no saturadas pueden ejercer una demanda de cloro inmediata, dependiendo de sus grupos funcionales. En algunos casos, los compuestos resultantes, pueden tener un potencial desinfectante pequeño o nulo.

e) Los compuestos con anillos policíclicos conteniendo grupos hidroxilo y compuestos que contienen grupos de azufre, reaccionan rápidamente con el cloro para formar compuestos que tienen potencial bactericida pequeño o nulo, pero que analíticamente aparecen como cloro residual.

f) Para alcanzar cuentas bacterianas bajas en presencia de interferencias de compuestos orgánicos, se requerirán cantidades adicionales de cloro y mayores tiempos de contacto.

(7) Características de los microorganismos

Otra variable importante en el proceso de cloración, es la edad de los microorganismos. Por ejemplo, en el estudio antes mencionado, se encontró que había una diferencia notable en la resistencia de cultivos de bacterias al cloro. Para un cultivo de bacterias jóvenes de un día o menos con una dosis de 2 mg/L, se requirió solamente un minuto para alcanzar cuentas bacterianas bajas.

Cuando el cultivo era de 10 días de edad o mayor, se requirieron aproximadamente 30 minutos para obtener una reducción comparable con la misma dosis de cloro aplicada. Es probable que la resistencia ofrecida por la cubierta de polisacáridos que los microorganismos desarrollan al crecer, sea la causa de este fenómeno. En el proceso de tratamiento por lodos activados, el tiempo de residencia medio de las células, que se encuentra relacionado con la edad de ellas, efectuar^{se} en esta forma importante desarrollo del proceso de cloración.

3. Decloración

La decloración consiste en la remoción del cloro residual total que permanece después de la cloración. Se aplica para reducir al mínimo los efectos de los compuestos residuales clorados potencialmente tóxicos sobre la biota y los usos benéficos de los cuerpos receptores a los que se descargan los efluentes clorados. En la actualidad, el agente más empleado es el bioxido de azufre. Se ha empleado también carbón activado, sulfito de sodio (Na_2SO_3) y metabisulfito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$).²

Bióxido de azufre

El bioxido de azufre remueve sucesivamente cloro libre, monocloramina, dicloramina, tricloruro de nitrógeno y compuestos policlorados. Cuando se egrega bioxido de azufre al agua, ocurren las siguientes reacciones, que aparecen en la Tabla 8.

Para la reacción global entre bioxido de azufre y cloro (ecuación 3 de la Tabla 8), la relación estequiométrica en peso del bioxido de azufre a cloro es de 0.9 a 1. En la práctica, se ha encontrado que se requiere una relación de 1.0 ppm de SO_2 para la decloración de 1.0 ppm de residuo de cloro (expresado como Cl_2). Debido a que las reacciones entre el bioxido de azufre, el cloro y las cloraminas son casi instantáneas, el tiempo de contacto por lo general, no es un factor importante y no emplean cámaras de reacción, pero si es un requisito indispensable proporcionar una mezcla rápida en el punto de aplicación.

La relación de cloro libre al residual de cloro total combinado antes de la decloración, determina si el proceso de decloración es parcial o si prosigue hasta completarse. Una relación menor al 85% indica normalmente que se encuentra presente una cantidad significativa de nitrógeno orgánico e interfiere con el proceso de cloro residual libre.

Carbón activado

La adsorción en carbón activado proporciona una remoción completa, tanto del cloro libre como del combinado. ~~En esta operación, ocurren las reacciones que aparecen en la Tabla 8.~~

Se emplean generalmente filtros de carbón activado granular, operados a presión o por gravedad³. Este método es costoso. La principal aplicación del carbón activado para deoloración es en casos en los que también se requiera una alta remoción de compuestos orgánicos.

4. Conclusiones y recomendaciones

A. Existe una amplia variedad de métodos para obtener la desinfección de aguas y aguas residuales. De ellos actualmente los tres más empleados son:

- cloración
- ozonación
- aplicación de bioóxido de cloro

Cada uno de ellos presenta ventajas y desventajas propias, por lo que es indispensable estudiar con todo detalle el uso final de las aguas tratadas para seleccionar el mejor método de desinfección.

B. Dado el problema que presentan los compuestos orgánicos clorados (trihalometanos), cuya importancia ha sido descubierta hasta hace relativamente poco tiempo, es muy recomendable que en aplicaciones donde el agua vaya a destinarse a uso potable o alimentario, se estudie la posibilidad de reemplazar la cloración por algún otro procedimiento alterno⁵.

C. De los nuevos métodos descubiertos, el empleo de radiaciones gamma o con haces de electrones de alta energía presentan posibilidades muy prometedoras, especialmente para la desinfección y esterilización de aguas y lodos⁵. Se sugiere la conveniencia de desarrollar mayores investigaciones aplicadas en este campo en los centros nacionales y de investigación.

D. Como una solución al problema de producción de trihalometanos, se propone el empleo de una desinfección por etapas, efectuando la primera de ellas mediante ozono, seguida de una cloración ligera que permita obtener una cantidad de cloro residual medible que le proporcione una cierta protección al agua, a lo largo de las líneas de distribución.

5 Bibliografía

1. Sung, R. D. *Effects of Organic Constituents in Wastewater on the Chlorination Process*. Ph. D. thesis. Department of Civil Engineering, University of California. Davis, Calif. 1974.
2. Metcalf-Eddy. *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. 2ª Ed. Labor, S. A. 1981.
3. U.S. Environmental Protection Agency. *Manual on Activated Carbon Adsorption*. 1971.

4. Kawata, K., Olivieri, P., Walters, G. y Yin, R. *The Search for Effective Wastewater Disinfectants*. Water & Sewage Works. 1979.
5. International Water Technology Conference & Exposition. *Agua Expo'83*. Product Sessions. 1983.
6. Alarcón-Herrera, M. T. *Desinfección de aguas residuales municipales por medio de radiación gamma*. Tesis de maestría. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. 1982.

Tabla 1 ORGANISMOS MENOS COMUNMENTE ENCONTRADOS
EN AGUAS RESIDUALES

<u>Organismo</u>	<u>Enfermedad</u>	<u>Observaciones</u>
Ascaris spp., enterobius spp.	Lombrices de nemátodos	Implica peligro de contagio a humanos por <u>efluentes de aguas residuales y lodos secos</u> usados como fertilizante
Bacillus anthracis	Antrax	Se encuentra en <u>aguas residuales</u> . Las esporas son resistentes al tratamiento
Brucella spp.	Brucelosis. Fiebre de Malta en el hombre. Aberto contagioso en carneros, cabras y reses.	Transmitida normalmente por la <u>leche infectada</u> o por <u>contacto</u> . Se sospecha también de las <u>aguas residuales</u>
Entamoeba histolytica	Disentería	Es diseminada por <u>aguas contaminadas</u> y <u>lodos</u> empleados como fertilizante. Común en climas calientes.
Leptospira icterohemorrhagiae	Leptospirosis (enfermedad de Weil)	Transportada por <u>ratas de drenajes</u>
Mycobacterium tuberculosis	Tuberculosis	Se le ha aislado de <u>aguas residuales</u> y <u>corrientes contaminadas</u> . Las aguas residuales son una posible forma de transmisión. Deberá tenerse cuidado con <u>aguas residuales</u> y <u>lodos de sanatorios</u>
Salmonella paratyphi	Fiebre paratifoidea	Es común en <u>aguas residuales</u> y efluentes en épocas de epidemia
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea	Es común en <u>aguas residuales</u> y efluentes en épocas de epidemia
Salmonella spp.	Envenenamiento de alimentos	Es común en <u>aguas residuales</u> y efluentes
Schistosoma spp.	Esquistosomiasis	Probablemente es destruida por un tratamiento eficiente
Shigella sso.	Disentería bacilar	Las <u>aguas contaminadas</u> son la principal fuente de infección.

Taenia spp

Solitaria

Los huevos son muy resistentes. están presentes en lodos y efluentes de aguas residuales. Representan peligro para el ganado en tierras irrigadas con aguas residuales o abonadas con lodos de ellas

Vibrio cholerae

Cólera

Es transmitido por aguas residuales y aguas contaminadas

Virus

Poliomielitis, hepatitis

Se desconoce aún la forma exacta de transmisión. Se encuentran en efluentes de plantas de tratamiento biológico

Tabla 2. METODOS DE DESINFECCION DISRUPTIVA

Ebullición

Acción oligodinámica - plata y cobre

Irradiación- ultravioleta o atómica

Tratamiento con álcalis y ácidos

Tratamiento con agentes tensoactivos

~~Almacenamiento prolongado > 90 días~~

Ozonación

Aplicación de halógenos, interhalógenos y mezclas de ellos

Cloro

Bromo

Iodo

Bióxido de cloro

Cloruro de bromo

Tabla 3 COMPARACION DE LAS CARACTERISTICAS IDEALES Y
REALES DE LOS DESINFECTANTES QUIMICOS

<u>Característica</u>	<u>Desinfectante ideal</u>	<u>Cloro</u>	<u>Hipoclorito de sodio</u>	<u>Hipoclorito de calcio</u>	<u>Bióxido de cloro</u>	<u>Ozono</u>
<u>Toxicidad hacia los microorganismos</u>	Deberá ser altamente tóxico a altas diluciones	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>
<u>Solubilidad</u>	Debe ser soluble en agua o en los tejidos de las células	Ligeramente	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>
<u>Estabilidad</u>	La pérdida de acción germicida a lo largo del tiempo deberá ser baja	<u>Estable</u>	<u>Ligeramente estable</u>	<u>Relativamente estable</u>	<u>Inestable, debe generarse conforme se usa</u>	<u>Inestable, debe generarse conforme se usa</u>
<u>No tóxico hacia las formas superiores de vida</u>	Deberá ser tóxico hacia los microorganismos y no tóxico hacia el hombre y animales	<u>Altamente tóxico hacia las formas superiores de vida</u>	<u>Tóxico</u>	<u>Tóxico</u>	<u>Tóxico</u>	<u>Tóxico</u>
<u>Interacción con material extraño</u>	No deberá ser absorbido por materia orgánica diferente a las células bacterianas	<u>Oxida a la materia orgánica</u>	<u>Oxidante activo</u>	<u>Oxidante activo</u>	<u>Alta</u>	<u>Oxida a la materia orgánica</u>
<u>Toxicidad a temperatura ambiente</u>	Deberá ser efectivo en el ámbito de temperatura ambiente	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Muy alta</u>
<u>Penetración</u>	Deberá tener la capacidad de penetrar a través de su superficies	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>	<u>Alta</u>
<u>No corrosivo y no colorante</u>	No deberá atacar a metales o manchar ropa	<u>Altamente corrosivo</u>	<u>Corrosivo</u>	<u>Corrosivo</u>	<u>Altamente corrosivo</u>	<u>Altamente corrosivo</u>

Capacidad de desodorizar

Deberá desodorizar mientras desinfecta

Alta

Moderada

Moderada

Alta

Alta

Disponibilidad

Deberá encontrarse disponible en grandes cantidades y tener un precio razonable

Costo bajo

Costo moderadamente bajo

Costo moderadamente bajo

Costo moderado

Costo alto

Usado en Europa por largo tiempo:

Primera instalación permanente, en Holanda, 1892 actualmente existen 1,000 instalaciones en 20 países

Tratamiento Len-Paris-para 360 mgd=10,000 ppb.

Costo de capital: ~~~\$300-500/lb/día (dólares)~~

Ventajas:

Desinfección extremadamente rápida: 4 minutos y pequeñas dosis

No tiene efecto el pH del agua

Decolora bien

No reacciona con el amoniaco

Evita la formación de compuestos clorados

Remueve muchos olores y sabores

Deja oxígeno en el agua

Se analiza con facilidad

Ocupa poco espacio

Desventajas:

No deja residual

Existe experiencia limitada en América

Posiblemente más caro que el cloro

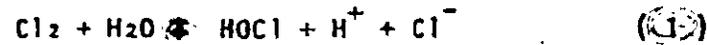
Tiene baja solubilidad en agua

Tabla 5 REMOCION O DESTRUCCION DE BACTERIAS POR
DIFERENTES PROCESOS DE TRATAMIENTO

<u>Proceso</u>	<u>Porcentaje de remoción</u>
Rejillas gruesas	0-5
Rejillas finas	10-20
Cámaras desarenadoras	10-25
Sedimentación libre	25-75
Precipitación química	40-80
Filtros percoladores	90-95
Lodos activados	90-98
Cloración de aguas residuales tratadas	98-99

Tabla 6 REACCIONES EN EL AGUA

a) Hidrólisis:



b) Ionización:



c) Para hipocloritos:



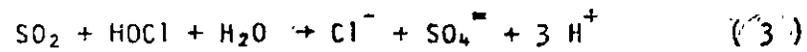
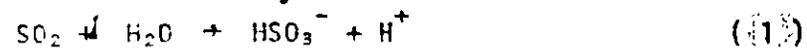
Tabla 7 CLORAMINAS

<u>Formación</u>	<u>descomposición</u>
<u>Monocloramina</u>	
$\text{NH}_3 + \text{HOCl} \rightleftharpoons \text{NH}_2\text{Cl} + \text{H}_2\text{O}$	$2\text{NH}_3 + \text{Cl}_2 \rightleftharpoons \text{N}_2 + 6\text{HCl}$
	$4\text{NH}_2\text{Cl} + 3\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{N}_2 + \text{N}_2$
<u>Dicloramina</u>	$+ \text{O} + 10 \text{HCl}$
$\text{NH}_2\text{Cl} + \text{HOCl} \rightleftharpoons \text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$	$2\text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{N}_2\text{O} + 4\text{HCl}$
<u>Tricloruro de nitrógeno</u>	
$\text{NHCl}_2 + \text{HOCl} \rightleftharpoons \text{NCl}_3 + \text{H}_2\text{O}$	$\text{HOCl} + 2 \text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2\text{NO}_2$
	$+ 5\text{HCl}$

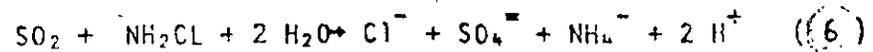
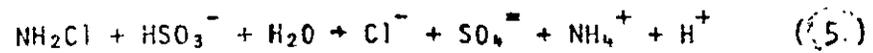
19

Tabla 8 DECLORACION CON SO₂

Reacciones de cloro:



Reacción con cloraminas:



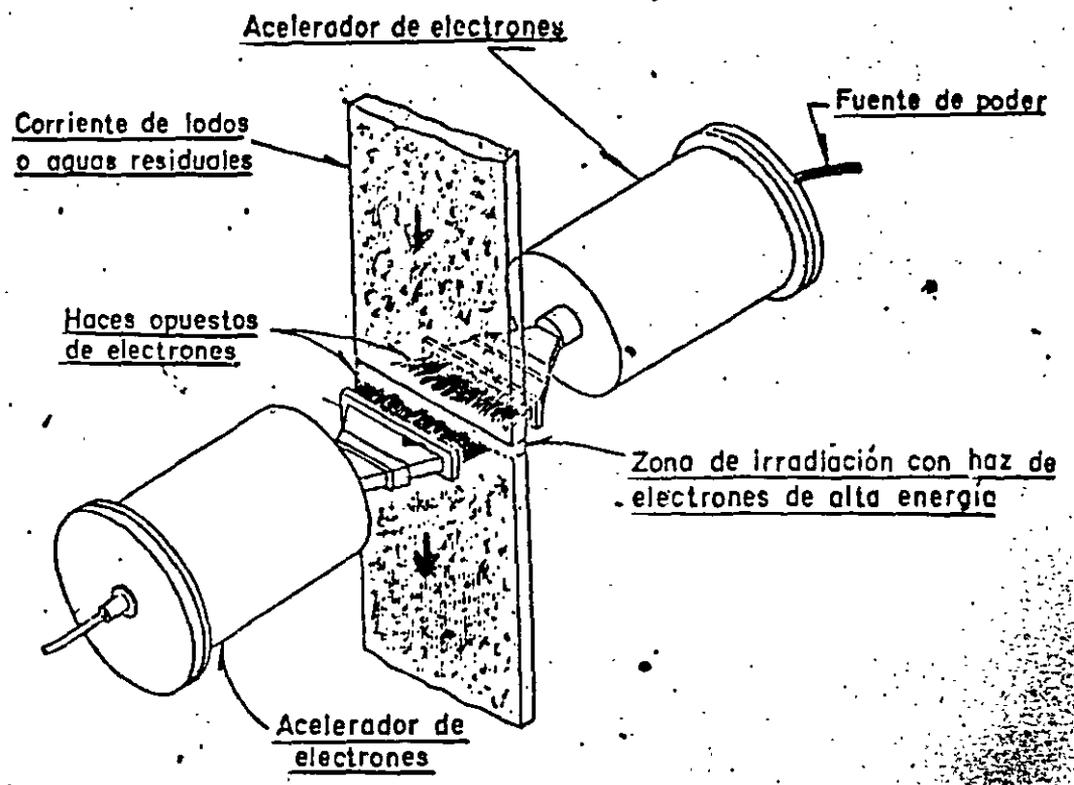
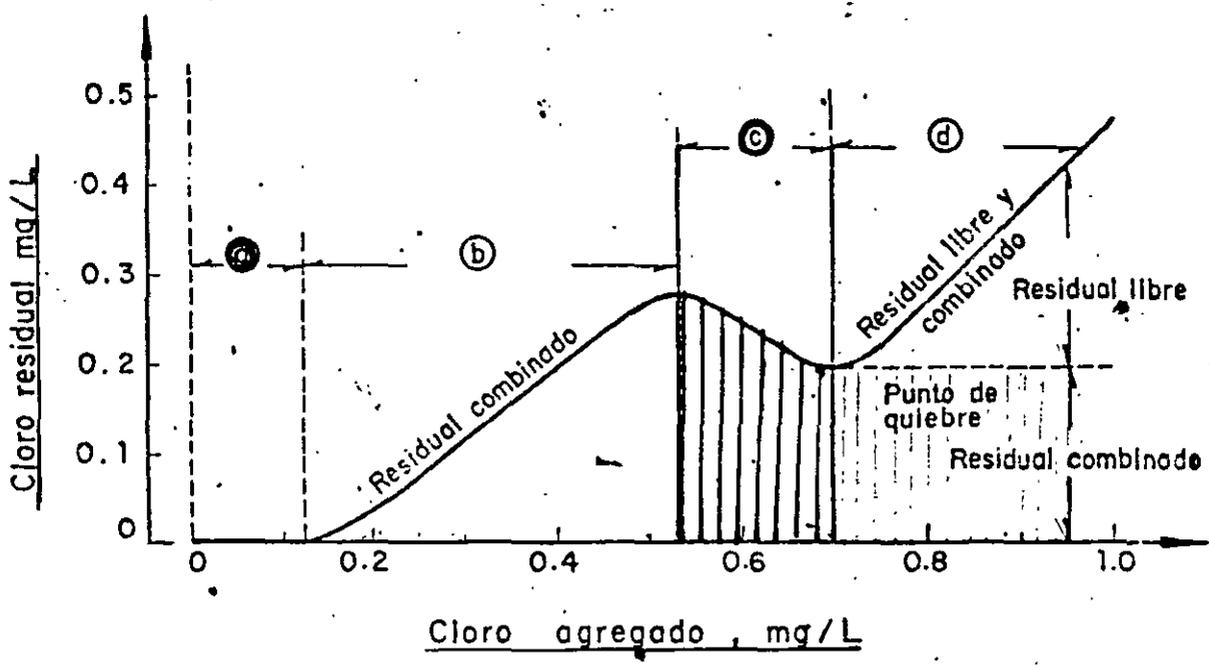


Fig 1 Diagrama esquemático de un dispositivo de haz de electrones de alta energía para la irradiación de aguas residuales o lodos



- (a) Destrucción del cloro residual por compuestos reductores
- (b) Formación de compuestos organoclorados y cloraminas
- (c) Destrucción de cloraminas y compuestos organoclorados
- (d) Formación de cloro libre y presencia de compuestos organoclorados no destruidos

Nota : mg/L = g/m³

Fig 2 Curva obtenida durante cloración a punto de quiebre

C
a **URSOS**
DISTANCIA

TELECONFERENCIAS



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

13.- Tratamiento Avanzado. Remoción de Nitrógeno y Fosforo

Dr. Germán Buitrón
Julio 25 de 1997.



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 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

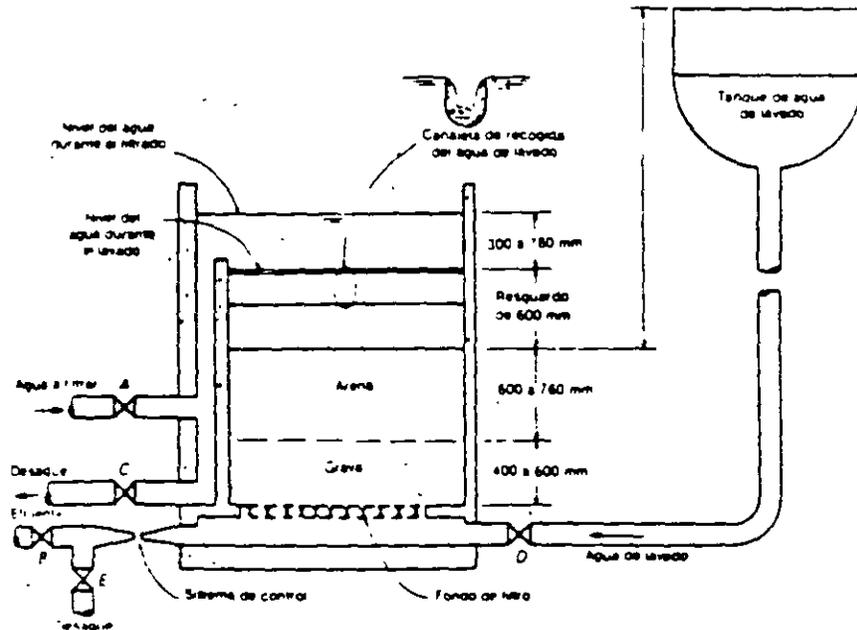
La filtración es una operación unitaria de separación sólido-líquido en la cual el líquido pasa a través de un medio poroso para eliminar la mayor cantidad posible de sólidos suspendidos. En el campo de tratamiento de aguas residuales es utilizada para filtrar:

- 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
Sólidos total (TS)	mg/L	350	720	1200
Disueltos total (TDS)	mg/L	250	500	850
Fijado	mg/L	145	300	525
Volátil	mg/L	105	200	325
Suspended solids (SS)	mg/L	100	220	350
Fijado	mg/L	20	55	75
Volátil	mg/L	80	165	275
Sedimentable 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
Orgánico	mg/L	8	15	35
Free ammonia	mg/L	12	25	50
Nitros	mg/L	0	0	0
Nitros	mg/L	0	0	0
Phosphorus (total as P)	mg/L	4	8	15
Orgánico	mg/L	1	3	5
Inorgánico	mg/L	3	5	10
Chloride ^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 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.- Flocculación 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 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.

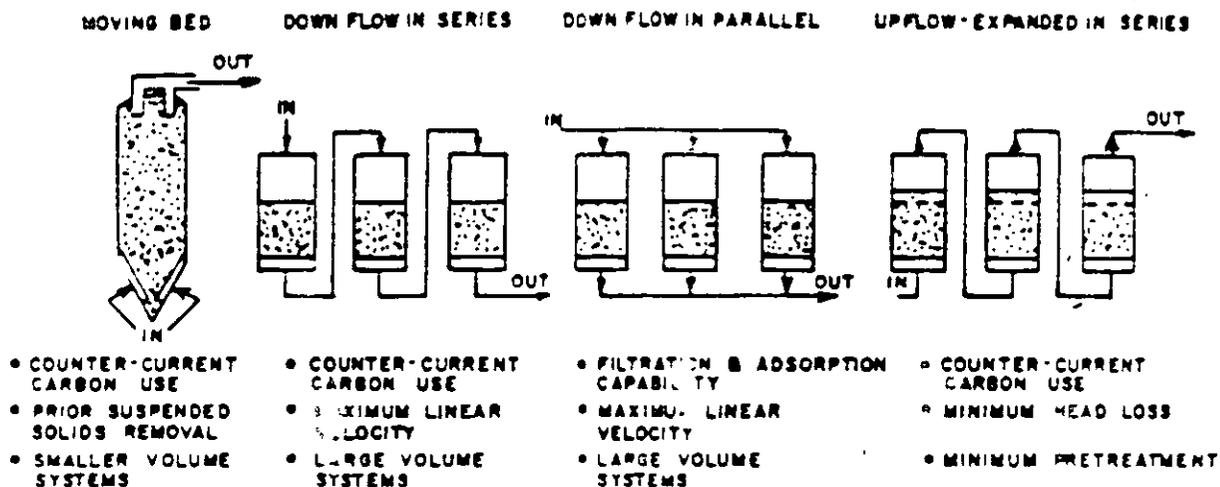
Cuando las moléculas gaseosas o líquidas alcanzan la superficie de un adsorbente y permanecen sin ninguna reacción química, el fenómeno es llamado adsorción física. El mecanismo por el cual se explica la adsorción física puede ser las fuerzas electrostáticas intermoleculares o de van der Waals. puede 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

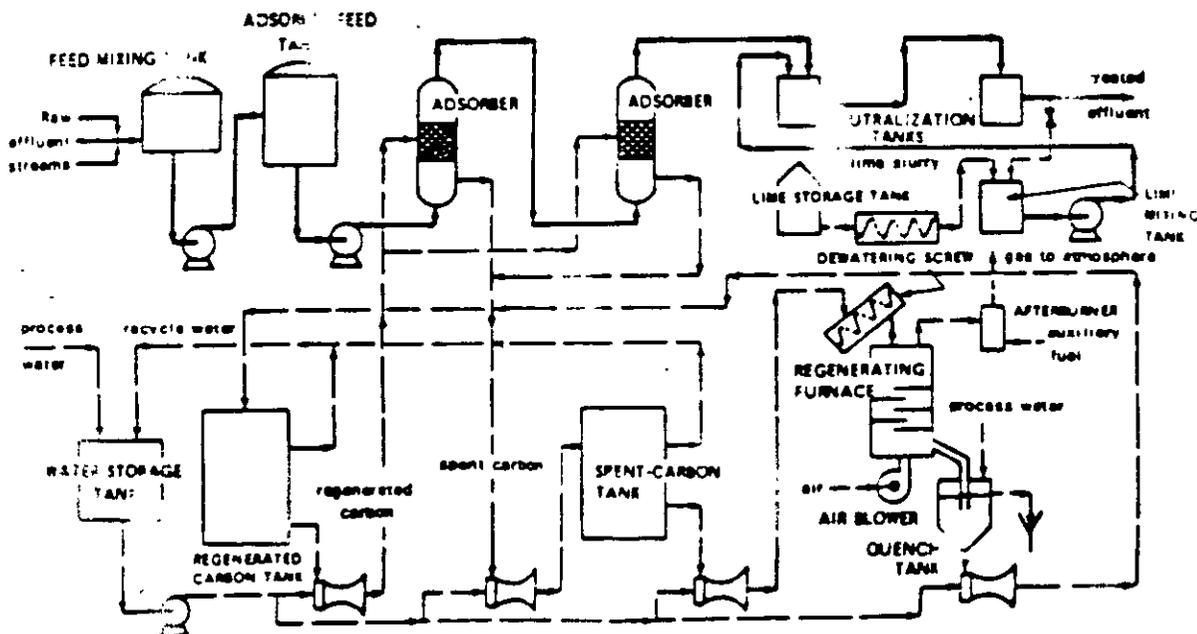
Cuando se utiliza en el proceso de adsorción un adsorbente granular, el proceso se puede llevar a cabo en batch, en columna o por lechos fluidificados. Los sistemas de contacto más utilizados son los lechos fijos o los lechos móviles a contracorriente debido a los bajos costos de operación y a la alta 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



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 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 tal e que la oxidación por via 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, 1992; Fox y Sullivan, 1993). Buitrón (1995) adiciono a un proceso biológico tipo SBR reactores discontinuos seriesales) 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 de 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

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

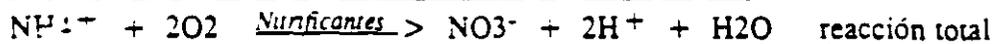
Las principales especies químicas que contienen nitrógeno y que son importantes en el tratamiento de aguas residuales son el amoníaco, los compuestos orgánicos nitrogenados, los nitratos y los nitritos. El amoníaco existe en solución acuosa como amoníaco o como ión amonio. El nitrógeno total Kjeldahl, 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 nitró

amoniaco 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

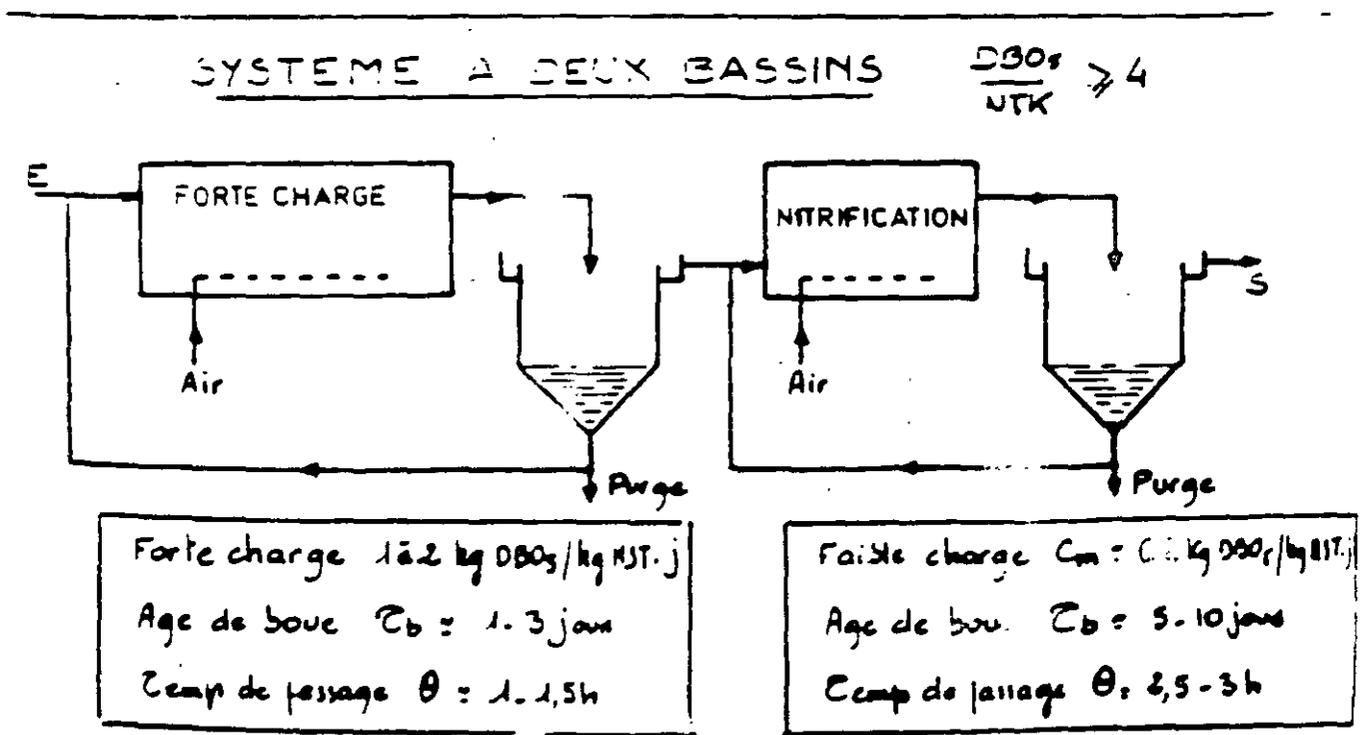
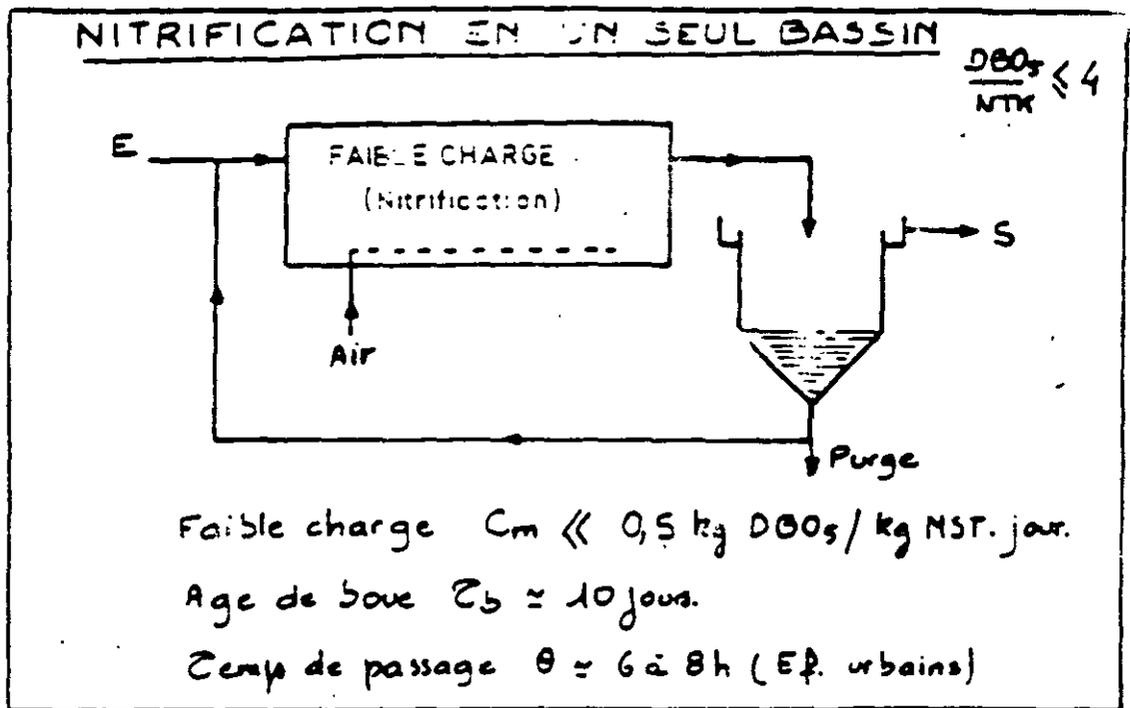


FIG. 4

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.

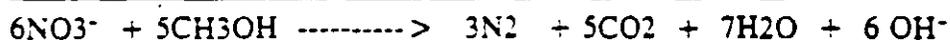
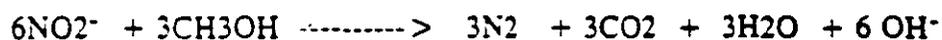
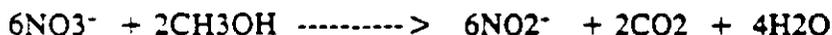
DESNITRIFICACION

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 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.

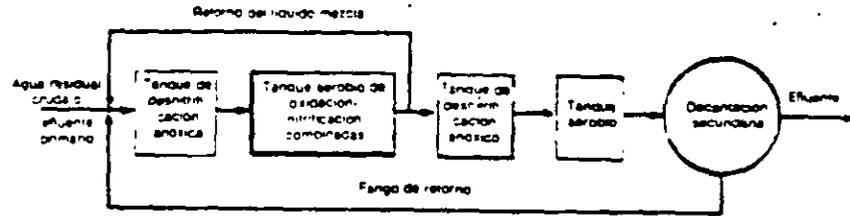
Aplicaciones

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.

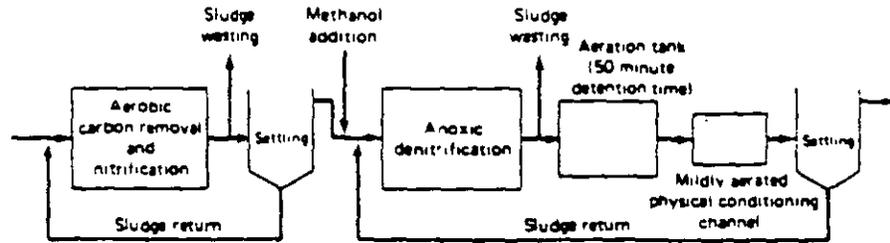
Los procesos combinados en los cuales se lleva a cabo la oxidación del carbono, la nitrificación y la desnitrificación, se han desarrollado para evitar la utilización de una fuente externa de carbono.

El proceso BARDENPHO utiliza agua residual urbana y la descomposición endógena de los

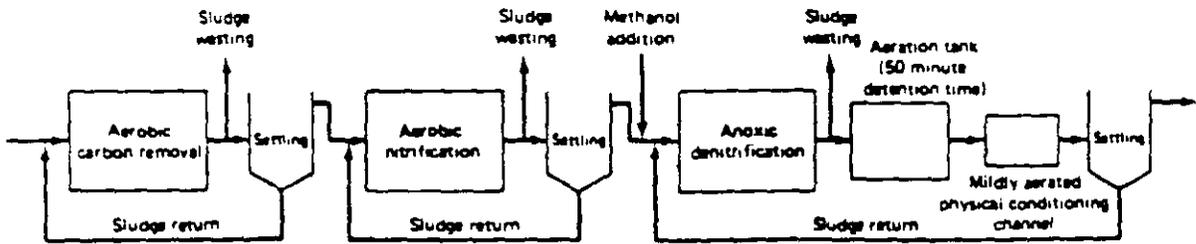


Sistema Bardenpho: utilización secuencial del carbono del agua residual y del carbono endógeno

FIG. 5



Flowsheet for a Combined-Stage Nitrification/Denitrification Process.



Flowsheet for a Separate-Stage Nitrification/Denitrification Process.

FIG. 6

TABLA 2.

Comparación de sistemas de desnitrificación alternativa

Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes	Tipo de sistema	Ventajas	Inconvenientes
Crecimiento suspendido utilizando metanol después de 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 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 bajas; se precisan instalaciones de gran tamaño; eliminación de nitrógeno menor que en 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, 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.

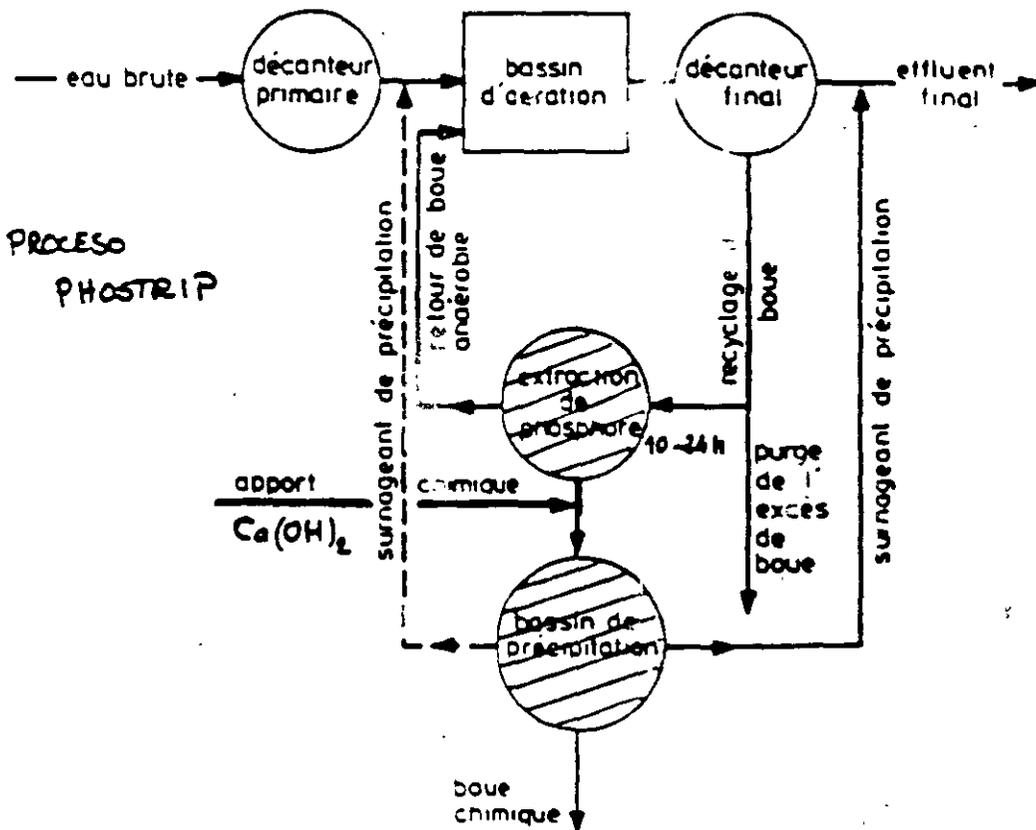
La desfosfatación por adición de productos químicos.

· 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.

TABLA 3.

Ventajas y desventajas de la eliminación de fósforo en diversos puntos de una planta de tratamiento*

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	Mínima eficiencia del uso del metal del producto químico; pueden requerirse polímeros para la floculación; fango más difícil de deshidratar que el primario
Secundario	Mínimo coste, mejores dosis de productos químicos que el primario, mejora de la estabilidad del fango activado, no se precisan polímeros	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 utilizarse 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 inversión, máxima pérdida de metal del producto químico



Stabilisation de PC. par agent chimique

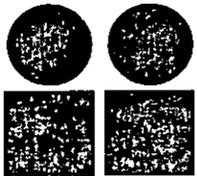
FIG. 7

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, 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.

PROCESOS AVANZADOS EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Dr. Germán Buitrón Méndez



**Instituto de Ingeniería, UNAM
Coordinación de Bioprocesos Ambientales**

DEFINICION

Son los procesos adicionales necesarios para eliminar sustancias suspendidas y disueltas que permanecen después de un tratamiento secundario clásico

COMPOSICION DEL AGUA RESIDUAL TIPICA

Compuesto	Concentración, mg/l
Sólidos suspendidos totales	720 ←
DBO5	220
N total	40
orgánico	15 ←
amoníaco	25
Nitritos y nitratos	0
Fósforo total	8
Cloruros	50 ←
Sulfato	30
Alcalinidad (como CaCO3)	100
Grasa	100
Compuestos orgánicos volátiles	100-400 ←

Sólidos suspendidos



**Descargas a corrientes
y lagos**

Nitrógeno y fósforo



**Aceleran la eutroficación de
los lagos
AMONÍACO toxicidad**

Compuestos tóxicos y orgánicos volátiles



**Son de interés sobre todo cuando se descarga
el agua tratada en cuerpos superficiales o acuíferos
y es utilizada posteriormente como fuente de agua
potable**

Sales minerales



Interés en reuso

PROCESOS Y OPERACIONES UNITARIAS DE TRATAMIENTO

- 1.- Filtración**
- 2.- Eliminación de compuestos tóxicos -
Adsorción**
- 3.- Nitrificación**
- 4.- Desnitrificación**
- 5.- Eliminación del fósforo**

FILTRACION

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

Fases:

filtración y

retrolavado de los filtros

USOS

En el campo de tratamiento de aguas residuales es utilizada para filtrar:

- 1) Efluentes secundarios**
- 2) Efluentes secundarios tratados químicamente**
- 3) Aguas residuales brutas tratadas químicamente**

OBJETIVO

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

CLASIFICACION DE LOS FILTROS

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.

CLASIFICACION DE LOS FILTROS

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)

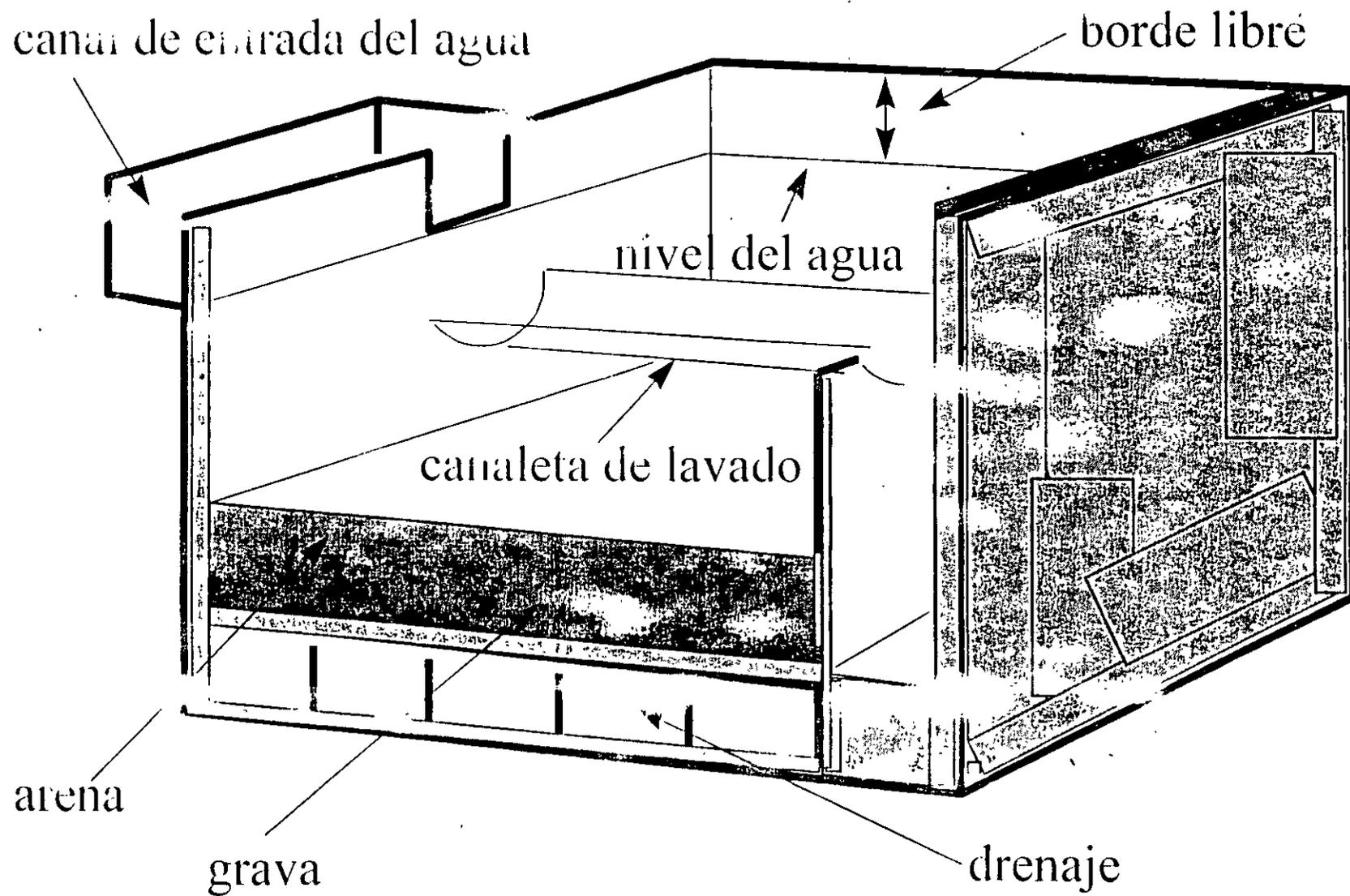
PRÁCTICA

Tratamiento de aguas residuales:

**partículas más grandes
pesadas y de tallas más variables
que los filtros utilizados en potabilización**

**RECOMENDACIÓN: llevar a cabo estudios
piloto para determinar las mejores
condiciones de operación de los mismos**

PARTES DE UN FILTRO



ELIMINACION DE COMPUESTOS TOXICOS

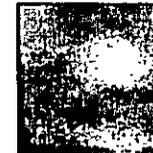
Proceso	Aplicación
Adsorción con carbón activado	Eliminación de compuestos orgánicos sintéticos y naturales incluyendo los compuestos orgánicos volátiles, pesticidas PCB's y metales pesados
Lodos activados adicionados con carbón activado	Metales pesados, amoníaco, compuestos refractarios (mejora de la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

ADSORCION

DEFINICION

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

TÓXICOS EN SISTEMAS MEZCLADOS
(GASES o LÍQUIDOS)



ADSORBENTE



FASE PURIFICADA



ADSORBENTE
+ TÓXICO



Mecanismo

**Fuerzas electrostáticas intermoleculares
o de van der Waals**

Adsorbentes:

Carbón activado (más ampliamente utilizado)

Otros adsorbentes menos importantes:

alúmina activada

sílica gel

mallas moleculares

PRODUCCIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO

**huesos de frutas,
cáscaras de coco,
carbón mineral o hulla,
lignito y los residuos del petróleo**

CARACTERISTICAS

Area superficial interna muy grande con una intrincada red de poros (hasta 2000 m²/gramo)

**Tipos:
granular,
en esferas (pellets) y
en polvo.**

APLICACIONES

ELIMINACIÓN DE:

compuestos orgánicos que causan olores, sabores y otros efectos nocivos

Los sabores, colores y olores son debidos a compuestos tales que los fenoles, pesticidas, colorantes orgánicos, surfactantes

Ventajas

ADICIONADO A PROCESOS BIOLÓGICOS

Se utiliza para tratar efluentes industriales contaminados con compuestos tóxicos

Ventajas

Πde la adsorción

Πde la biodegradación
(organismos aclimatados)

NITRIFICACIÓN

Especies químicas que contienen nitrógeno

- amoníaco (amoníaco, NH_3 o como ion amonio NH_4^+)
- compuestos orgánicos nitrogenados (proteínas)
- nitratos y nitritos (NO_3^- y NO_2^-)

Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

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

Inconvenientes por la descarga de nitrógeno amoniacal

- 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

PRINCIPIO

La nitrificación es el proceso mediante el cual a través de bacterias autótrofas, el nitrógeno amoniacal es oxidado a iones nitrato

Bacterias nitrificantes:

Nitrosomonas y Nitrobacter

PRINCIPIO

reacción de nitritación



reacción de nitratación



reacción total



Nitrificación:

Desprendimiento de iones H^+

bacterias nitrificantes sensibles a los cambios de pH

- Si la alcalinidad es insuficiente:
 - ©limitación por carbono
 - Adición de carbono en forma de carbonatos o bicarbonatos

Parámetros que afectan la nitrificación

- Oxígeno disuelto:

Superior a 2 mg O₂/l.

- Temperatura:

La velocidad de oxidación aumenta si la temperatura aumenta.

- pH: Optimo entre 7.5 y 8.5.

A bajos pH se produce el ácido nitroso libre y a altos pH se libera el NH₃.

Ambos compuestos son inhibidores.

Parámetros que afectan la nitrificación

- 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 Técnicas

1) Proceso biomasa fija (biopelícula)

2) Proceso con biomasa suspendida

Si hay oxígeno suficiente se puede asegurar la nitrificación en los sistemas convencionales de lodos activados

Aplicaciones Técnicas

**Proceso a bajas cargas orgánicas:
0.5 kg DBO/kg SS-día**

Tiempos de retención celular de aproximadamente de 10 días

1) Proceso combinado de oxidación/nitrificación

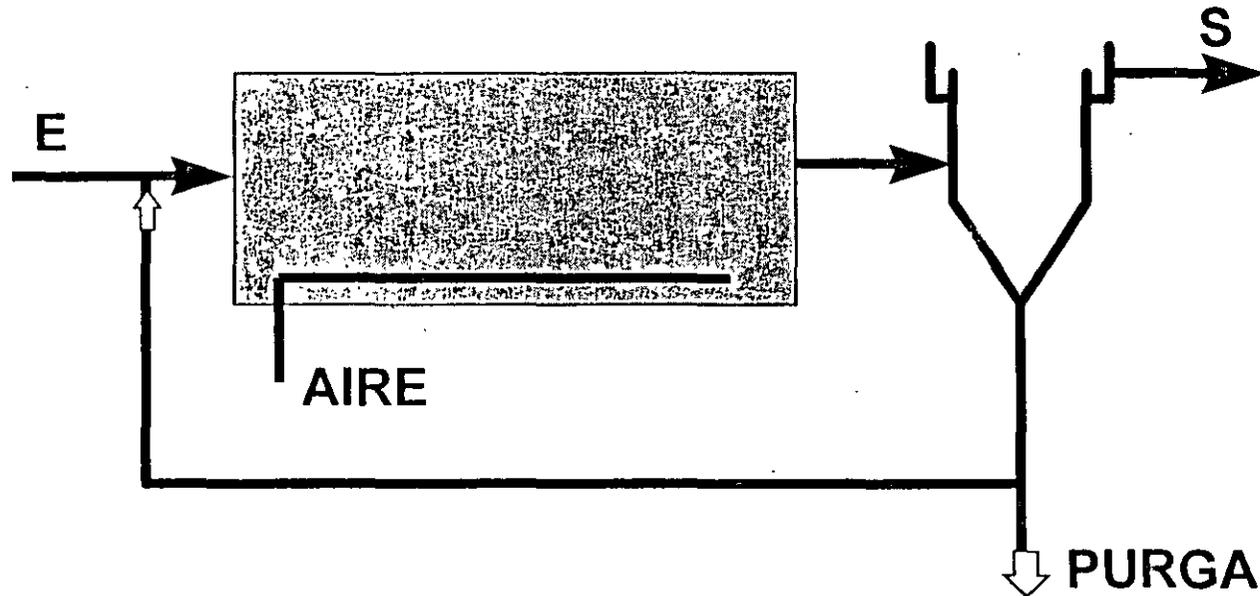
2) Proceso con la etapa de nitrificación separada

Ventaja del proceso combinado

1) La producción de lodos es minimizada

2) Es recomendado para pequeños flujos

NITRIFICACION EN UN SOLO TANQUE



PROCESO A BAJA CARGA

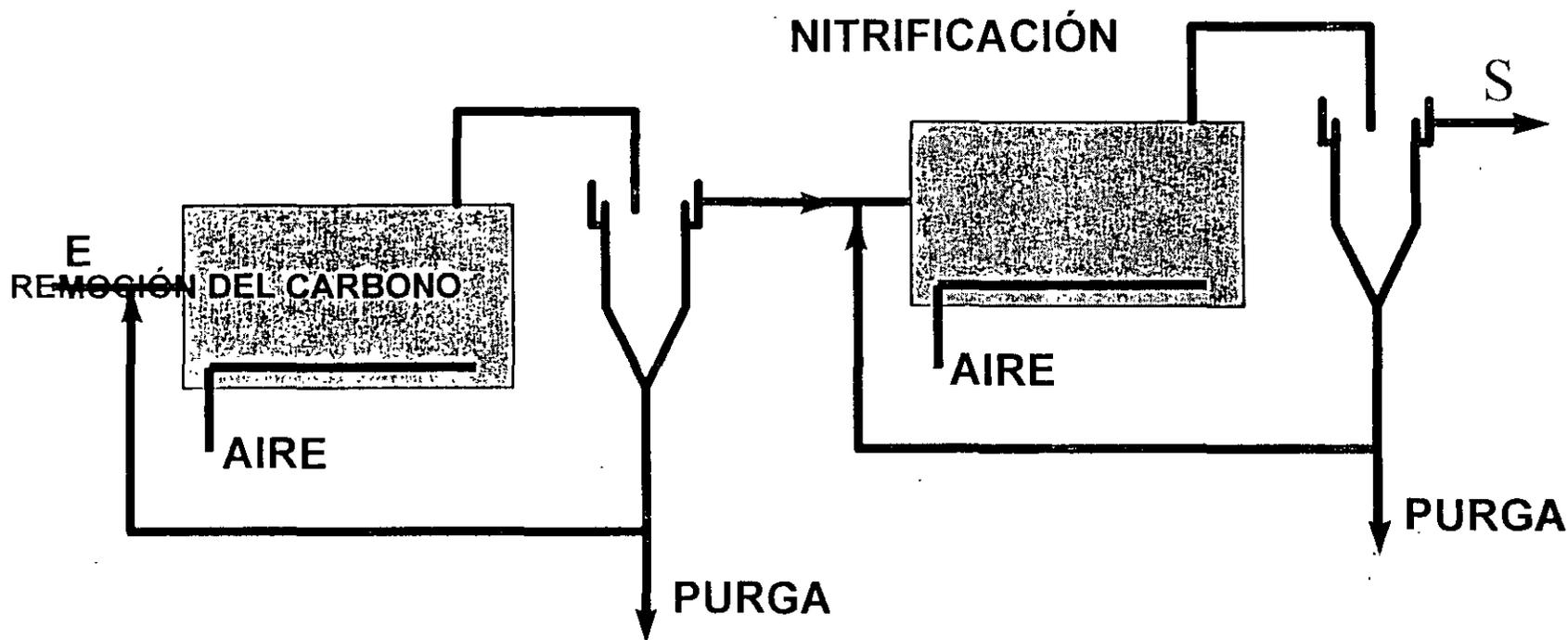
(NITRIFICACIÓN)

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)
 $\text{DBO}_5/\text{NTK} \leq 4$

Ventajas del proceso separado

- 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.
- Deseable contar con un efluente 15 mg de DBO/l 5 mg de NTK/l.

NITRIFICACION EN DOS TANQUES



Alta carga 1 a 2 kg $\text{DBO}_5/\text{kg SSV-d}$
Tiempo de retención celular: 10 días
Tiempo de retención hidráulico: 1 a 1.5 h

Baja carga: 0.2 kg $\text{DBO}_5/\text{kg SSV-d}$
Tiempo de retención celular: 5 a 10 días
Tiempo de retención hidráulico: 2.5 a 3 h
 $\text{DBO}_5/\text{NTK} > 4$

DESNITRIFICACIÓN

Justificación

Altas concentraciones de nitratos pueden estimular el crecimiento indeseable de plantas y por lo tanto contribuir al problema de la eutroficación

Problemas

- 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 NO₃-N/l) se produce la metahemoglobinemia infantil.
- 6) Existen fluctuaciones importantes de oxígeno en el cuerpo receptor.

PRINCIPIO

La desnitrificación es un tratamiento biológico para eliminar los nitratos del agua residual

Es esencial que el nitrógeno amoniacal haya sido oxidado a nitritos (nitrificación)

Las bacterias facultativas obtienen energía usando a los nitratos como aceptores de electrones, en ausencia de oxígeno (medio anóxico)

PRINCIPIO

Nitratos -----> gas nitrógeno

Fuente de carbono

metanol

etanol

agua residual

ESTEQUIOMETRÍA

Si se utiliza el metanol como fuente de carbono



Aplicaciones

Biomasa suspendida

Biomasa fija

Reactores independientes

Sistemas combinados de oxidación del carbono y nitrificación-desnitrificación utilizando agua residual como fuente de carbono

Procesos discontinuos (SBR)

Variables que afectan a el proceso

- 1) Concentración del ion 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

Fuentes de fósforo

Agua residual doméstica

Agua de zonas agrícolas

Responsable del crecimiento de las plantas acuáticas y de la contribución a la eutroficación en general

**El fósforo se presenta en
tres formas**

ortofosfato

polifosfato

fósforo inorgánico

Eliminación por incorporación a una fase sólida.

En los tratamientos biológicos convencionales es incorporado a la biomasa en exceso.

Eliminación baja de fósforo (del 2 al 3%).

Alrededor de 10 a 15 mg P/l en el efluente, prevención de la eutroficación < 1 mg P/l.

La desfosfatación por adición de productos químicos

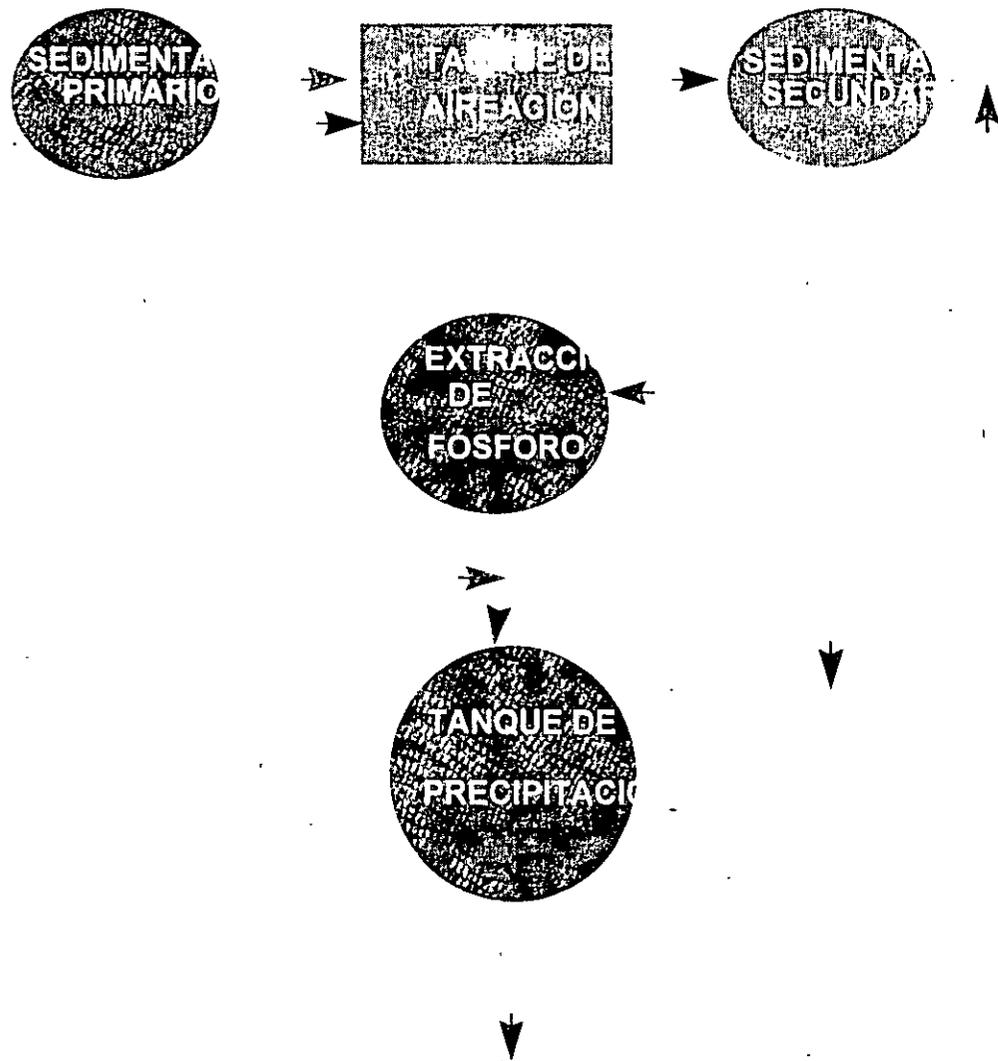
**Sales de aluminio o hierro + agua residual bruta (ortofosfato soluble)
-----> precipitado**

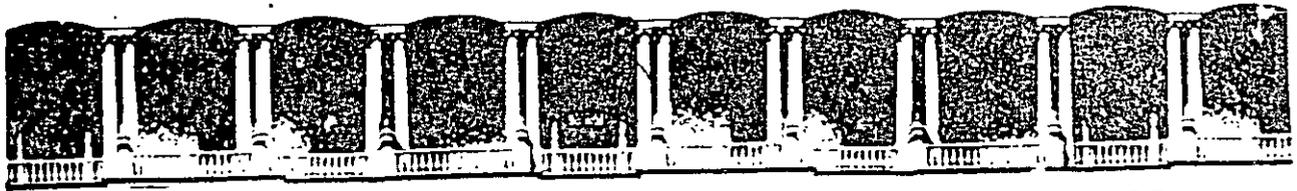
**Cal (calcio + hidróxido) + ortofosfato
-----> hidroxiapatita insoluble**

**El fósforo orgánico y el polifosfato
se eliminan por adsorción al
flóculo**

**El precipitado se elimina como
lodos primarios**

ESTABILIZACIÓN DEL FÓSFORO POR MEDIO DE AGENTE QUÍMICO





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

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, MUNIICIPALES, INDUSTRIALES Y REUSOS

REUSOS DEL AGUA EN LA AGRICULTURA Y LEGISLACION REFERENTE A DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES

M. EN I. ANA ELISA SILVA M.

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 de 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 1 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 1 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 Girasol 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:

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 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 Kúpka, 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 de 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-032-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 Flúor) (mg/L)	1.0
Manganeso (mg/L)	0.02
Níquel (mg/L)	0.05
Plomo (mg/L)	0.50
Selenio (como Selenato) (mg/L)	0.02
Zinc (mg/L)	2.0

CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO

ASPECTOS SANITARIOS

RIESGOS A LA SALUD POR MICROORGANISMOS PATOGENOS

MICROORGANISMOS

ENFERMEDADES RELACIONADAS

BACTERIAS

GASTROENTERITIS, DIARREAS
 DISENTERIA, TIFOIDEA
 SALMONÉLOSIS

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.*	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 - 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

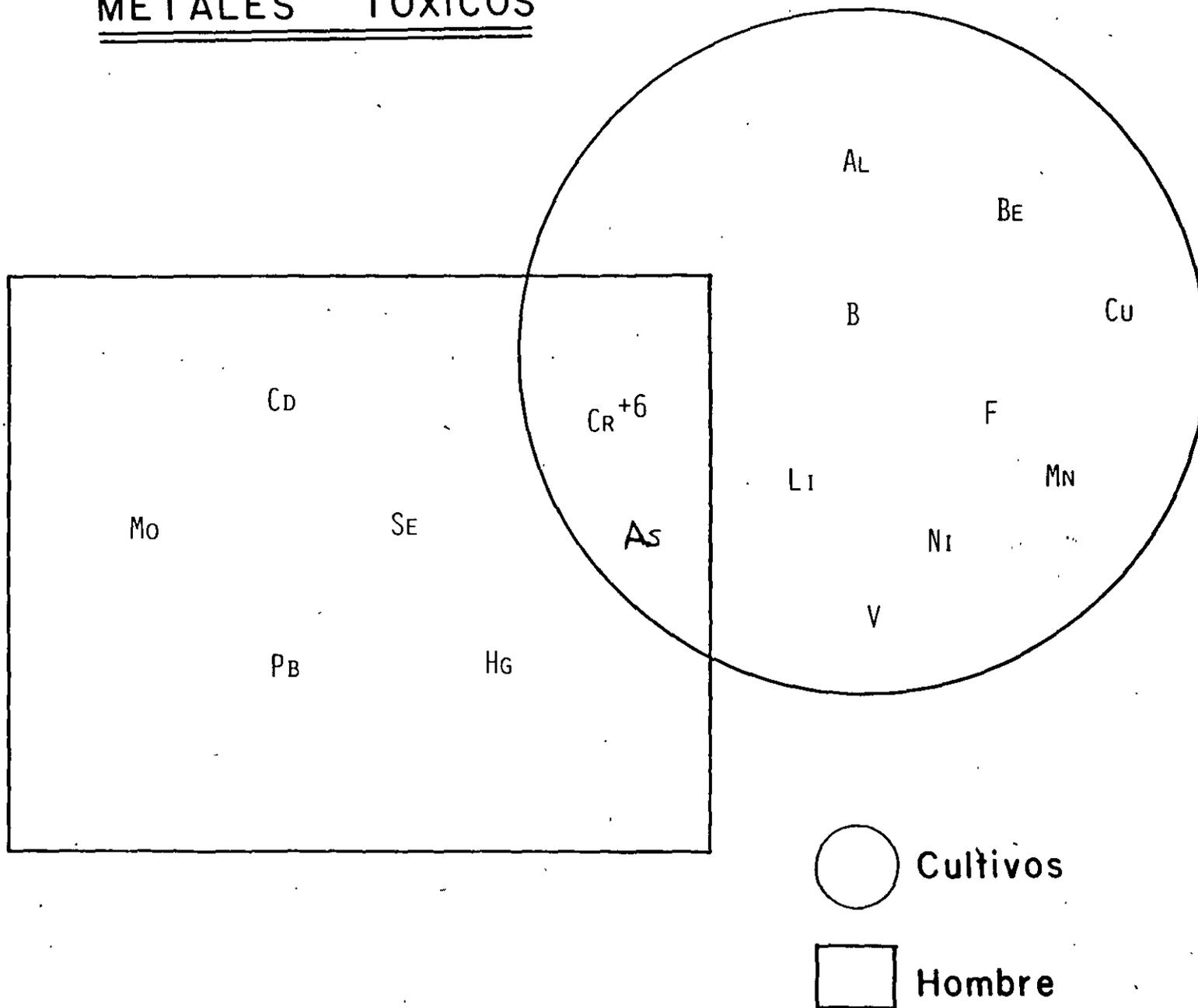
SISTEMA DE TRATAMIENTO	MICROORGANISMO	REDUCCION
PRIMARIO (SEDIMENTACION)	BACTERIAS	10 - 35%
	VIRUS	10%
	PROTOZOARIOS	0 - 2%
	HELMINTOS	100%
LAGUNAS DE ESTABILIZACION	BACTERIAS	90%
	VIRUS	90%
	PROTOZOARIOS	100%
	HELMINTOS	100%

FUENTE: KOWAL, PAHREN & AKIN, 1981

CRITES & UIGA, 1979

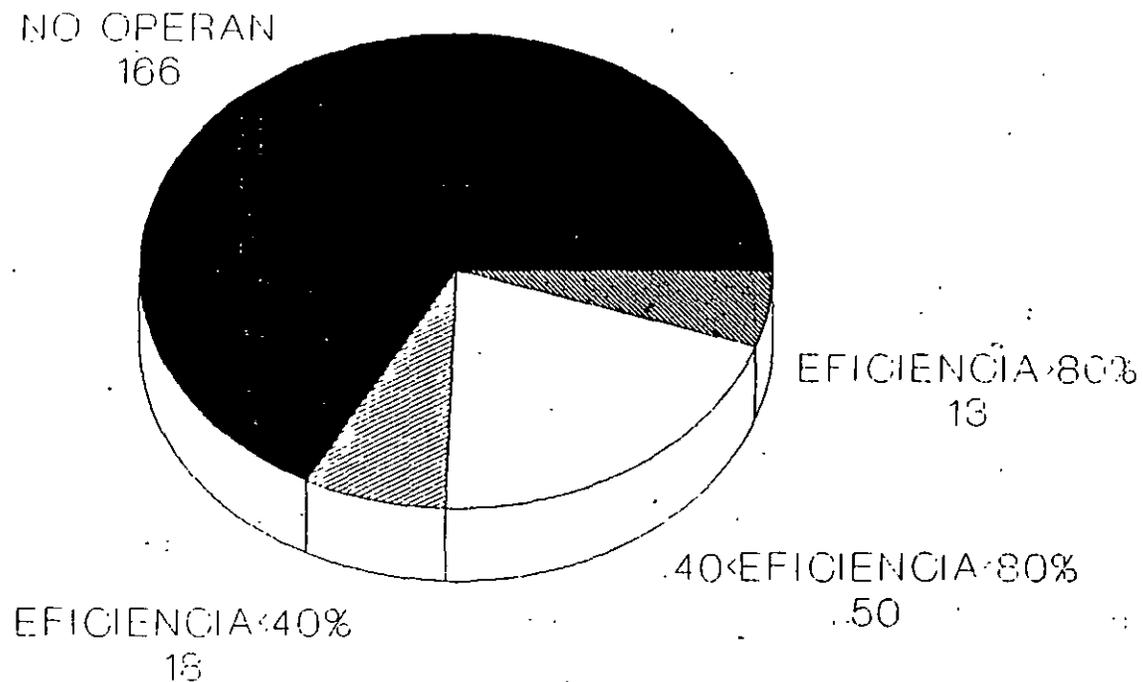
FEACHMEN, BRADLEY, GARELICK & MARA, 1978

METALES TOXICOS



INVENTARIO NACIONAL DE PLANTAS DE TRATAMIENTO

INFRAESTRUCTURA DISPONIBLE EN LAS 540 POBLACIONES
MAYORES A 10,000 HABITANTES (1989)



1989

CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO

ASPECTOS "SANITARIOS"

RIESGOS A LA SALUD POR
CONTAMINACION8

MICROBIOLOGICAS

VIRUS
BACTERIAS
PROTOZOARIOS
HELMINTOS

METALES

PLOMO
CROMO
CADMIO
MERCURIO

ASPECTOS "AGRONOMICOS"

EFFECTOS EN LA PRODUCCION DE
CULTIVOS DEBIDO A 8

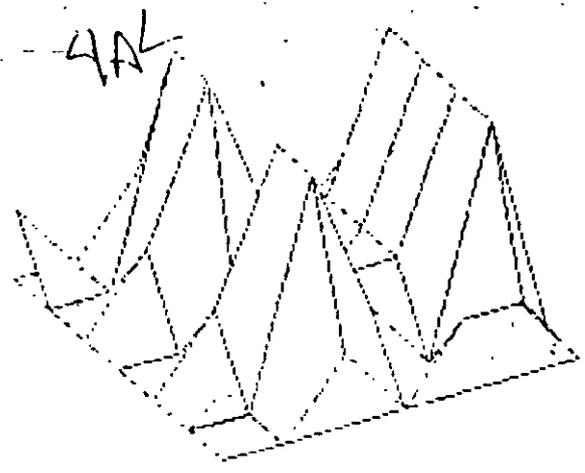
SALINIDAD
SODICIDAD
METALES

CONCENTRACION ESTIMADA DE METALES EN LAS AGUAS RESIDUALES
DE LA CIUDAD DE MEXICO

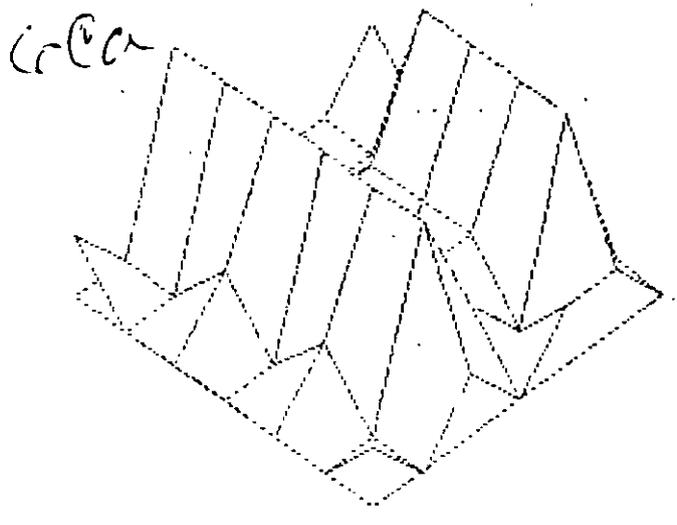
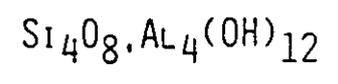
METAL TRAZA	CONCENTRACION (MG/L)
ARSENICO	0.001
BORO	2.83
CADMIO	0.02
CIANURO	0.64
COBRE	0.214
CROMO	0.42
FIERRO	4.05
FLUOR	0.48
MANGANESO	0.32
MERCURIO	0.01
MOLIBDENO	1.44
NIQUEL	0.65
PLOMO	0.25
ZINC	0.54

FUENTE: S.A.R.H. 1981

EFFECTO DEL SODIO EN EL SUELO



KAOLINITA

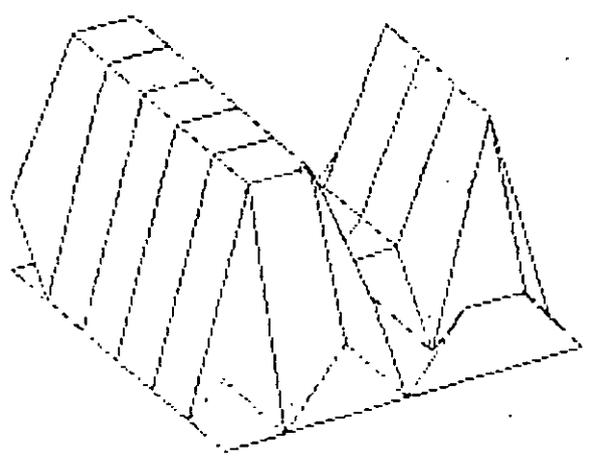


SE INTERCAMBIAN IONES DE ALUMINIO POR CALCIO

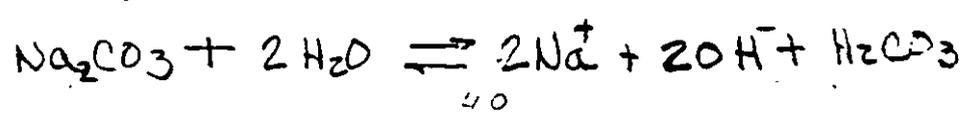


12Na

(Sodalita)



SE INTERCAMBIAN IONES DE CALCIO POR SODIO



**POBLACIÓN TÍPICA DE MICROORGANISMOS
EN AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS CRUDAS**

ORGANISMOS	CONCENTRACIÓN (No./ml)
Coliformes	$0.5 - 1 \times 10^3$
Estreptococos fecales	$5 - 20 \times 10^3$
<i>Shigella</i>	Presente
<i>Salmonella</i>	4 - 12
<i>Pseudomona aeruginosa</i>	102
<i>Clostridium perfringens</i>	507
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Presente
Quistes de protozoarios	100
Huevos de helmintos	1
Virus entéricos	1 - 492

Fuente: Asano & Pettygrove, 1986.

**PRINCIPALES PATÓGENOS POTENCIALMENTE PRESENTES
EN AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS CRUDAS**

VIRUS	ENFERMEDAD
Enterovirus, 71 tipos (polio, echo, Cocksackie)	Gastroenteritis, meningitis, otras anomalías
Hepatitis A	Hepatitis infecciosa
Adenovirus, 31 tipos	Enfermedades respiratorias
Rotavirus	Gastroenteritis
Parvovirus, 2 tipos	Gastroenteritis

BACTERIAS	ENFERMEDAD
<i>Shigella</i> (2 especies o spp)	Shigelosis o disentería
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
<i>Salmonella</i> (± 1700 spp)	Salmonelosis
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Escherichia coli</i> (enteropatogénica)	Gastroenteritis
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersiniosis
<i>Leptospira</i> spp.	Leptospirosis

PROTOZOARIOS	ENFERMEDAD
<i>Entamoeba histolitica</i>	Amibiasis (disentería amibiana)
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis (disentería)

**PRINCIPALES PATÓGENOS POTENCIALMENTE PRESENTES
EN AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS CRUDAS**

(continuación)

HELMINTOS	ENFERMEDAD
<i>Ascaris lumbricoides</i> (nemátodo, lombriz redonda)	Ascariidiosis, lombrices intestinales que pueden migrar u obstruir vías instestinales y respiratorias.
<i>Ancylostomá duodenale</i> (nemátodo, con gancho)	Anquilostomiasis y uncinariasis, penetran por la piel (pies), a corazón y pulmones y de ahí a los intestinos.
<i>Necator americanus</i> (nemátodo, con gancho)	
<i>Ancylostoma</i> spp. (c. gancho)	
<i>Strongyloides stercolaris</i> (nemátodo)	Anguilulosis, penetran preferentemente por la piel a vías respiratorias e intestinales.
<i>Trichuris trichiura</i> (nemátodo tricocéfalo)	Triccocefalosis, intestinal.
<i>Taenia</i> spp. (platelminto, con ventosas)	Teniasis, la "solitaria"
<i>Enterobius vermicularis</i> (nemátodo)	Helmintiasis u oxiuriasis, lombriz de niños o lombrices intestinales nocturnas.
<i>Echinococcus gránulosus</i> , spp. (platelminto, con ventosas).	Hidatidosis, obstrucción en órganos (corazón, cerebro, pulmones, intestinos) por crecimiento de quistes.

Fuente: Asano & Pettygrove, 1986.

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 1984; 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, 1981)

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 Tecnica, Mexico.

BAGDASARYAN, G.A. (1964) "Survival of viruses of the enterovirus group in soils and vegetables". J. Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology, U.S.

BENEFIELD, LARNY & 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, SCHEFF, 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, John 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 (1987) "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, B.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: La
 Frontera del Norte: Integracion y Desarrollo. El
 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) "Fisiología Vegetal Aplicada" Mc Graw Hill, Mexico.

✓ S.A.R.H. (1981) "Evaluacion del Impacto Ambiental del Transporte y Uso de las Aguas Residuales del Area Metropolitana del Valle de Mexico en la Agricultura", Documento Interno, S.A.R.H. Mexico.

S.A.R.H. DIRECCION GENERAL DE DISTRITOS Y UNIDADES DE RIEGO (1977) "Caracteristicas de los Distritos de Riego", S.A.R.H. Mexico

SAR? - Sistema de Distrito de Riego

S.A.R.H. COMISION DEL PLAN NACIONAL HIDRAULICO (1976) "Uso Potencial del Suelo". Documento No 12, S.A.R.H. Mexico.

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. Mexico.

S.P.P. DIRECCION GENERAL DE ESTADISTICA (1972) "IX Censo General de Poblacion y Vivienda", S.P.P. Mexico.

S.P.P. DIRECCION GENERAL DE ESTADISTICA (1982) "X Censo General de Poblacion y Vivienda". S.P.P. Mexico.

S.R.H. DIRECCION DE AGROLOGIA (1966) "Estudio de los Suelos de la Republica Mexicana, S.R.H. Mexico.

THORNTHWAITE (1948) " An Approach Toward a Rational Classification of Climates" Trad. Miguel Perez Espinosa, Revista Ingenieria Hidraulica en Mexico.

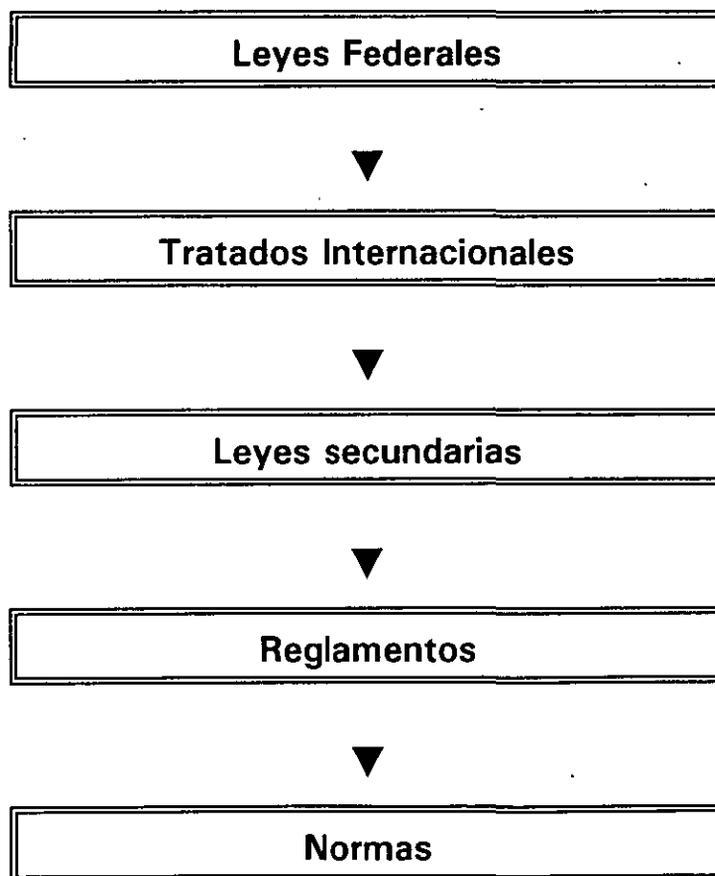
VICTORIA MASCORRO, E. (1984) "Patrones de Distribucion Espacial de los Asentamientos Humanos en la Franja Fronteriza Norte", en: Impactos Regionales de las Relaciones Economicas Mexico-Estados Unidos. El Colegio de Mexico, Mexico.

LEGISLACIÓN AMBIENTAL REFERENTE A DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES

Las disposiciones normativas referentes al medio ambiente nacen de la **CONSTITUCIÓN POLÍTICA** de los Estados Unidos Mexicanos, con la reforma al artículo 27, que establece:

La nación tendrá en todo tiempo el derecho...de regular, en beneficio social, el aprovechamiento de los recursos naturales... con objeto de...cuidar su conservación... En consecuencia, se dictarán las medidas necesarias para...preservar y restaurar el equilibrio ecológico...

Con base en este artículo, se han creado las:



SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA

NORMA Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos - Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

JULIA CARABIAS LILLO, Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, con fundamento en lo dispuesto por los artículos 32 Bis fracciones I, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 85, 86 fracciones I, III y VII, 92 fracciones II y IV y 119 de la Ley de Aguas Nacionales; 50, fracciones VIII y XV, 80, fracciones II y VII, 36, 37, 117, 118 fracción II, 119 fracción I inciso a), 123, 171 y 173 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 38 fracción II, 40 fracción X, 41, 45, 46 fracción II y 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, he tenido a bien expedir la siguiente Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; y

CONSIDERANDO

Que en cumplimiento a lo dispuesto en la fracción I del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, el Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, se publicó en el Diario Oficial de la Federación el 24 de junio de 1996, a fin de que los interesados en un plazo de 90 días naturales presentaran sus comentarios al Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, sito en avenida Revolución 1425, mezaninne planta alta, colonia Tlacopac, código postal 01040, de esta ciudad.

Que durante el plazo a que se refiere el considerando anterior y de conformidad con lo dispuesto en el artículo 45 del ordenamiento legal citado, estuvieron a disposición del público los documentos a que se refiere dicho precepto.

Que de acuerdo con lo que disponen las fracciones II y III del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, los comentarios presentados por los interesados fueron analizados en el seno del citado Comité, realizándose las modificaciones procedentes a dicha Norma; las respuestas a los comentarios de referencia fueron publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 24 de diciembre de 1996.

Que habiéndose cumplido el procedimiento establecido en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de Normas Oficiales Mexicanas, el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, en sesión de fecha 30 de octubre de 1996, aprobó la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, por lo que he tenido a bien expedir la siguiente

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, QUE ESTABLECE LOS LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.

INDICE

1. Objetivo y campo de aplicación
2. Referencias
3. Definiciones
4. Especificaciones
5. Métodos de prueba
6. Verificación
7. Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales
8. Bibliografía
9. Observancia de esta Norma
10. Transitorio
11. Anexo I

1. Objetivo y campo de aplicación

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes pluviales independientes.

2. Referencias

Norma Mexicana NMX-AA-003 Aguas residuales - Muestreo, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-004 Aguas - Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales - Método del cono Imhoff, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 13 de septiembre de 1977.

Norma Mexicana NMX-AA-005 Aguas - Determinación de grasas y aceites - Método de extracción Soxhlet, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 8 de agosto de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-006 Aguas - Determinación de materia flotante - Método visual con malla específica, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 5 de diciembre de 1973.

Norma Mexicana NMX-AA-007 Aguas - Determinación de la temperatura - Método visual con termómetro, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 23 de julio de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-008 Aguas - Determinación de pH - Método potenciométrico, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-026 Aguas - Determinación de nitrógeno total - Método Kjeldahl, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 27 de octubre de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-028 Aguas - Determinación de demanda bioquímica de oxígeno - Método de incubación por diluciones, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-029 Aguas - Determinación de fósforo total - Métodos espectrofotométricos, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de octubre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-034 Aguas - Determinación de sólidos en agua - Método gravimétrico, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-042 Aguas - Determinación del número más probable de coliformes totales y fecales - Método de tubos múltiples de fermentación, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de junio de 1987.

Norma Mexicana NMX-AA-046 Aguas - Determinación de arsénico en agua - Método espectrofotométrico, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-051 Aguas - Determinación de metales - Método espectrofotométrico de absorción atómica, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de febrero de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-057 Aguas - Determinación de plomo - Método de la ditzona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 29 de septiembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-058 Aguas - Determinación de cianuros - Método colorimétrico y titulométrico, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 14 de diciembre de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-060 Aguas - Determinación de cadmio - Método de la ditzona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 26 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-064 Aguas - Determinación de mercurio - Método de la ditzona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de marzo de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-066 Aguas - Determinación de cobre - Método de la neocuproína, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 16 de noviembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-078 Aguas - Determinación de zinc - Métodos colorimétricos de la ditzona I, la ditzona II y espectrofotometría de absorción atómica, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 12 de julio de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-079 Aguas Residuales - Determinación de nitrógeno de nitratos (Brucina), publicada en el Diario Oficial de la Federación el 14 de abril de 1986.

Norma Mexicana NMX-AA-099 - Determinación de nitrógeno de nitritos - Agua potable, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de febrero de 1987.

3. Definiciones

3.1 Aguas costeras

Son las aguas de los mares territoriales, en la extensión y términos que fija el derecho internacional; así como las aguas marinas interiores, las lagunas y esteros que se comuniquen permanente o intermitentemente con el mar.

3.2 Aguas nacionales

Las aguas propiedad de la Nación, en los términos del párrafo quinto del artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.

3.3 Aguas residuales

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

3.4 Aguas pluviales

Aquellas que provienen de lluvias, se incluyen las que provienen de nieve y granizo.

3.5 Bienes nacionales

Son los bienes cuya administración está a cargo de la Comisión Nacional del Agua en términos del artículo 113 de la Ley de Aguas Nacionales.

3.6 Carga contaminante

Cantidad de un contaminante expresada en unidades de masa por unidad de tiempo, aportada en una descarga de aguas residuales.

3.7 Condiciones particulares de descarga

El conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos y de sus niveles máximos permitidos en las descargas de agua residual, determinados por la Comisión Nacional del Agua para el responsable o grupo de responsables de la descarga o para un cuerpo receptor específico, con el fin de preservar y controlar la calidad de las aguas conforme a la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento.

3.8 Contaminantes básicos

Son aquellos compuestos y parámetros que se presentan en las descargas de aguas residuales y que pueden ser removidos o estabilizados mediante tratamientos convencionales. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno₅, nitrógeno total (suma de las concentraciones de nitrógeno Kjeldahl de nitritos y de nitratos, expresadas como mg/litro de nitrógeno), fósforo total, temperatura y pH.

3.9 Contaminantes patógenos y parasitarios

Son aquellos microorganismos, quistes y huevos de parásitos que pueden estar presentes en las aguas residuales y que representan un riesgo a la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los coliformes fecales y los huevos de helminto.

3.10 Cuerpo receptor

Son las corrientes, depósitos naturales de agua, presas, cauces, zonas marinas o bienes nacionales donde se descargan aguas residuales, así como los terrenos en donde se infiltran o inyectan dichas aguas cuando puedan contaminar el suelo o los acuíferos.

3.11 Descarga

Acción de verter, infiltrar, depositar o inyectar aguas residuales a un cuerpo receptor en forma continua, intermitente o fortuita, cuando éste es un bien del dominio público de la Nación.

3.12 Embalse artificial

Vaso de formación artificial que se origina por la construcción de un bordo o cortina y que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

3.13 Embalse natural

Vaso de formación natural que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

32

3.14 Estuario

Es el tramo del curso de agua bajo la influencia de las mareas que se extiende desde la línea de costa hasta el punto donde la concentración de cloruros en el agua es de 250 mg/l.

3.15 Humedales naturales

Las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénegas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos, originadas por la descarga natural de acuíferos.

3.16 Límite máximo permisible

Valor o rango asignado a un parámetro, el cual no debe ser excedido en la descarga de aguas residuales.

3.17 Metales pesados y cianuros

Son aquéllos que, en concentraciones por encima de determinados límites, pueden producir efectos negativos en la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y cianuros.

3.18 Muestra compuesta

La que resulta de mezclar el número de muestras simples, según lo indicado en la Tabla 1. Para conformar la muestra compuesta, el volumen de cada una de las muestras simples deberá ser proporcional al caudal de la descarga en el momento de su toma.

TABLA 1

FRECUENCIA DE MUESTREO			
HORAS POR DIA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NUMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)	
		MINIMO	MAXIMO
Menor que 4	mínimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

3.19 Muestra simple

La que se tome en el punto de descarga, de manera continua, en día normal de operación que refleje cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar cuando menos, un volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición, aforando el caudal descargado en el sitio y en el momento del muestreo.

El volumen de cada muestra simple necesario para formar la muestra compuesta se determina mediante la siguiente ecuación:

$$VMS_i = VMC \times (Q_i / Q_t)$$

Donde:

VMS_i = volumen de cada una de las muestras simples "i", litros.

VMC = volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos, litros.

Q_i = caudal medido en la descarga en el momento de tomar la muestra simple, litros por segundo.

Q_t = Q_i hasta Q_n; litros por segundo.

3.20 Parámetro

Variable que se utiliza como referencia para determinar la calidad física, química y biológica del agua.

3.21 Promedio diario (P.D.)

Es el valor que resulta del análisis de una muestra compuesta. En el caso del parámetro grasas y aceites, es el promedio ponderado en función del caudal, y la media geométrica para los coliformes fecales, de los valores que resulten del análisis de cada una de las muestras simples tomadas para formar la muestra compuesta. Las unidades de pH no deberán estar fuera del rango permisible, en ninguna de las muestras simples.

3.22 Promedio mensual (P.M.)

Es el valor que resulte de calcular el promedio ponderado en función del caudal, de los valores que resulten del análisis de al menos dos muestras compuestas (Promedio diario).

3.23 Riego no restringido

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas, legumbres y verduras.

3.24 Riego restringido

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas.

3.25 Río

Corriente de agua natural, perenne o intermitente, que desemboca a otras corrientes, o a un embalse natural o artificial, o al mar.

3.26 Suelo

Cuerpo receptor de descargas de aguas residuales que se utiliza para actividades agrícolas.

3.27 Tratamiento convencional

Son los procesos de tratamiento mediante los cuales se remueven o estabilizan los contaminantes básicos presentes en las aguas residuales.

3.28 Uso en riego agrícola

La utilización del agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas y su preparación para la primera enajenación, siempre que los productos no hayan sido objeto de transformación industrial.

3.29 Uso público urbano

La utilización de agua nacional para centros de población o asentamientos humanos, destinada para el uso y consumo humano, previa potabilización.

4. Especificaciones

4.1 La concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, no debe exceder el valor indicado como límite máximo permisible en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana. El rango permisible del potencial hidrógeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

4.2 Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

4.3 Para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto. El límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), es de un huevo de helminto por litro para riego restringido, y de cinco huevos por litro para riego no restringido, lo cual se llevará a cabo de acuerdo a la técnica establecida en el anexo 1 de esta Norma.

TABLA 2

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																					
PARAMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)		
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)				
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.			P.M.
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
Materia Fiolante (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	
Sólidos Sedimentables (m/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2	
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	100	175	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125	
Demanda Bioquímica de Oxígeno ₅	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	100	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150	
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

40

TABLA 3

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																				
PARAMETROS (*) (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)	
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)			
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.		
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuro	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(*) Medidos de manera total.

P.D.= Promedio Diario P.M.= Promedio Mensual N.A = No es aplicable

(A), (B) y (C). Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

4.4. Al responsable de la descarga de aguas residuales que antes de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana se le hayan fijado condiciones particulares de descarga, podrá optar por cumplir los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma, previo aviso a la Comisión Nacional del Agua.

4.5. Los responsables de las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales deben cumplir con la presente Norma Oficial Mexicana de acuerdo con lo siguiente:

a) Las descargas municipales tendrán como límite las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 4. El cumplimiento es gradual y progresivo, conforme a los rangos de población. El número de habitantes corresponde al determinado en el XI Censo Nacional de Población y Vivienda, correspondiente a 1990, publicado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

b) Las descargas no municipales tendrán como plazo límite hasta las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5. El cumplimiento es gradual y progresivo, dependiendo de la mayor carga contaminante, expresada como demanda bioquímica de oxígeno₅ (DBO₅) o sólidos suspendidos totales (SST), según las cargas del agua residual, manifestadas en la solicitud de permiso de descarga, presentada a la Comisión Nacional del Agua.

TABLA 4

DESCARGAS MUNICIPALES	
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	RANGO DE POBLACION:
1 de enero de 2000	mayor de 50,000 habitantes
1 de enero de 2005	de 20,001 a 50,000 habitantes
1 de enero de 2010	de 2,501 a 20,000 habitantes

TABLA 5

DESCARGAS NO MUNICIPALES		
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	CARGA CONTAMINANTE	
	DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO ₅ t/d (toneladas/día)	SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)
1 enero 2000	mayor de 3.0	mayor de 3.0
1 enero 2005	de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0
1 enero 2010	menor de 1.2	menor de 1.2

4.6 Las fechas de cumplimiento establecidas en las Tablas 4 y 5 de esta Norma Oficial Mexicana podrán ser adelantadas por la Comisión Nacional del Agua para un cuerpo receptor en específico, siempre y cuando exista el estudio correspondiente que valide tal modificación.

4.7 Los responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, cuya concentración de contaminantes en cualquiera de los parámetros básicos, metales pesados y cianuros, que rebasen los límites máximos permisibles señalados en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana, multiplicados por cinco, para cuerpos receptores tipo B (ríos, uso público urbano), quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad del agua de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en un plazo no mayor de 180 días naturales, a partir de la publicación de esta Norma en el Diario Oficial de la Federación.

Los demás responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las Tablas 6 y 7.

Lo anterior, sin perjuicio del pago de derechos a que se refiere la Ley Federal de Derechos y a las multas y sanciones que establecen las leyes y reglamentos en la materia.

TABLA 6

DESCARGAS MUNICIPALES	
RANGO DE POBLACION	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 50,000 habitantes	30 de junio de 1997
de 20,001 a 50,000 habitantes	31 de diciembre de 1998
de 2,501 a 20,000 habitantes	31 de diciembre de 1999

TABLA 7

CARGA CONTAMINANTE DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES	
DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO ₅ Y/O SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 3.0	30 de junio de 1997
de 1.2 a 3.0	31 de diciembre de 1998
menor de 1.2	31 de diciembre de 1999

4.8 El responsable de la descarga queda obligado a realizar el monitoreo de las descargas de aguas residuales para determinar el promedio diario y mensual. La periodicidad de análisis y reportes se indican en la Tabla 8 para descargas de tipo municipal y en la Tabla 9 para descargas no municipales. En situaciones que justifiquen un mayor control, como protección de fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano, emergencias hidroecológicas o procesos productivos fuera de control, la Comisión Nacional del Agua podrá modificar la periodicidad de análisis y reportes. Los registros del monitoreo deberán mantenerse para su consulta por un periodo de tres años posteriores a su realización.

TABLA 8

RANGO DE POBLACION	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANALISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 50,000 habitantes	UNO MENSUAL	UNO TRIMESTRAL
de 20,001 a 50,000 habitantes	UNO TRIMESTRAL	UNO SEMESTRAL
de 2,501 a 20,000 habitantes	UNO SEMESTRAL	UNO ANUAL

TABLA 9

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO ₅ t/d (toneladas/día)	SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANALISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 3.0	mayor de 3.0	UNO MENSUAL	UNO TRIMESTRAL
de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0	UNO TRIMESTRAL	UNO SEMESTRAL
menor de 1.2	menor de 1.2	UNO SEMESTRAL	UNO ANUAL

4.9 El responsable de la descarga estará exento de realizar el análisis de alguno o varios de los parámetros que se señalan en la presente Norma Oficial Mexicana, cuando demuestre que, por las

características del proceso productivo o el uso que le dé al agua, no genera o concentra los contaminantes a exentar, manifestándolo ante la Comisión Nacional del Agua, por escrito y bajo protesta de decir verdad. La autoridad podrá verificar la veracidad de lo manifestado por el usuario. En caso de falsedad, el responsable quedará sujeto a lo dispuesto en los ordenamientos legales aplicables.

4.10 En el caso de que el agua de abastecimiento registre alguna concentración promedio mensual de los parámetros referidos en los puntos 4.1, 4.2 y 4.3 de la presente Norma Oficial Mexicana, la suma de esta concentración al límite máximo permisible promedio mensual, es el valor que el responsable de la descarga está obligado a cumplir, siempre y cuando lo notifique por escrito a la Comisión Nacional del Agua, para que ésta dictamine lo procedente.

4.11 Cuando se presenten aguas pluviales en los sistemas de drenaje y alcantarillado combinado, el responsable de la descarga tiene la obligación de operar su planta de tratamiento y cumplir con los límites máximos permisibles de esta Norma Oficial Mexicana, o en su caso con sus condiciones particulares de descarga; y podrá a través de una obra de desvío derivar el caudal excedente. El responsable de la descarga tiene la obligación de reportar a la Comisión Nacional del Agua el caudal derivado.

4.12 El responsable de la descarga de aguas residuales que, como consecuencia de implementar un programa de uso eficiente y/o reciclaje del agua en sus procesos productivos, concentre los contaminantes en su descarga, y en consecuencia rebase los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma, deberá solicitar ante la Comisión Nacional del Agua se analice su caso particular, a fin de que ésta le fije condiciones particulares de descarga.

5. Métodos de prueba

Para determinar los valores y concentraciones de los parámetros establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, se deberán aplicar los métodos de prueba indicados en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana. El responsable de la descarga podrá solicitar a la Comisión Nacional del Agua, la aprobación de métodos de prueba alternos. En caso de aprobarse, dichos métodos podrán ser autorizados a otros responsables de descarga en situaciones similares.

Para la determinación de huevos de helminto se deberán aplicar las técnicas de análisis y muestreo que se presentan en el Anexo 1 de esta Norma Oficial Mexicana.

6. Verificación

La Comisión Nacional del Agua llevará a cabo muestreos y análisis de las descargas de aguas residuales, de manera periódica o aleatoria, con objeto de verificar el cumplimiento de los límites máximos permisibles establecidos para los parámetros señalados en la presente Norma Oficial Mexicana.

7. Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales

7.1 No hay normas equivalentes, las disposiciones de carácter interno que existen en otros países no reúnen los elementos y preceptos de orden técnico y jurídico que en esta Norma Oficial Mexicana se integran y complementan de manera coherente, con base en los fundamentos técnicos y científicos reconocidos internacionalmente.

8. Bibliografía

8.1 APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. U.S.A. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales. 19a. Edición. E.U.A.)

8.2 Code of Federal Regulations. Title 40. Parts 100 to 149; 400 to 424; and 425 to 629. Protection of Environment 1992. USA. (Código de Normas Federales. Título 40. Partes 100 a 149; 400 a 424; y 425 a 629. Protección al Ambiente. E.U.A.)

8.3 Ingeniería sanitaria y de aguas residuales, 1988. Gordon M. Fair, John Ch. Geyer, Limusa, México.

8.4 Industrial Water Pollution Control, 1989. 2nd Edition. USA. (Control de la contaminación industrial del agua Eckenfelder W.W. Jr. 2a. Edición McGraw-Hill International Editions. E.U.A.)

8.5 Manual de Agua para Usos Industriales, 1988 Sheppard T. Powell. Ediciones Ciencia y Técnica, S.A. 1a. edición. Volúmenes 1 al 4. México.

8.6 Manual de Agua, 1989. Frank N. Kemmer, John McCallion Ed. McGraw-Hill. Volúmenes 1 al 3. México.

8.7 U.S.E.P.A. Development Document for Effluent Limitation Guidelines And New Source Performance Standard For The 1974 (Documento de Desarrollo de La U.S.E.P.A. para guías de límites de efluentes y estándares de evaluación de nuevas fuentes para 1974).

- 8.8 Water Treatment Chemicals. An Industrial Guide, 1991. (Tratamiento químico del agua. Una guía industrial) Flick, Ernest W. Noyes Publications. E.U.A.
- 8.9 Water Treatment Handbook, 1991. (Manual de tratamiento de agua. Degremont 6a. Edición Vol. I y II, E.U.A.)
- 8.10 Wastewater Engineering Treatment. Disposal, Reuse, 1991. 3rd Edition. U.S.A. (Ingeniería en el tratamiento de aguas residuales. Disposición y reúso. Metcalf And Eddy. Mcgraw-Hill International Editions. 3a. Edición. E.U.A.)
- 8.11 Estudio de Factibilidad del Saneamiento del Valle de México. Informe Final. Dic. 1995. Comisión Nacional del Agua, Departamento del Distrito Federal, Estado de Hidalgo y Estado de México.
- 8.12 Guía Para el Manejo, Tratamiento y Disposición de Lodos Residuales de Plantas de Tratamiento Municipales. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial México, 1994.
- 8.13 Sistemas Alternativos de Tratamiento de Aguas Residuales y Lodos Producidos. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.
- 8.14 Impact of Wastewater Reuse on Groundwater In The Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Overseas Development Administration. Phase 1, Report - February 1995.
- 8.15 Evaluación de la Toxicidad de Descargas Municipales. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Noviembre de 1993.
- 8.16 Tratabilidad del Agua Residual Mediante el Proceso Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.
- 8.17 Estudio de la Desinfección del Efluente Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.
- 8.18 Formación y Migración de Compuestos Organoclorados a través de Columnas Empaquetadas con Suelo de la Zona de Tula-Mezquital-Actopan. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.19 Estudio de Calidad y Suministro del Agua para Consumo Doméstico del Valle del Mezquital. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.20 Estudio de Impacto Ambiental Asociado al Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.21 Proyecto de Normatividad Integral para Mejorar la Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.
- 8.22 Estudio de Disponibilidad de Agua en México en Función del Uso, Calidad y Cantidad. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.
- 8.23 Cost - Effective Water Pollution Control in The Northern Border Of Mexico. Institute For Applied Environmental Economics (Tme), 1995.
- 8.24 XI Censo General de Población y Vivienda. INEGI / CONAPO 1990.
- 8.25 Normas Oficiales Mexicanas para descargas de Aguas Residuales a Cuerpos Receptores: NOM-001-ECOL/1993 a NOM-033-ECOL/1993, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 18 de octubre de 1993; NOM-063-ECOL/1994 a NOM-065-ECOL/1994, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 5 de enero de 1995; NOM-066-ECOL/1994 a NOM-068-ECOL-1994, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1995; NOM-069-ECOL/1994 y NOM-070-ECOL/1994, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 9 de enero de 1995; y NOM-071-ECOL-1994 a NOM-073-ECOL-1994, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 11 de enero de 1995.
- 8.26 Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. SEMARNAP. Instituto de Ecología. México, D.F.
- 8.27 Catálogo Oficial de Plaguicidas Control Intersectorial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. SARH, SEDESOL, SSA y SECOFI. México, D.F. 1994.
- 8.28 Indicadores Socioeconómicos e Índice de Marginación Municipal 1990. CONAPO/CNA.
- 8.29 Bases para el Manejo Integral de la Cantidad y Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.

8.30 Manejando las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Reporte 1993. EUA. Comité Sobre el Manejo de las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Consejo de Ciencia y Tecnología sobre Agua. Comisión de Sistemas Técnicos e Ingeniería. Consejo Nacional de Investigación.

8.31 NMX-AA-087-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con Daphnia Magna Straus (Crustacea-Cladocera).- Método de Prueba).

8.32 NMX-AA-110-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con Artemia Franciscana Kellogs (Crustacea-Anostraca).- Método de Prueba.

8.33 NMX-AA-112-1995-SCFI. Análisis de Agua y Sedimento.- Evaluación de Toxicidad aguda con Photobacterium Phosphoreum.- Método de Prueba.

9. Observancia de esta Norma

9.1 La vigilancia del cumplimiento de la presente Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, por conducto de la Comisión Nacional del Agua, y a la Secretaría de Marina en el ámbito de sus respectivas atribuciones, cuyo personal realizará los trabajos de inspección y vigilancia que sean necesarios. Las violaciones a la misma se sancionarán en los términos de la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley Federal sobre Metrología y Normalización y demás ordenamientos jurídicos aplicables.

9.2 La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el Diario Oficial de la Federación.

9.3 Se abrogan las normas oficiales mexicanas que a continuación se indican:

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las centrales termoeléctricas convencionales.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria productora de azúcar de caña.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de refinación de petróleo y petroquímica.

Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de fertilizantes excepto la que produzca ácido fosfórico como producto intermedio.

Norma Oficial Mexicana NOM-005-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de productos plásticos y polímeros sintéticos.

Norma Oficial Mexicana NOM-006-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de harinas.

Norma Oficial Mexicana NOM-007-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la cerveza y de la malta.

Norma Oficial Mexicana NOM-008-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de asbestos de construcción.

Norma Oficial Mexicana NOM-009-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de leche y sus derivados.

Norma Oficial Mexicana NOM-010-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de manufactura de vidrio plano y de fibra de vidrio.

Norma Oficial Mexicana NOM-011-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos de vidrio prensado y soplado.

Norma Oficial Mexicana NOM-012-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria huleira.

Norma Oficial Mexicana NOM-013-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del hierro y del acero.

Norma Oficial Mexicana NOM-014-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria textil.

Norma Oficial Mexicana NOM-015-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la celulosa y el papel.

Norma Oficial Mexicana NOM-016-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de bebidas gaseosas.

Norma Oficial Mexicana NOM-017-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de acabados metálicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-018-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de laminación, extrusión y estraje de cobre y sus aleaciones.

Norma Oficial Mexicana NOM-019-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de impregnación de productos de aserradero.

Norma Oficial Mexicana NOM-020-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de asbestos textiles, materiales de fricción y selladores.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del curtido y acabado en pieles.

Norma Oficial Mexicana NOM-022-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de matanza de animales y empacado de cárnicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-023-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de envasado de conservas alimenticias.

Norma Oficial Mexicana NOM-024-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de celulosa virgen.

Norma Oficial Mexicana NOM-025-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada.

Norma Oficial Mexicana NOM-026-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de restaurantes o de hoteles.

Norma Oficial Mexicana NOM-027-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del beneficio del café.

Norma Oficial Mexicana NOM-028-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación y envasado de conservas de pescados y mariscos y de la industria de producción de harina y aceite de pescado.

Norma Oficial Mexicana NOM-029-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de hospitales

Norma Oficial Mexicana NOM-030-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de jabones y detergentes.

Norma Oficial Mexicana NOM-032-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-33-ECOL-1993, que establece las condiciones bacteriológicas para el uso de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua, en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas. Publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 18 de octubre de 1993.

La nomenclatura de las normas oficiales mexicanas antes citadas está en términos del Acuerdo por el que se reforma la nomenclatura de 58 Normas Oficiales Mexicanas en materia de Protección Ambiental, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 29 de noviembre de 1994.

Asimismo se abrogan las siguientes normas oficiales mexicanas:

Norma Oficial Mexicana NOM-063-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria vinícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-064-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la destilería.

Norma Oficial Mexicana NOM-065-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de pigmentos y colorantes.

Norma Oficial Mexicana NOM-066-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la galvanoplastia.

Norma Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-068-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de aceites y grasas comestibles de origen animal y vegetal, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 5 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-069-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de componentes eléctricos y electrónicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-070-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación, conservación y envasado de frutas, verduras y legumbres en fresco y/o congelados, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 9 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-071-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos químicos inorgánicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-072-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de fertilizantes fosfatados, fosfatos, polifosfatos, ácido fosfórico, productos químicos inorgánicos fosfatados, exceptuando a los fabricantes de ácido fosfórico por el proceso de vía húmeda.

Norma Oficial Mexicana NOM-073-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias farmacéutica y farmoquímica, publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 11 de enero de 1995.

TRANSITORIO

UNICO. A partir de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, el responsable de la descarga de aguas residuales:

- 1) Que cuente con planta de tratamiento de aguas residuales, está obligado a operar y mantener dicha infraestructura de saneamiento, cuando su descarga no cumpla con los límites máximos permisibles de esta Norma.

Puede optar por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, o los establecidos en sus condiciones particulares de descarga, previa notificación a la Comisión Nacional del Agua.

En el caso de que la calidad de la descarga que se obtenga con dicha infraestructura no cumpla con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, debe presentar a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las Tablas 6 y 7, su programa de acciones u obras a realizar para cumplir en las fechas establecidas en las Tablas 4 y 5, según le corresponda.

Los que no cumplan, quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.

En el caso de que el responsable de la descarga opte por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana y que descargue una mejor calidad de agua residual que la establecida en esta Norma, puede gozar de los beneficios e incentivos que para tal efecto establece la Ley Federal de Derechos.

- 2) Que se hubiere acogido a los Decretos Presidenciales que otorgan facilidades administrativas y fiscales a los usuarios de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos inherentes, publicados en el Diario Oficial de la Federación el 11 de octubre de 1995, en la materia, quedará sujeto a lo dispuesto en los mismos y en lo conducente a la Ley Federal de Derechos.
- 3) No debe descargar concentraciones de contaminantes mayores a las que descargó durante los últimos tres años o menos, si empezó a descargar posteriormente, de acuerdo con sus registros y/o con los informes presentados ante la Comisión Nacional del Agua en ese periodo si su descarga tiene concentraciones mayores a las establecidas como límite máximo permisible en esta Norma. Los responsables que no cumplan con esta especificación quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.
- 4) Que establezca una nueva instalación industrial, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el Diario Oficial de la Federación, no podrá acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los límites máximos permisibles para su descarga, 90 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.
- 5) Que incremente su capacidad o amplíe sus instalaciones productivas, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el Diario Oficial de la Federación, éstas nuevas descargas no podrán acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los límites máximos permisibles para éstas, 90 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.
- 6) Que no se encuentre en alguno de los supuestos anteriores, deberá cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, sujeto a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos, en lo conducente.

México, Distrito Federal, a los once días del mes de diciembre de mil novecientos noventa y seis.- La Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Julia Carabias Lillo.- Rúbrica.

ANEXO I

TECNICA PARA LA DETERMINACION Y CUANTIFICACION DE HUEVOS DE HELMINTO

1. Objetivo

Determinar y cuantificar huevos de helminto en lodos, afluentes y efluentes tratados.

2. Campo de aplicación

Es aplicable para la cuantificación de huevos de helminto en muestras de lodos, afluentes y efluentes de plantas de tratamiento.

3. Definiciones

3.1 Helminto: término designado a un amplio grupo de organismos que incluye a todos los gusanos parásitos (de humanos, animales y vegetales) y de vida libre, con formas y tamaños variados.

3.2 Platyhelmintos: gusano dorsoventralmente aplanado, algunos de interés médico son: *Taenia solium*, *Hymenolepis nana* e *H. diminuta*, entre otros.

3.3 Nematelminchos: gusanos de cuerpo alargado y forma cilíndrica. Algunas especies entroparásitas de humanos y animales son: *Ascaris lumbricoides*, *Toxocara canis*, *Enterobius vermicularis* y *Trichuris trichiura*, entre otros.

3.4 Método difásico: técnica de concentración que utiliza la combinación de dos reactivos no miscibles y donde las partículas (huevos, detritus), se orientan en función de su balance hidrofílico-lipofílico.

3.5 Método de flotación: técnica de concentración donde las partículas de interés permanecen en la superficie de soluciones cuya densidad es mayor. Por ejemplo la densidad de huevos de helminto se encuentra entre 1.05 a 1.18, mientras que los líquidos de flotación se sitúan entre 1.1 a 1.4.

4. Fundamento

Utiliza la combinación de los principios del método difásico y del método de flotación, obteniendo un rendimiento de un 90%, a partir de muestras artificiales contaminadas con huevos de helminto de *Ascaris*.

5. Equipo

Centrífuga: Con intervalos de operación de 1000 a 2500 revoluciones por minuto

Periodos de operación de 1 a 3 minutos

Temperatura de operación 20 a 28 °C

Bomba de vacío: Adaptada para control de velocidad de succión

1/3 hp

Microscopio óptico: Con iluminación Köheler

Aumentos de 10 a 100X; Platina móvil; Sistema de microfotografía

Agitador de tubos: Automático

Adaptable con control de velocidad

Parrilla eléctrica: Con agitación

Hidrómetro: Con intervalo de medición de 1.1 a 1.4 g/cm³

Temperatura de operación: 0 a 4°C

6. Reactivos

- Sulfato de zinc heptahidratado

- Acido sulfúrico

- Eter etílico

- Etanol

- Agua destilada

- Formaldehído

6.1 Solución de sulfato de zinc, gravedad específica de 1.3

- Fórmula

- Sulfato de zinc 800 g

- Agua destilada 1,000 ml

Preparación

Disolver 800 g de sulfato de zinc en 1,000 ml de agua destilada y agitar en la parrilla eléctrica hasta homogeneizar, medir la densidad con hidrómetro. Para lograr la densidad deseada agregar reactivo o agua, según sea el caso.

6.2 Solución de alcohol-ácido

- Fórmula

- Acido sulfúrico 0.1 N 750 ml

- Etanol 350 ml

Preparación

Homogeneizar 750 ml del ácido sulfúrico al 0.1 N, con 350 ml del etanol para obtener un litro de la solución alcohol-ácida: Almacenarla en recipiente hermético.

7. Material

- Garrafrones de 8 litros
- Tamiz de 160 µm (micras) de poro
- Probetas graduadas (1 litro y 50 ml)
- Gradillas para tubos de centrifuga de 50 ml
- Pipetas de 10 ml de plástico
- Aplicadores de madera
- Recipientes de plástico de 2 litros
- Guantes de plástico
- Vasos de precipitado de 1 litro
- Bulbo de goma
- Magneto
- Cámara de conteo Doncaster
- Celda Sedwich-Rafter

8. Condiciones de la muestra

1. Se transportarán al laboratorio en hieleras con bolsas refrigerantes o bolsas de hielo.
2. Los tiempos de conservación en refrigeración y transporte deben reducirse al mínimo
3. Si no es posible refrigerar la muestra líquida, debe fijarse con 10 ml de formaldehído al 4% o procesarse dentro de las 48 horas de su toma.
4. Una muestra sólida debe refrigerarse y procesarse en el menor tiempo posible.

9. Interferencias

La sobreposición de estructuras y/o del detritus no eliminado en el sedimento, puede dificultar su lectura, en especial cuando se trata de muestras de lodo. En tal caso, es importante dividir el volumen en alícuotas que se consideren adecuadas.

10. Precauciones

1. Durante el procesado de la muestra, el analista debe utilizar guantes de plástico para evitar riesgo de infección.
2. Lavar y desinfectar el área de trabajo, así como el material utilizado por el analista.

11. Procedimiento

1. Muestreo.
 - a) Preparar recipientes de 8 litros, desinfectándolos con cloro, enjuagándolos con agua potable a chorro y con agua destilada.
 - b) Tomar 5 litros de la muestra (ya sea del afluente o efluente).
 - c) En el caso de que la muestra se trate de lodo, preparar en las mismas condiciones recipientes de plástico de 1 litro con boca ancha.
 - d) Tomar X gramos de materia fresca (húmeda) que corresponda a 10 g de materia seca.
2. Concentrado y centrifugado de la muestra.
3. La muestra se deja sedimentar durante 3 horas o toda la noche.
4. El sobrenadante se aspira por vacío sin agitar el sedimento.
5. Filtrar el sedimento sobre un tamiz de 160 µm (micras), enjuagando también el recipiente donde se encontraba originalmente la muestra y lavar enseguida con 5 litros de agua (potable o destilada).
6. Recibir el filtrado en los mismos recipientes de 8 litros.
7. En caso de tratarse de lodos, la muestra se filtrará y enjuagará en las mismas condiciones iniciando a partir del inciso c.
8. Dejar sedimentar durante 3 horas o toda la noche.

9. Aspirar el sobrenadante al máximo y depositar el sedimento en una botella de centrifuga de 250 ml, incluyendo de 2 a 3 enjuagues del recipiente de 8 litros.
10. Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
11. Decantar el sobrenadante por vacío (asegurarse de que exista la pastilla) y resuspender la pastilla en 150 ml de $ZnSO_4$ con una densidad de 1.3.
12. Homogeneizar la pastilla con el agitador automático, o aplicador de madera.
13. Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos).
14. Recuperar el sobrenadante vertiéndolo en un frasco de 2 litros y diluir cuando menos en un litro de agua destilada.
15. Dejar sedimentar 3 horas o toda la noche.
16. Aspirar al máximo el sobrenadante por vacío y resuspender el sedimento agitando, verter el líquido resultante en 2 tubos de centrifuga de 50 ml y lavar de 2 a 3 veces con agua destilada el recipiente de 2 litros.
17. Centrifugar a 480 g por 3 minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
18. Reagrupar las pastillas en un tubo de 50 ml y centrifugar a 480 g por minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos).
19. Resuspender la pastilla en 15 ml de solución de alcohol-ácido (H_2SO_4 0.1 N) + C_2H_5OH a 33-35% y adicionar 10 ml de éter etílico.
20. Agitar suavemente y abrir de vez en cuando los tubos para dejar escapar el gas (considerar que el éter es sumamente inflamable y tóxico).
21. Centrifugar a 660 g por 3 minutos (2,500 - 3,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
22. Aspirar al máximo el sobrenadante para dejar menos de 1 ml de líquido, homogeneizar la pastilla y proceder a cuantificar.
23. Identificación y cuantificación de la muestra.
 - a) Distribuir todo el sedimento en una celda de Sedgwich-Rafter o bien en una cámara de conteo de Doncaster.
 - b) Realizar un barrido total al microscopio.

12. Cálculos

1. Para determinar los rpm de la centrifuga utilizada, la fórmula es:

$$\sqrt{\frac{Kg}{r}}$$

Donde:

- g: fuerza relativa de centrifugación
 K: constante cuyo valor es 89,456
 r: radio de la centrifuga (spindle to the centre of the bracker) en cm

La fórmula para calcular g es:

$$g = \frac{r(rpm)}{K}$$

2. Para expresar los resultados en número de huevecillos por litro es importante tomar en cuenta el volumen y tipo de la muestra analizada.

13. Formato

No aplica.

14. Bibliografía

1. APHA, AWWA, WPCF, 1992 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed., Washington.
2. CETESB, São Paulo, 1989 Helmitos e Protozoários Patogénicos Contagem de Ovos e Cistos en Amostras Ambientais.
3. Schwartzbrod, J., 1996 Traitement des Eaux Usees de Mexico en Vue d'une Reutilisation a des Fins Agricoles. Reunión de Expertos para el Análisis del Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería UNAM, 86 p.

RESPUESTA al comentario recibido respecto del Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-003-CNA-1996, Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos.

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.- Comisión Nacional del Agua.

RESPUESTA AL COMENTARIO RECIBIDO RESPECTO DEL PROYECTO DE NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-CNA-1996, REQUISITOS DURANTE LA CONSTRUCCION DE POZOS DE EXTRACCION DE AGUA PARA PREVENIR LA CONTAMINACION DE ACUIFEROS

La Comisión Nacional del Agua, en cumplimiento a lo dispuesto en las fracciones II y III del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, publica la respuesta aprobada en la sesión celebrada el día 1 de octubre de 1996 por el Comité Consultivo Nacional de Normalización del Sector Agua, del comentario efectuado al Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-003-CNA-1996, "Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos", publicada en el Diario Oficial de la Federación el día 12 de junio de 1996, en los siguientes términos:

Proponente: Ing. Miguel Angel Cortéz Pérez (Unidad Departamental de Planes Maestros, DGCOH - DDF).

Fecha de recepción: 13 de junio de 1996.

1. Comentario: Propone modificar la redacción del inciso 6.2 "Area restringida de emplazamiento del pozo".

Respuesta: Procede. El grupo de trabajo acordó modificar este inciso y queda como sigue:

"El área de protección entre el sitio seleccionado para construir un pozo y las fuentes potenciales de contaminación existentes que no pueden ser suprimidas, tendrá un radio mínimo de 30 m con respecto al pozo.

Las fuentes de contaminación son las siguientes (esta lista no es limitativa, sino que depende de lo que, para situaciones y condiciones particulares, "La Comisión" considere necesarias):

Se listan posibles fuentes contaminantes....

El radio mínimo podrá ser modificado por la Comisión o por la autoridad local competente, a través de la disposición legal o reglamentaria aplicable, con base en un estudio específico del sitio que considere la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación y la extensión de su área de influencia para diferentes tiempos.

Cuando no sea posible cumplir el radio mínimo especificado en la presente Norma o en la disposición local reglamentaria, el concesionario o asignatario deberá presentar a la Comisión el diseño que propone para evitar la contaminación del acuífero, basado en estudios hidrogeológicos".

Con base en lo anterior, también se modifica el inciso 6.5.2. para quedar como sigue:

"El contraademe debe tener la longitud necesaria para evitar la infiltración del agua superficial o agua contaminada contenida en el subsuelo hacia el interior del pozo. El contraademe debe tener una longitud mínima de seis metros y debe sobresalir 0.20 m del nivel del terreno natural o sobreelevado, o bien 0.50 m, dependiendo del diseño del pozo (ver figuras ilustrativas 1 y 2). El espacio anular entre el contraademe y la formación adyacente será relleno por completo con una lechada de cemento normal.

En el caso de que se perforen pozos donde existan acuíferos con agua de diferente calidad, el concesionario o asignatario deberá presentar a la Comisión el diseño del pozo para evitar la mezcla del agua de ellos por efecto del pozo y que pueda causar la degradación de la calidad del agua de alguno de los acuíferos".

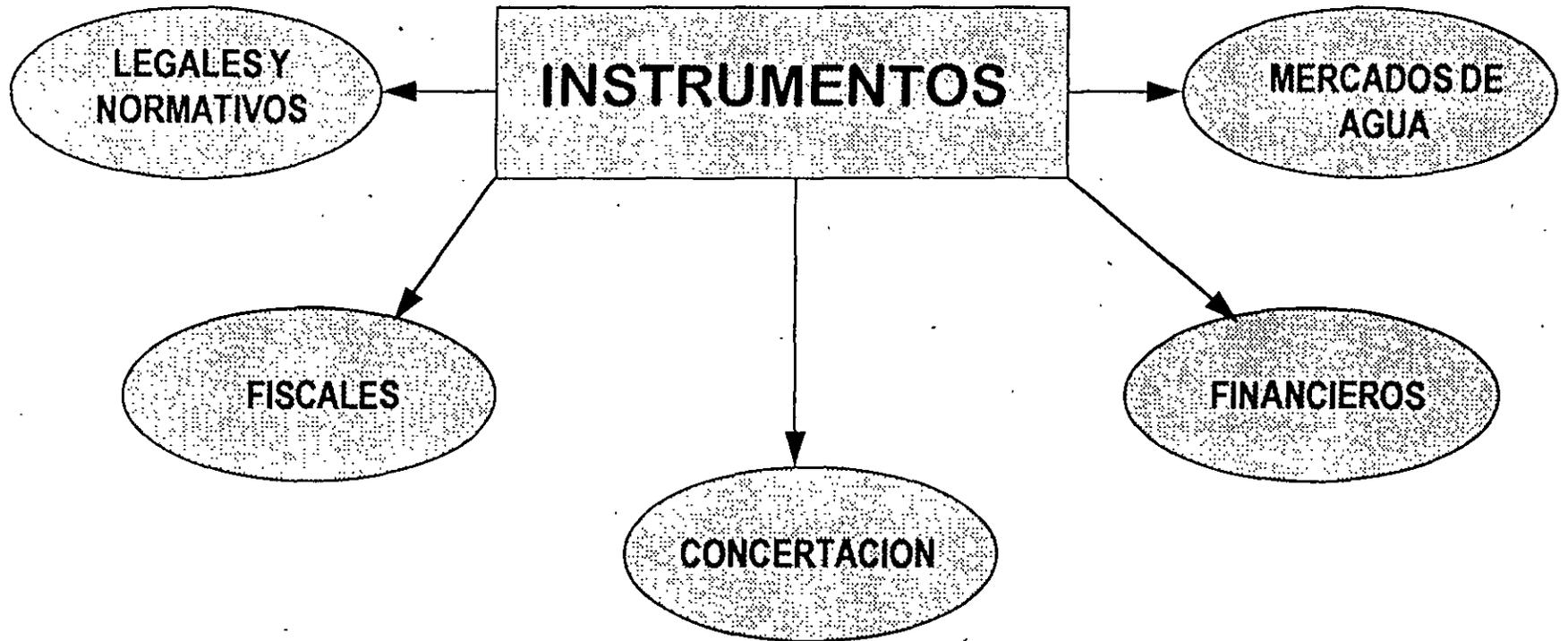
México, D.F., a 8 de octubre de 1996.- El Presidente del Comité Consultivo Nacional de Normalización del Sector Agua, Guillermo Guerrero Villalobos - Rúbrica.

MOVIMIENTO DE BACTERIAS A TRAVÉS DEL SUELO.

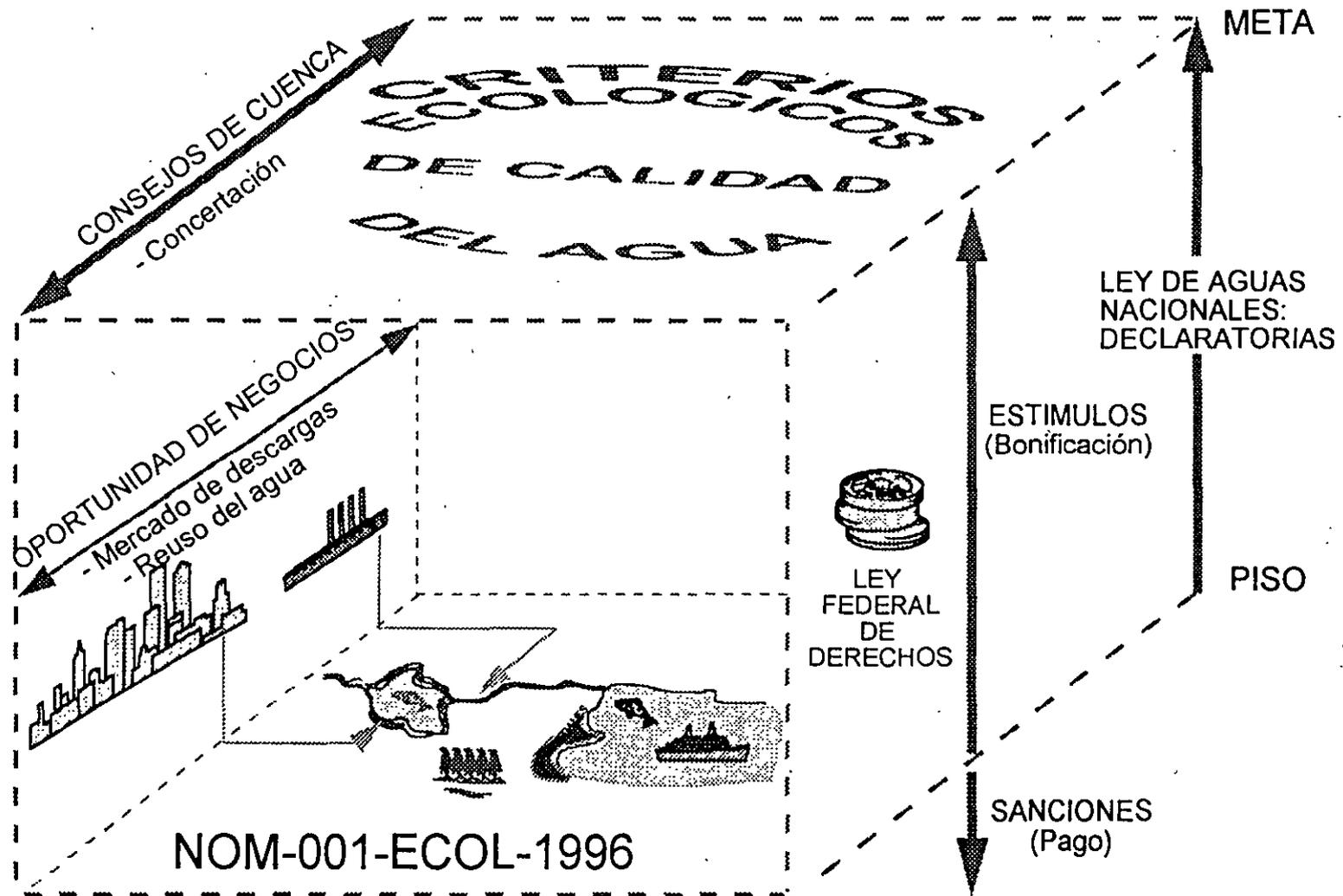
FUENTE DE AGUAS RESIDUALES.	ORGANISMOS	TIPO DE SUELO	DISTANCIA MAXIMA (m).
Tratamiento terciario	coliformes	arena fina a media	6.1
Tratamiento secundario	coliformes fecales	suelo franco arenoso a grava	9.1
Tratamiento primario	estreptococos fecales	arena limosa y grava	183

CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

MARCO REGULATORIO

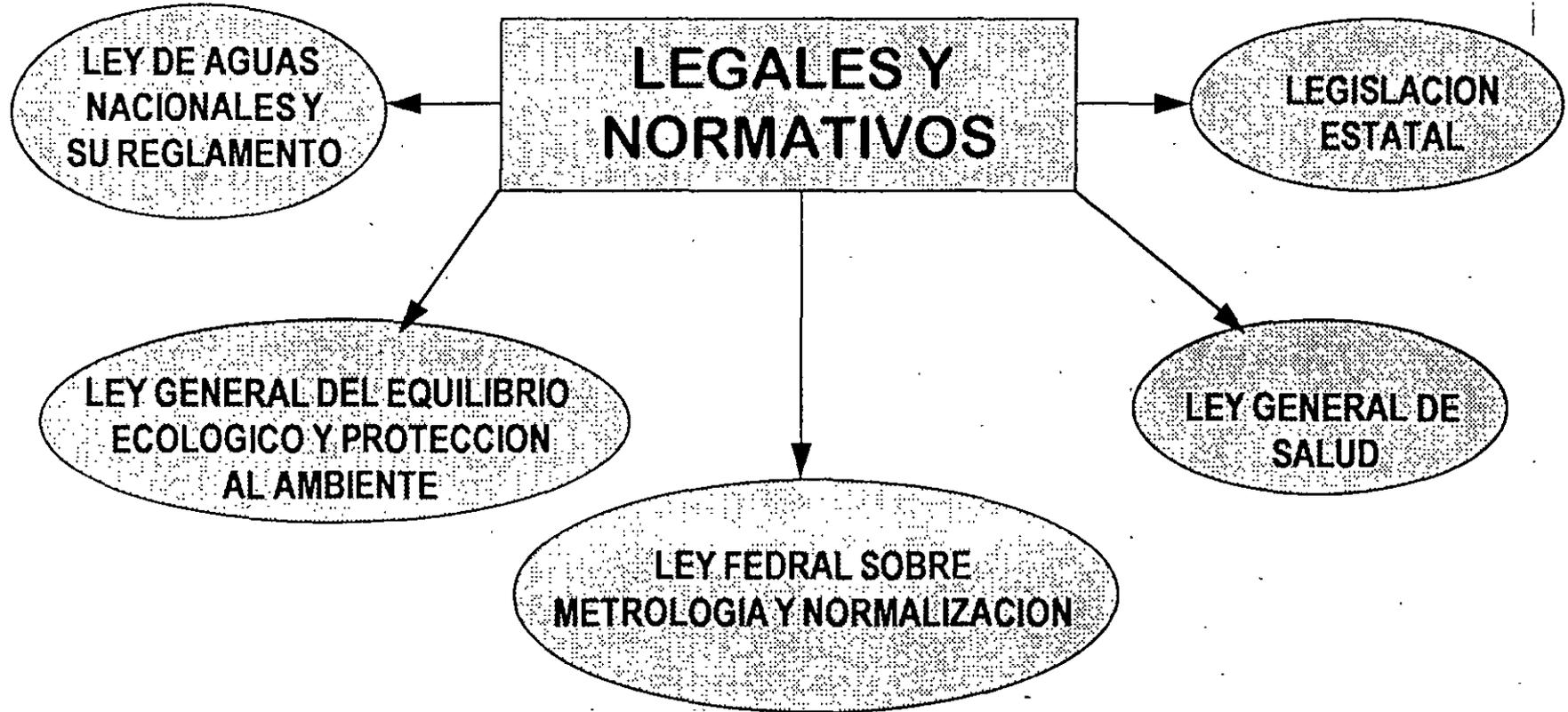


MARCO REGULATORIO



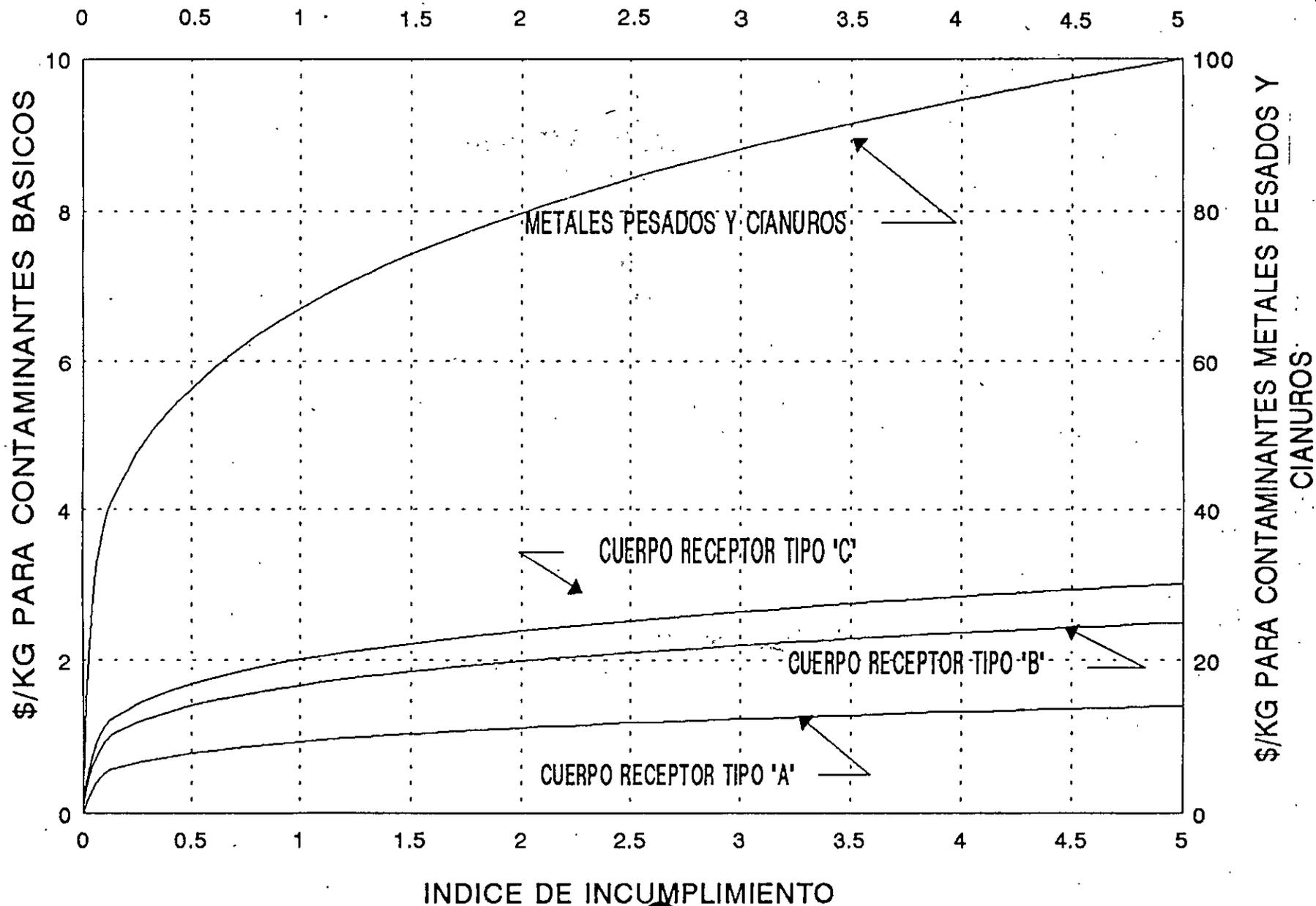
CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

MARCO REGULATORIO



PAGO DEL DERECHO

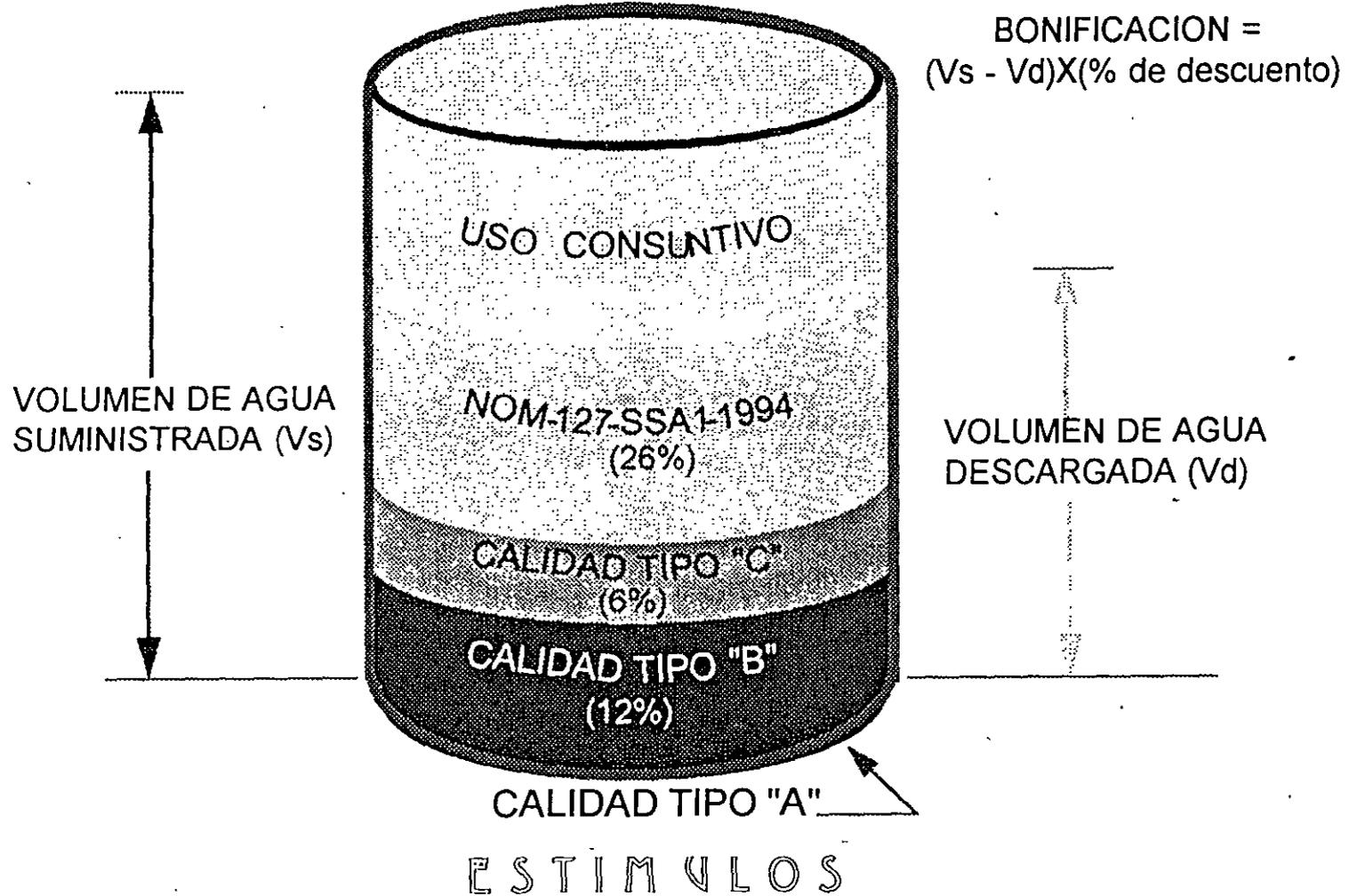
POR USO O APROVECHAMIENTO DE BIENES DEL DOMINIO PUBLICO DE LA NACION COMO CUERPOS RECEPTORES DE LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES



CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL

MARCO REGULATORIO

LEY FEDERAL DE DERECHOS



MARCO REGULATORIO

CONCERTACION CON RESPONSABLES DE DESCARGA

Los responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales cuya concentración de contaminantes en cualquiera de los parámetros básicos, metales pesados y cianuros, que rebasen los límites máximos permisibles señalados en las Tablas 2 y 3 de la Norma Oficial Mexicana, multiplicados por cinco, para cuerpos receptores tipo B (ríos, uso público urbano), quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad del agua de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en un plazo no mayor de 180 días naturales, a partir de la publicación de la Norma en el Diario Oficial de la Federación.

Los demás responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las tablas siguientes:

DESCARGAS MUNICIPALES	
RANGO DE POBLACION	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 50,000 habitantes	30 de junio de 1997
de 20,001 a 50,000 habitantes	31 de diciembre de 1998
de 2,501 a 20,000 habitantes	31 de diciembre de 1999

CARGA CONTAMINANTE DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES	
DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO ₃ TOTAL Y/O SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES tonelada / día	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
mayor de 3.0	30 de junio de 1997
de 1.2 a 3.0	31 de diciembre de 1998
menor de 1.2	31 de diciembre de 1999

DESCARGAS MUNICIPALES

COBERTURAS QUE SERAN ALCANZADAS EN EL PERIODO 2000 - 2010

NOM-001-ECOL-1996

FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	RANGO DE POBLACION	NO. DE LOCALIDADES	GASTO M3/S	NO. DE HABITANTES
1o. ENERO 2000	Mayor de 50,000 habitantes	130	109.3	44,997,265
1o. ENERO 2005	de 20,001 a 50,000 habitantes	188	8.9	5,869,531
1o. ENERO 2010	de 2,501 a 20,000 habitantes	2,216	16.0	13,867,069
TOTAL		2,534	134.2	64,733,865
% DEL TOTAL NACIONAL			80.4	74.7

Q total de aguas residuales generado a nivel nacional = 167 m3/seg.

DESCARGAS INDUSTRIALES

COBERTURAS QUE SERAN ALCANZADAS EN EL PERIODO 2000 - 2010

NOM-001-ECOL -1996

FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	CARGA CONTAMINANTE DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES (T/D)		NUMERO DE INDUSTRIAS	GASTO M3/S	CARGA POR REMOVER T/D	
	DBO ₅ TOTAL	SST			DBO ₅	SST
1o. ENERO 2000	Mayor de 3.0	Mayor de 3.0	188	61	4,079	2,722
1o. ENERO 2005	de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0	69	7	113	89
1o. ENERO 2010	menor de 1.2	menor de 1.2	841	9	138	107
TOTAL			1,098	77	4,330	2,918
% DEL TOTAL NACIONAL			100	100	88	90



DRENAJE MUNICIPAL

Planta de tratamiento de aguas residuales



Planta de tratamiento de aguas residuales



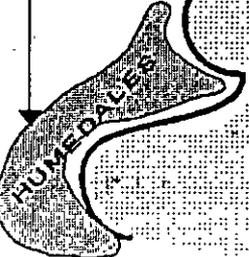
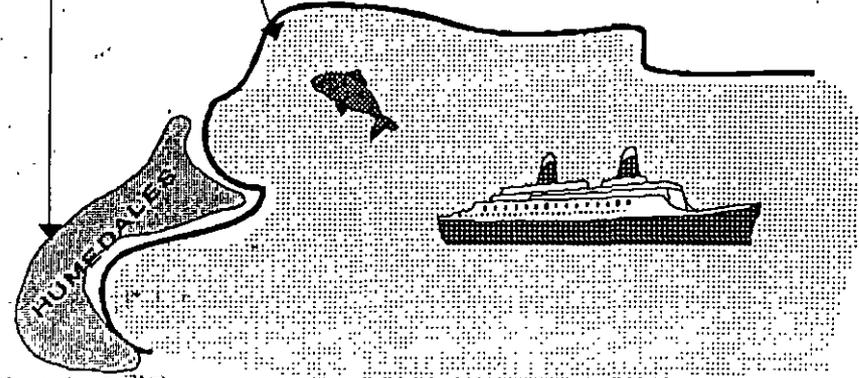
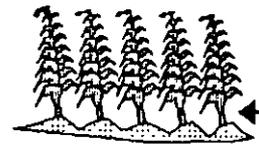
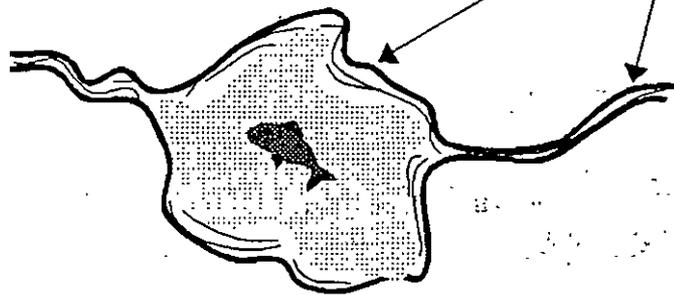
DESCARGA INDUSTRIAL

NOM-002-ECOL-1996	
Fecha de cumplimiento a partir de	Rango de Población
1/ENE/1999	Mayor de 50,000 hab.
1/ENE/2004	de 20,001 a 50,000 hab.
1/ENE/2009	de 2,501 a 20,000 hab.

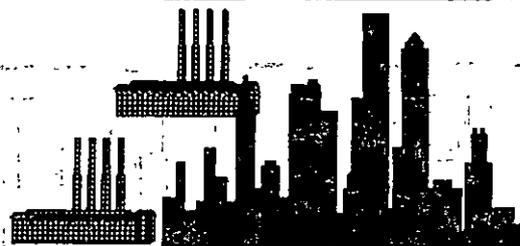
NOM-001-ECOL-1996	
Fecha de cumplimiento a partir de:	Demanda Bioquímica de Oxígeno Total, Ton/Día
1/ENE/2000	Mayor de 3.0
1/ENE/2005	de 1.2 a 3.0
1/ENE/2010	menor de 1.2

RIEGO DIRECTO	
RESTRINGIDO	no >5 HH/L
NO RESTRINGIDO	no >1 HH/L

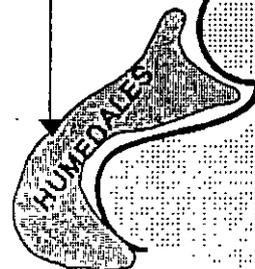
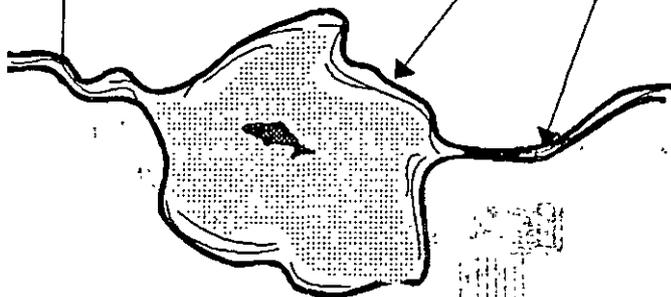
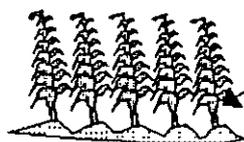
CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGA EN CASO DE EXISTIR LAS DECLARATORIAS DE CLASIFICACION DE LOS CUERPOS DE AGUA NACIONALES Y REQUERIR CALIDAD MAS ESTRICTA QUE LA FIJADA POR LAS NOM's



NORMATIVIDAD
1996



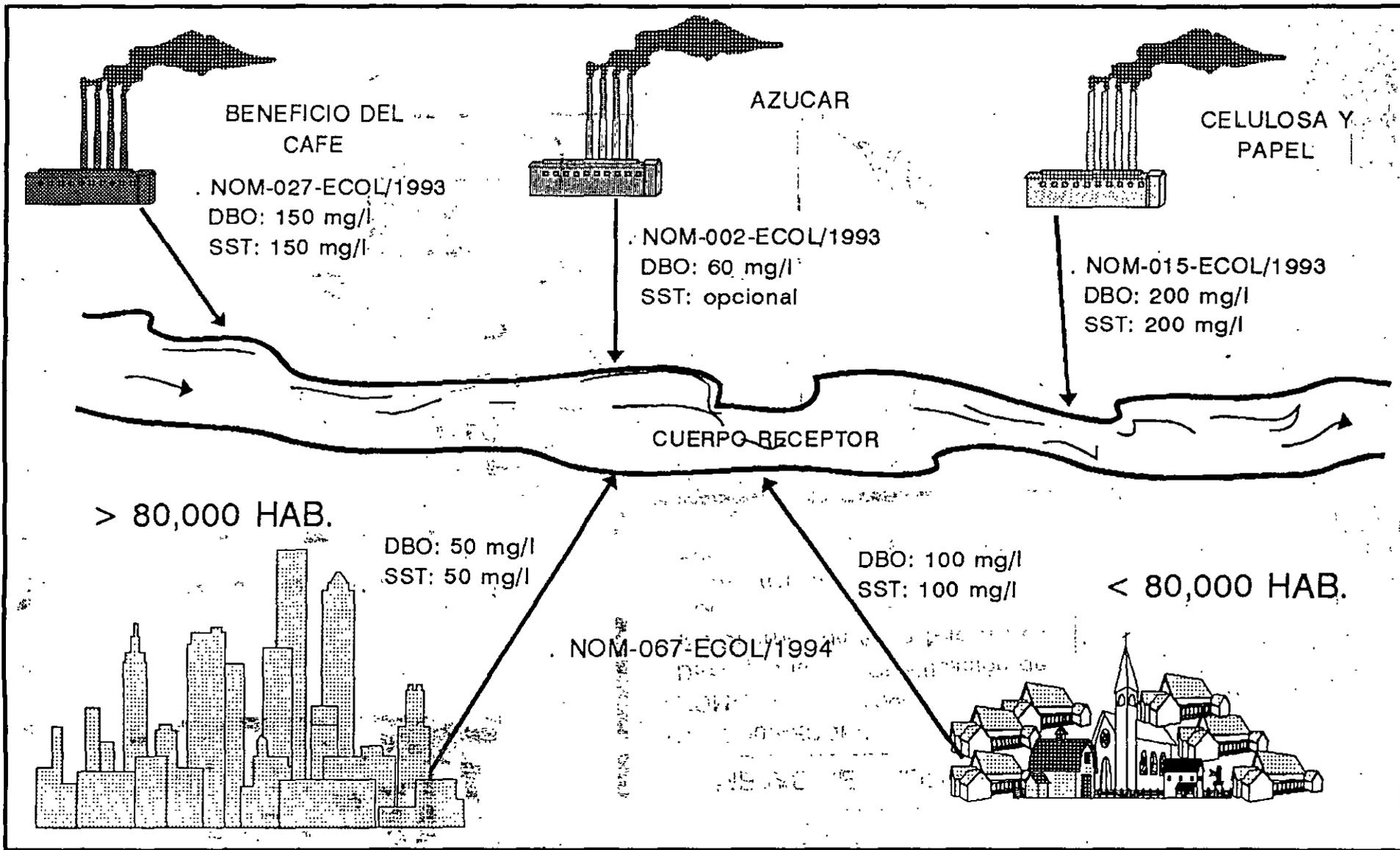
NOM-127-SSA1-1994 PARA AGUA POTABLE



METAS DE CALIDAD	PLAZO
- NOM-002-ECOL-1996	1999 - 2009
- NOM-001-ECOL-1996	2000 - 2010
- Declaratorias de Clasificación de los Cuerpos de Agua Nacionales * Condiciones Particulares de Descarga (CPD)	X
- Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CECA)	X

METAS DE CALIDAD Y PLAZOS PARA ALCANZARLAS

CUADRO COMPARATIVO DE LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE DBO Y SST ESTABLECIDOS EN LA NORMATIVIDAD ACTUAL, PARA ALGUNOS GIROS INDUSTRIALES Y MUNICIPIOS



NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-CCA-031-ECOL/1993 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal.

PARÁMETROS	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES	
	PROMEDIO DIARIO	INSTANTÁNEO
pH	6 a 9	6 a 9
Temperatura (°C)	-	40
Sólidos sedimentables (mg/l)	5	10
Grasas y aceites (mg/l)	60	100
Conductividad eléctrica (micromhos/cm)	5000	8000
Aluminio	10.0	20.0
Arsénico	0.5	1.0
Cadmio	0.5	1.0
Cianuros	1.0	2.0
Cobre	5.0	10.0
Cromo hexavalente	0.5	1.0
Cromo total	2.5	5.0
Fluoruros	3.0	6.0
Mercurio	0.01	0.02
Níquel	4.0	8.0
Plata	1.0	2.0
Plomo	1.0	2.0
Zinc	6.0	12.0
Fenoles	5.0	10.0
Sustancias activas al azul de metileno	30	60