

MANUAL DEL CURSO

DE:

análisis de aguas

y aguas de desecho



Vol. II

SUBSECRETARIA DE PLANEACION

DIRECCION GENERAL DE USOS DEL AGUA
Y PREVENCION DE LA CONTAMINACION

CENTRO DE INVESTIGACION Y ENTRENAMIENTO

PLAN GENERAL DEL CURSO

VOLUMEN II.

- IV. Análisis de sustancias tóxicas
- A) sustancias activas al azul de metileno (detergentes)
 - B) cromo hexavalente
 - C) fenoles
 - D) plomo
 - E) cianuro
 - F) arsénico
- V. Análisis bacteriológicos
- A) organismos totales
 - B) coliformes totales
 - C) coliformes fecales
 - D) estreptococos fecales
- VI. Análisis de lodos residuales
- A) materia suspendida
 - B) volumen sedimentable
 - C) índice de densidad
 - D) ácidos volátiles
 - E) nitrógeno albuminoideo
 - F) materia orgánica

IV. ANALISIS DE SUSTANCIAS TOXICAS

- A) sustancias activas al azul de metileno (detergentes)
- B) cromo hexavalente
- C) fenoles
- D) plomo
- E) cianuro
- F) arsénico

A. DETERGENTES

1. - Discusión General.

Desde 1945 una gran variedad de detergentes sintéticos fueron aceptados como sustitutos del jabón y hasta ahora son los productos limpiadores más populares, tanto en usos domésticos como industriales.

Los componentes básicos de los detergentes son compuestos orgánicos con propiedades tensoactivas en solución acuosa, por lo que se conocen como tensoactivos o surfactantes. En general, cualquier molécula de un compuesto surfactante presenta una cadena polar alifática que es hidrofílica, y una parte aromática que se caracteriza por ser hidrofóbica. A esta dualidad en la naturaleza de la molécula se deben las propiedades humectantes, dispersantes y emulsificantes de los detergentes.

Grupos Hidrofóbicos

Acidos grasos
Parafinas
Olefinas
Alquilbencenos
Alcoholes
Alquilfenoles
Polioxipropilenos

Grupos Hidrofílicos

Carboxilatos
Sulfatos
Sulfonatos
Hidroxiolos
Amonio Cuaternario

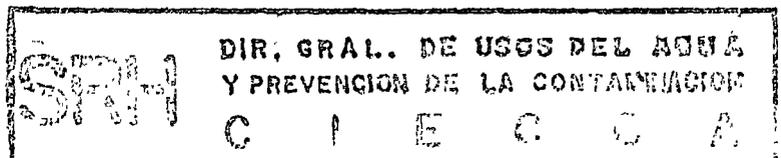
Las formulaciones de los detergentes contienen de un 20 a 30 % de surfactante o producto activo y un 70 a 80 % de aditivos que aumentan sus propiedades. Los aditivos más comunes son: sulfato de sodio, pirofosfato de sodio, tripolifosfato de sodio y silicato de sodio.

Los surfactantes se clasifican de acuerdo a su disociación electrolítica, la cual depende de la naturaleza del grupo polar, y pueden ser de tres tipos: -- aniónicos, catiónicos y no-iónicos.

a). - Surfactantes aniónicos

Los surfactantes aniónicos son sales de sodio que ionizados producen Na^+ más una carga negativa, el ión surfactante activo. Los más comunes son el sulfonato de alquilo lineal (LAS) y el sulfonato de alquilbenceno (ABS). La principal diferencia entre ellos es que la configuración molecular del LAS es lineal, y muy ramificada en el ABS.

b). - Los surfactantes catiónicos típicos son compuestos cuaternarios de hidróxido de amonio, que presentan actividad antimicrobial. Se usan como agentes de sanidad por sus propiedades desinfectantes.



c). - Surfactantes no-iónicos.

Los surfactantes no-iónicos son aquellos que como su nombre lo indica no son ionizados y actúan sobre las moléculas volviéndolas solubles. Todos dependen de polímeros de óxido de etileno para darles esta propiedad. Una característica de estos compuestos es que presentan poca tendencia para formar espuma abundante cuando se mezclan con otros materiales.

Recientemente aparecieron en el mercado los llamados detergentes biológicos, que son una mezcla de detergente común con perfume, colorantes y un agente biológico que es una enzima proteolítica producida por una bacteria cuyo nombre científico es Bacillus subtilis, la cual al encontrarse en condiciones favorables de temperatura y humedad, ocasiona la desintegración de las moléculas de grasa, destruyendo también las proteínas.

2. - Importancia Sanitaria.

Si bien, todos los detergentes se degradan por un ataque biológico, el grado de descomposición se relaciona con la estructura química de éstos. Así tenemos que las ramificaciones en el grupo alquil del tipo ABS, causan un retardo definitivo en su degradación; esta resistencia persiste aún después de un tratamiento biológico normal. En los efluentes de las plantas de tratamiento de lodos activados se observa un 50% de degradación del ABS y un 90 % de LAS, con relación al influente, lo que da lugar a problemas cuando estas aguas se mezclan con cualquier cuerpo receptor dado que no han sido completamente degradadas dichas sustancias.

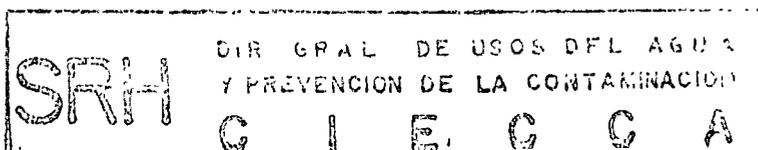
Son muchas las dificultades causadas por un alto contenido de detergentes en aguas y aguas de desecho. En primer lugar es indeseable la formación de espuma en los ríos desde el punto de vista estético, a su vez la toxicidad de los surfactantes que contienen, representan un serio peligro a la flora y fauna acuática sin dejar de pensar que estas aguas al ser utilizadas para irrigación, contaminan los suelos y por consiguiente los cultivos.

Otro problema que resulta de la formación de espuma en las corrientes, es que ésta dificulta la transferencia del oxígeno atmosférico con el agua, lo que también ocurre en las unidades de aereación de plantas de tratamiento.

Además el contenido de fosfatos de los detergentes junto con otros nutrientes, contribuye a una sobrepoblación de la flora acuática, especialmente algas, las que al morir, por acción degradativa de los microorganismos, ocasionan una mayor demanda de oxígeno, perjudicial para los peces y para el propio cuerpo de agua; este fenómeno se conoce como eutroficación.

3.- Métodos de Análisis.

Como el surfactante mas comúnmente usado en la fabricación de detergentes es el sulfonato de alquil benceno o ABS, es el que con mayor probabilidad se puede -



encontrar en las aguas crudas de los abastecimientos. Por esta razón se ha seleccionado al ABS como el compuesto patrón para los métodos de análisis. Las aguas residuales, efluentes de plantas de tratamiento y aguas contaminadas, normalmente contienen gran cantidad de sustancias que interfieren en la determinación de los surfactantes por lo que es difícil obtener un valor exacto de éstos, pero con los mismos métodos se puede tener una estimación aproximada.

Cuando se tienen concentraciones de ABS alrededor de 1 mg/l se recomienda usar el método de azul de metileno o el de verde de metilo, pero en concentraciones mayores es muy importante que se conozca cuanto representa el verdadero ABS y cuanto las interferencias, recomendándose entonces la determinación infrarroja. La principal desventaja de este último método - en comparación con los otros es que su procedimiento es bastante complicado y demanda mucho tiempo; además del elevado costo del equipo infrarrojo.

4.- Método del Azul de Metileno

a).- Principio.

Este método depende de la formación de la sal colorida azul, cuando reacciona el azul de metileno con los surfactantes. La sal es soluble en cloroformo y la intensidad del color es proporcional a su concentración. La intensidad es medida en un espectrofotómetro, a una longitud de onda de 625 m μ .

b).- Interferencias.

Cuando se determina el ABS en las aguas, los errores positivos -- son más comunes que los negativos. Entre las interferencias positivas se tienen los sulfatos orgánicos, sulfonatos, carboxilatos, fosfatos y fenoles, que forman complejos con el azul de metileno, lo mismo que los cianatos, cloruros, nitratos y tiocinatos inorgánicos, que forman pares de iones con el azul de metileno, ocasionando interferencias positivas. Materiales orgánicos, especialmente aminas, pueden causar bajos resultados.

c).- Equipo.

- (1) Espectrofotómetro, para usarse a una longitud de onda de 625 m μ provisto de un paso de luz de 1 cm o más.
- (2) Embudos de separación, preferentemente con juntas de teflón, de 500 ml.
- (3) Fotómetro de filtro, proviendo un paso de luz de 1 cm o mayor y equipado con un filtro de color rojo, exhibiendo una transmitancia máxima cerca de 625 m μ

d).- Reactivos.

- (1) Solución madre de sulfonato de alquil-bencilo (ABS); se pesan ---

1.000 g de ABS en base del 100 % activo. Se disuelven en agua destilada y se diluyen a 1,000 ml; 1.00 ml = 1.00 mg de ABS. Se conserva en refrigeración para evitar su biodegradación. Es necesario prepararla cada semana.

(2) Solución patrón de ABS.

Se diluyen 10.00 ml de solución madre de ABS a 1,000 ml con agua destilada; 1.00 = 0.010 mg de ABS. Se debe preparar diariamente.

(3) Indicador de Fenolftaleína.

Se disuelven 5 gr de fenolftaleína en 500 ml de alcohol etílico o isopropílico al 95% y se agregan 500 ml de agua destilada. Se agrega NaOH 0.02 N, a gotas, hasta que aparezca una débil coloración rosa.

(4) Hidróxido de sodio 1 N

Se disuelven 40 gr de NaOH en agua destilada y se diluye a un litro.

(5) Acido Sulfúrico 1 N

Se diluyen cuidadosamente 28 ml de H_2SO_4 concentrado en un litro de agua destilada.

(6) Cloroformo, calidad ACS

(7) Reactivo de azul de metileno

Se disuelven 100 mg de azul de metileno (Eastman N°P573 o equivalente), en 100 ml de agua destilada. De esta solución se pasan 30 ml a un matraz volumétrico de 1,000 ml y se agregan 500 ml de agua destilada, 6.8 ml de ácido sulfúrico concentrado y 50 gr de ortofosfato monosódico monohidratado ($NaH_2PO_4 \cdot H_2O$). Agitando hasta su completa disolución, y se diluye hasta 1,000 ml.

(8) Solución de lavado

En un matraz volumétrico de 1000 ml se agregan 6.8 ml de H_2SO_4 concentrado a 500 ml de agua destilada. Se adiciona a continuación 50 g de $NaH_2PO_4 \cdot H_2O$ y se agita hasta completa disolución. Se diluye hasta el aforo.

e).- Procedimiento.

- (1) Prepare una serie de 10 embudos de separación con 0.0, 1.00, 3.00, 5.00, 7.00, 9.00, 11.00, 13.00, 15.00 y 20.00 ml de la solución patrón de ABS. Se agrega agua destilada hasta un volumen de 100 ml en cada embudo de separación. Se siguen los pasos que

se describen en las secciones 3 y 4 siguientes y se traza una -
curva de calibración de mg de ABS contra absorbancia.

(2) Selección del volumen de la muestra

El volumen de la muestra de agua para ser analizada, se toma -
de acuerdo con la concentración probable de ABS.

Concentración esperada de ABS (mg/l)	Muestra a tomar (ml)
0.025 - 0.080	400
0.08 - 0.40	250
0.4 - 2.0	100
2.0 - 10	20
10.0 - 100	2

Si el volumen indicado de la muestra es menor de 100 ml se diluye
con agua destilada hasta 100 ml o más.

(3) Extracción y desarrollo del color.

(3.1) Adicione la muestra a un embudo de separación. Se alcali-
za la solución con NaOH, usando fenolftaleína como indica-
dor. A continuación se acidula con H_2SO_4 .

(3.2) Se agregan 10 ml de cloroformo y 25 ml de azul de metileno
se agita vigorosamente por 30 seg y se permite que se se-
paren las fases.

(3.3) Se extrae la capa de cloroformo a un segundo embudo de se-
paración y se lava el tubo de descarga del primer embudo de
separación con una pequeña cantidad de cloroformo. Se -
repite la extracción por 3 veces, usando 10 ml de cloroformo
en cada ocasión, si se desvanece y desaparece el color ---
azul de metileno en la fase acuosa, se agregan 25 ml adi-
cionales de azul de metileno.

(3.4) Se combinan todos los extractos en el segundo embudo de -
separación, se agregan 50 ml de solución de lavado y se --
agita vigorosamente por 30 seg; se deja reposar y se extrae
la capa de cloroformo a través de lana de vidrio, a un ma-
traz aforado de 100 ml y se repite el lavado por dos veces,
usando 10 ml de cloroformo en cada ocasión, se lava la la-
na de vidrio y el embudo con cloroformo, se recogen los la-
vados en el matraz aforado, se diluye hasta el aforo y se -
mezcla bien.

4.- Medición

Se determina la absorbancia de la solución a 652 mμ contra un testigo de cloroformo.

f).- Cálculo.

$$\text{mg/l de ABS total aparente} = \frac{\text{mg de ABS} \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

5.- Referencias

R.D. Swisher
Surfactant Biodegradation
Marcel Dekker, Inc. New York. 1970

Standard Methods for the examination of water and wastewater.
APHA, AWWA, WPCF. 13 th. Edition 1971

Clair N. Sawyer y Perry L. McCarty
Chemistry for Sanitary Engineers
McGraw Hill Book. Kogakusha. 1967

B.- CROMO HEXAVALENTE

1.- Discusión General.

a).- Principio.

El cromo puede existir en los abastecimientos de agua tanto en estado hexavalente como trivalente, aunque la forma trivalente raramente se presenta en abastecimiento de agua potable. Estos valores pueden verse alterados por diversos residuos industriales arrojados a los cuerpos de agua.

Las sales de cromo se usan ampliamente en los procesos industriales de galvanoplastia, cerámica, pinturas, anilinas, tenerías, minas y también como inhibidores de la corrosión.

b).- Muestreo y almacenamiento

Además de los procedimientos y precauciones usuales para el muestreo, se necesita especial cuidado para reducir la absorción del cromo en las paredes del recipiente colector. La muestra debe analizarse el día de su colección y acidularse en el lugar de muestreo con HNO_3 más un exceso de 5 ml por litro de muestra. El almacenamiento por más de 2 ó 3 días, no es recomendado.

2.- Significado Sanitario.

Es de gran importancia conocer la concentración de cromo hexavalente en un abastecimiento de agua, ya que se considera un tóxico potente para el hombre, los peces y la agricultura, en concentraciones tan pequeñas como 0.1 mg/l. Además se cree que es un carcinogénico potencial. Las aguas para abastecimiento público, deben de tener un máximo permisible de 0.05 mg/l de cromohexavalente

3.- Método Colorimétrico

a).- Principio.

El cromo hexavalente reacciona con la difenilcarbazida en medio ácido para producir una coloración rojo violeta, de composición desconocida, adecuada para la determinación de concentraciones bajas de cromo. La reacción es muy sensible. El producto colorido no es muy estable, decolorándose en forma notable después de 1 hr.

b).- Interferencias

El molibdeno hexavalente y las sales de mercurio reaccionan dando color con el reactivo, pero las intensidades son mucho menores que las del cromo al pH especificado por el método. Concentraciones de molibdeno y mercurio arriba de 200 mg/l pueden ser toleradas. El vanadio interfiere en grado máximo pero puede estar presente en concentraciones diez veces mayores que la del cromo, sin causar problema. De los elementos comunes remanentes, sólo

el ion férrico, en forma de compuestos amarillos o café amarillos, puede interferir; en ausencia de cloruros y con ácidos sulfúrico y fosfórico presentes el color del ion férrico no es fuerte y ninguna dificultad se presenta si la absorbancia se mide fotométricamente a la longitud de onda adecuada.

c).- Concentración mínima determinable.

La cantidad de cromo requerida para dar una absorbancia neta de 0.01 (98% de transmitancia) a 540 m μ es de 0.01 mg/1 con una trayectoria de luz de 1 cm. Con una trayectoria de luz de 5.0 cm, la cantidad mínima determinable es de 0.005 mg/1.

d).- Equipo.

(1). Filtro de vidrio de fondo poroso, o de membrana

(2). Equipo colorimétrico

(2.1). Espectrofotómetro, para usarse a 540 m μ , provisto de una trayectoria de luz de 1 cm.

(2.2) Fotómetro de filtro, con una trayectoria de luz de 1 cm, o mayor y equipado con un filtro amarillo verdoso, que tenga su transmitancia máxima casi a 540 m μ .

e).- Reactivos.

(1).- Solución madre de cromo

Disuelva 141.4 mg de dicromato de potasio $K_2Cr_2O_7$, en agua destilada y diluya a 1 lt. 1.00 ml = 50.0 μ g de cromo.

(2).- Solución estándar de cromo

Diluya 10.00 ml de la solución patrón de cromo a 100 ml;
1.00 ml = 5.00 μ g de cromo

(3).- Agua redestilada

Redestile el agua destilada en un aparato íntegro de vidrio

(4).- Hidróxido de amonio concentrado

(5).- Acido sulfúrico, 1 + 1

(6).- Acido fosfórico, 85 %

(7).- Reactivo difenilcarbazida

Disuélvanse 0.200 g de S- difenilcarbazida, (también llamado 1,5 - difenilcarbohidrazida) en 100 ml de alcohol etílico o isopropílico al 95 %, agréguesele solución ácida, preparada previamente con 40 ml de H_2SO_4 conc en 360 ml de agua destilada. Refrigérese para mantener su estabilidad durante un mes. Un cambio de color desde el incoloro hasta el canela no afecta la utilidad del reactivo.

f).- Procedimiento

(1). Preparación de la curva de calibración

Mida volúmenes de la solución estándar de cromo en el ámbito de 2.00 - 20.0 ml en matraces volumétricos de 100 ml. Agregue 2.0 ml del ácido sulfúrico 1 + 1 y 5 gotas (1.25 ml) del ácido fosfórico y diluya a 100 ml de muestra. Agregue 2.0 ml de la solución de difenilcarbazida, mezcle y deje reposar 5 min^o para que se desarrolle completamente el color. Mida la absorbancia a 540 m μ . Como testigo, use agua destilada. Corrija las lecturas de absorbancia de los estándares, restando la absorbancia del testigo llevado a través del método. Construya una curva de calibración graficando la absorbancia contra μ g de cromo.

(2). Tratamiento de la muestra

Si es necesario, filtre una muestra que contenga de 10 a --- 100 μ g de cromo a través del filtro de vidrio o de membrana, en un matraz cónico de 125 ml. Ajuste la solución hasta que sea ácida al papel indicador de pH, por la adición de NH₄OH ó de H₂SO₄ 1+1 luego agregue 1.0 ml de H₂SO₄ 1+1 y 0.3 - de H₃PO₄. Pase la solución fría a un matraz volumétrico de - 100 ml, diluya a 100 ml y mezcle. Agregue 2.0 ml de la solución de difenilcarbazida, mezcle y deje reposar 5 - 10 min pa ra el desarrollo completo del color. Luego pase una porción- adecuada de la solución a una celda de absorción de 1 cm y - mida su absorbancia a 540 m μ . Como referencia use agua des- tilada. Corrija la lectura de absorbancia de la muestra restan- do la absorbancia de un testigo llevado a través del método. - De la absorbancia corregida, determine los μ g de cromo presen- tes teniendo como referencia la curva de calibración.

Nota:

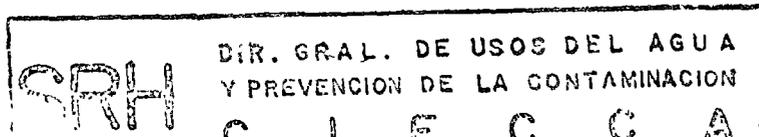
Si la solución es turbia después de diluir a 100 ml, tome una - lectura de absorbancia antes de la adición del reactivo de car- bazida y corrija la lectura de absorbancia de la solución colo- rida final, restando la absorbancia medida previamente.

g).- Cálculo.

$$\text{mg/l de Cr}^{+6} = \frac{\mu\text{g de Cr}^{+6}}{\text{ml de muestra}}$$

4.- Referencias

APHA, AWWA, WPCF.-Standard Methods for the Examination of Water - and Wastewater. 13 a. Edition, 1971.



C. - FENOLES

1.-Discusión General

El fenol, derivado monohidroxilado del benceno, es ampliamente usado como desinfectante y en la síntesis de productos orgánicos, particularmente resinas del tipo fenólico. Se presenta como componente natural de las aguas residuales de las--- industrias del petróleo, gas de alumbrado, plantas de coque y de procesos que comprenden el uso del fenol como materia prima.

El término "fenoles" incluye una mezcla de derivados del fenol, como: fenoles -- orto, meta y para sustituidos por halógenos o por un grupo alquílico, aldehído, -- arílico, nitro, bencilo, nitroso y del ácido sulfónico.

En un abastecimiento de agua, que contenga fenol propiamente dicho, usualmente estarán asociados otros compuestos fenólicos cuya sensibilidad a los reactivos usados en los métodos de determinación no sea necesariamente la misma. Como regla general, la introducción de grupos sustituyentes en el núcleo del benceno baja la sensibilidad del compuesto particular para desarrollar color con el indicador.

El porcentaje de composición de los diversos compuestos fenólicos presentes en una muestra dada es impredecible. Por tanto, es obvio que un estándar -- que contenga una mezcla de fenoles no puede ser aplicable a todas las muestras. Por esta razón, el fenol propiamente dicho ha sido seleccionado como estándar y cualquier color producido por la reacción de otros compuestos fenólicos se reporta como fenol.

2.-Significado Sanitario

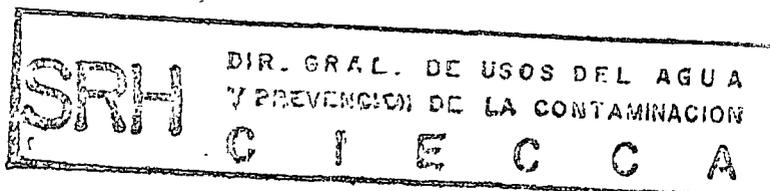
Los fenoles son indeseables en abastecimientos de agua para las industrias alimenticias y de bebidas debido a los problemas de sabor y olor resultantes.

Concentraciones muy bajas imparten un sabor tan desagradable que no es probable que cantidades perjudiciales puedan ser consumidas sin darse cuenta. -- Los límites de determinación reportados están entre 10 y 100 $\mu\text{g}/\text{l}$.

La remoción de olores fenólicos de un abastecimiento de agua es un problema serio en las plantas de tratamiento. Para resolverlo, se usan varios procesos como: supercloración, tratamiento con dióxido de cloro o cloro-amoníaco, ozonización y adsorción con carbón activado.

En concentraciones bajas, las bacterias usan los fenoles como alimento. Las concentraciones letales para los peces están relacionadas, en parte, con las especies, tiempo de contacto, temperatura y otras condiciones. Con base a ciertos datos, 5.0 ppm pudieran ser tóxicas a la mayoría de los peces, no así 1.0 ppm o menos.

3.- Selección del Método



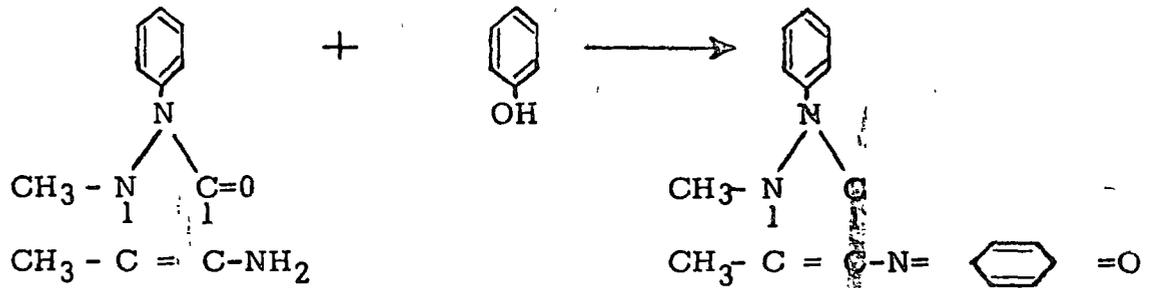
Los métodos analíticos para determinar fenoles incluyen técnicas turbidimétricas, colorimétricas, de infrarrojos, ultravioleta y cromatográficas. De estas técnicas, los métodos colorimétricos son los más ampliamente usados debido a su versatilidad y relativo bajo costo. El método de la 4-aminoantipirina con extracción es el más sensible, ya que es capaz de detectar 1 µg/l de fenol como tal.

4.- Determinación de Fenoles por el Método de la 4-aminoantipirina con Extracción con Cloroformo.

a).- Principio

El método de la 4-aminoantipirina, determina fenol, fenoles orto y meta sustituidos y en condiciones adecuadas de pH aquellos fenoles parasustituidos en los que la sustitución es un carboxilo, halógeno metoxilo o grupo del ácido sulfónico. El reactivo de la 4-aminoantipirina reacciona con los fenoles en presencia de un agente oxidante para formar un compuesto colorido sensible a unas cuantas partes por billón (ppb). Con todos los fenoles simples el producto de la reacción es del mismo color (rojo) aunque la respuesta varía con diferentes fenoles. El fenol (C₆H₅OH) es más sensible y todos los resultados se reportan, por costumbre, en términos de C₆H₅OH.

La reacción que se efectúa es la siguiente:



Esta reacción se lleva a cabo a un pH de 10 para reducir la interferencia de la anilina y de otras aminas aromáticas. El tiempo para el desarrollo del color no es una variable, puesto que la reacción tiene lugar inmediatamente y el producto de la reacción se decolora lentamente, siendo notable su efecto después de varias horas.

b).- Interferencias

Las aguas residuales, domésticas e industriales, pueden contener interferencias como bacterias en la descomposición fenólica, sustancias oxidantes y reductoras y valores alcalinos de pH. La degradación biológica es inhibida por la adición de sulfato de cobre a la muestra. La acidulación con ácido fosfórico asegura la presencia del ion cobre y elimina cualquier cambio químico, resultante de la presencia de condiciones fuertemente alcalinas.

Algunos de los procedimientos de tratamiento usados antes del análisis pueden requerir técnicas especializadas para la eliminación de interferencias y para la recuperación cuantitativa de los com -

SECRETARIA DE SALUD Y ASISTENCIA SOCIAL

puestos fenólicos.

Algunas de las principales interferencias pueden ser eliminadas como sigue:

- (1) Los agentes oxidantes como cloro y los detectados por liberación de yodo al acidular en presencia de yoduro de potasio, son removidos inmediatamente después del muestreo por la adición de un exceso de sulfato ferroso o de arsenito sódico. Si los agentes oxidantes no son removidos los compuestos fenólicos serán oxidados parcialmente y los resultados serán bajos.
- (2) Los compuestos de azufre son removidos acidulando la muestra a un pH menor de 4.0 con ácido ortofosfórico (H_3PO_4) usando anaranjado de metilo como indicador o un potenciómetro y aireando brevemente con agitación antes de la adición de sulfato de cobre. Esto debe eliminar las interferencias de ácido sulfhídrico (H_2S) y dióxido de azufre (SO_2).
- (3) Aceites y breas contienen fenoles, por tanto, se requiere una extracción alcalina antes de la adición de sulfato de cobre. El pH de la muestra se ajusta a 12-12.5 por la adición de lentejas de hidróxido de sodio. El aceite y la brea son extraídos de la solución acuosa con tetracloruro de carbono. Se descarta la capa que contiene aceite o brea. Cualquier exceso de tetracloruro en la capa acuosa es removido calentando a baño María antes de proseguir con el paso de la destilación.

(c) Preservación y Almacenamiento de las Muestras

Los fenoles, en las concentraciones usualmente encontradas en las aguas residuales, están sujetos a oxidación bioquímica y química. Las muestras deben ser preservadas y almacenadas a menos que se analicen dentro de 4 horas después de su colección.

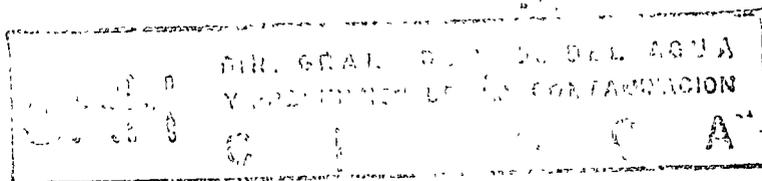
Acidule las muestras a un pH de 4.0 aproximadamente con ácido fosfórico usando anaranjado de metilo o un potenciómetro. Si se sabe que están presentes H_2S y SO_2 aireese brevemente o agite la muestra con cuidado.

La oxidación bioquímica de los fenoles es inhibida por la adición de 1.0 g de $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ por litro de muestra.

La muestra debe ser luego refrigerada (5-10 °C). Analice las muestras preservadas y almacenadas dentro de las 24 horas después de su colección.

(d). Paso Preliminar de Destilación.

(1) Principio



Los fenoles son destilados de las impurezas no volátiles a una velocidad más o menos constante. La velocidad de volatilización de los fenoles es gradual, así que el volumen del destilado debe ser igual al de la muestra que se destila. El uso de sulfato de cobre durante la destilación de una muestra ácida-- permite la formación de sulfuro cúprico sin descomposición subsecuente a ácido sulfhídrico. La solución ácida también evita la precipitación de hidróxido cúprico, que actúa como oxidante con los fenoles.

(2) Equipo

(2.1) Aparato de destilación, todo de vidrio, que consta de un matraz de destilación, pyrex, de 1 litro, con un condensador Graham.

(2.2) Potenciómetro

(3) Reactivos

Todos los reactivos deben prepararse con agua destilada exenta de fenoles y cloro.

(3.1) Solución de sulfato de cobre:

Disuelva 100 g de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y diluya a 1 litro.

(3.2) Solución de ácido fosfórico, 1+9:

Diluya 10 ml de H_3PO_4 al 85% a 100 ml con agua destilada.

(3.3) Indicador de anaranjado de metilo:

Disuelva 0.5 g de anaranjado de metilo en un litro de agua destilada.

(3.4) Reactivos especiales para destilados turbios:

(3.4.1) Acido sulfúrico, IN.

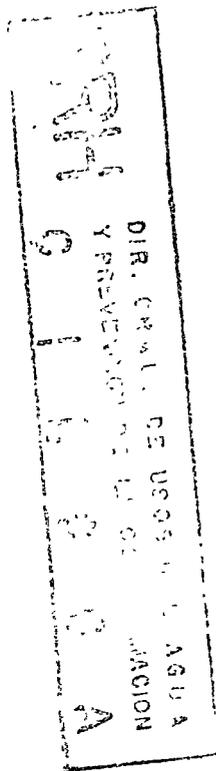
(3.4.2) Cloruro de sodio

(3.4.3.) Cloroformo o éter etílico

(3.4.4.) Hidróxido de sodio 2.5 N:

Diluya 41.7 ml de NaOH 6N a 100 ml o disuelva 10 g de NaOH en 100 ml de agua destilada.

(4) Procedimiento



- (4.1) Mida 500 ml de muestra en un vaso, baje el pH a 4.0 aproximadamente con la solución de H_3PO_4 1+9 usando el indicador de anaranjado de metilo o un potenciómetro, agregue 5ml de la solución de sulfato de cobre y pase al aparato de destilación. Use una probeta graduada de 500 ml como receptáculo. Las adiciones de ácido fosfórico y de sulfato cúprico pueden omitirse si la muestra se preserva como se describió anteriormente.
- (4.2) Destile 450 ml de la muestra, suspenda la destilación y cuando la ebullición cese, agregue 50 ml de agua destilada al matraz de destilación. Continúe la destilación hasta que se haya colectado un total de 500 ml.
- (4.3) Una destilación debe ser suficiente para la purificación de la muestra. Ocasionalmente, sin embargo, el destilado es turbio. En este caso, acidule el destilado turbio con H_3PO_4 1+9, agregue 5 ml de la solución de sulfato cúprico y destile como se describió en el párrafo anterior.
- (4.4) Tratamiento cuando el segundo destilado es turbio.

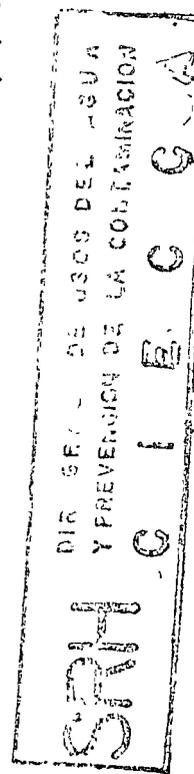
Extraiga una alícuota de 500 ml de la muestra original como sigue:

Agregue 4 gotas del indicador de anaranjado de metilo y suficiente ácido sulfúrico IN para hacer ácida la solución. Pase a un embudo de separación y agregue 150 g de cloruro de sodio. Agite con cinco adiciones de cloroformo, usando 40 ml en la primera adición y 25 ml en cada una de las adiciones siguientes. Coloque la capa de cloroformo en un segundo embudo de separación y agite con tres adiciones sucesivas de solución NaOH 2.5 N, usando 4.0 ml en la primera adición y 3.0 ml en cada una de las adiciones siguientes. Coloque la capa de cloroformo en un segundo embudo de separación y agite con tres adiciones sucesivas de solución 2.5 N de $NaOH$ usando 4.0 ml en la primera adición y 3.0 ml en cada una de las dos adiciones siguientes. Combine los extractos alcalinos, caliente a baño María hasta que el cloroformo se remueva, luego enfríe y diluya a 500 ml con agua destilada. Prosiga con la destilación como se describió en los párrafos (4.1) y (4.2) anteriores.

Nota: El éter dietílico puede ser usado en lugar del cloroformo, especialmente si se forma una emulsión cuando se extrae la solución de cloroformo con hidróxido de sodio. Cuando se usa éter, se obtiene un mejor coeficiente de distribución para el fenol entre las fases etérea y acuosa y no es necesario usar cloruro de sodio. Se prefiere el cloroformo debido al peligro que existe al manejar éter.

e). Extracción con Cloroformo y desarrollo de color

(1) Principio



Los fenoles destilables reaccionan con la 4-aminoantipirina a pH de 10.0 ± 0.2 en presencia de ferricianuro de potasio para formar un colorante de antipirina. Este colorante es extraído de la solución acuosa con cloroformo y la absorbancia se mide a 460 m μ . La concentración de compuestos fenólicos se expresa como $\mu\text{g}/\text{l}$ de fenol ($\text{C}_6\text{H}_5.0\text{H}$). Este método cubre el ámbito de concentración de fenol de 0.0-1,000 $\mu\text{g}/\text{l}$, con una sensibilidad de 1 $\mu\text{g}/\text{l}$.

(2) .- Equipo

(2.1) Espectrofotómetro o fotómetro de filtro, para usarse a 460 m μ , equipado con celdas de absorción de 1-10 cm dependiendo de las características individuales del fotómetro; en general, si las lecturas de absorbancia son mayores de 1.0 con un tamaño determinado de celda, use el tamaño pequeño siguiente.

(2.2) Embudos

Del tipo Buchner con disco frito (como de 15 ml No. 36060 o equivalente).

(2.3) Papel filtro

Un papel filtro adecuado, de 11 cm, puede ser usado para filtrar los extractos de cloroformo en lugar de los embudos Buchner y sulfato de sodio anhidro.

(2.4) Potenciómetro

(2.5) Embudos de separación

De 1,000 ml de forma Squibb con tapón esmerilado y llave con teflón. Por lo menos se requieren 8.

(2.6) Tubos de Nessler, pareados, de 50 ml, de forma alta.

(3) .- Reactivos

Deben prepararse con agua destilada exenta de fenoles y cloro.

(3.1) Solución madre de fenol:

Disuelva 1.00 g de fenol, grado analítico, en agua destilada, recientemente hervida y enfriada y diluya a 1,000 ml. Ordinariamente esta pesada directa del fenol constituye una solución valorada. Sin embargo, si se requiere extrema exactitud, valore como en el párrafo (4) posterior.

RECEIVED
LABORATORY
NOV 10 1964
U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY
WASHINGTON, D.C.

(3.2) Solución intermedia de fenol:

Diluya 10.0 ml de la solución madre a 1,000 ml con agua recientemente destilada; 1 ml = 10.0 µg de fenol. Prepare la solución el día que se vaya a usar.

(3.3) Solución estándar de fenol:

Diluya 50.0 ml de la solución intermedia de fenol a 500 ml con agua destilada recientemente hervida y enfriada; 1 ml = 1.0 µg de fenol. Prepare esta solución dentro de las 2 hrs de uso.

(3.4) Solución de bromato-bromuro, 0.1 N:

Disuelva 2.784 g de bromato de potasio anhidro, - $KBrO_3$, en agua destilada; agregue 10 g de bromuro de potasio (KBr en cristales), disuelva y diluya a 1,000 ml.

(3.5) Acido clorhídrico concentrado

(3.6) Tiosulfato de sodio 0.025 N:

(3.6.1) Preparación:

Disuelva 6.205 g de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ en agua destilada recientemente hervida y enfriada y diluya a un litro. Preserve por la adición de 5 ml de cloroformo ó 0.4 g de - hidróxido de sodio por litro.

(3.6.2) Valoración:

Disuelva 1.226 g de dicromato de potasio, $K_2Cr_2O_7$, previamente secado a 103 ° C durante 2 hrs en agua destilada y diluya a un litro.

Disuelva 2 g aproximadamente de yoduro de potasio, KI , exento de yodato, en un matraz - Erlenmeyer con 100-150 ml de agua destilada; agregue 10 ml de ácido sulfúrico, H_2SO_4 , 1+9 y exáctamente 20 ml de la solución de dicromato de potasio. Deje en la oscuridad por 5 minutos diluya a 400 ml aproximada - mente y valore con la solución 0.025N de - tiosulfato de sodio.

$$\text{Normalidad} = \frac{20 \times 0.025}{\text{ml de tiosulfato}}$$

(3.7) Solución de Almidón:

Agregue una suspensión fría de 5 g de almidón soluble o de arrurruz a 800 ml aproximadamente de agua en ebullición, con agitación. Diluya a 1 litro, deje ebullición unos cuantos minutos y deje reposar toda la noche. Use el líquido sobrenadante. Preserve con 1.25 g de ácido salicílico por litro o unas cuantas gotas de tolueno.

(3.8) Solución de cloruro de amonio:

Disuelva 50 g de NH_4Cl en agua destilada y diluya a 1,000 ml.

(3.9) Solución de aminoantipirina:

Disuelva 2.0 g de 4-aminoantipirina en agua destilada y diluya a 100 ml. Esta solución debe prepararse el día que se use.

(3.11) Solución de ferricianuro de potasio

Disuelva 8.0 g de $\text{K}_3\text{Fe}(\text{CN})_6$ en agua destilada y diluya a 100 ml. Filtre si es necesario. Prepárese cada semana.

(3.12) Cloroformo

(3.13) Sulfato de sodio anhidro, granular

(3.14) Yoduro de potasio, cristales

(4) Valoración de la Solución de fenol

(4.1) A 100 ml de agua destilada, en un matraz de 500 ml, con tapón esmerilado, agregue 50 ml de la solución madre de fenol y 10 ml de la solución bromato bromuro 0.1 N. Inmediatamente agregue 5 ml de ácido clorhídrico concentrado y agite suavemente el matraz tapado.

Si el color café del bromo libre no persiste, agregue porciones de 10 ml de solución de bromato-bromuro hasta que el color persista. Guarde el matraz tapado y deje reposar 10 minutos; luego agregue 1 g aproximadamente de yoduro de potasio. Usualmente 4 porciones de 10 ml de solución de bromato-bro-

SECRET
SIR. GRAL. DE USOS DEL AGU
Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

muro se requieren, si la solución patrón de fenol contiene 1,000 mg/l de fenol.

- (4.2) Prepare un blanco exactamente de la misma manera, usando agua destilada y 10 ml de la solución 0.1N de bromato-bromuro. Valore el blanco y la muestra con la solución 0.025N de tiosulfato de sodio, usando solución de almidón como indicador.
- (4.3) Calcule la concentración de la solución de fenol como sigue:

$$\text{mg/l de fenol} = 7.842 (AB-C)$$

donde A= ml de tiosulfato para el blanco; B=ml de la solución de bromato-bromuro usados para la muestra divididos entre 10 y C= ml de tiosulfato usados para la muestra.

(5) Procedimiento

- (5.1) Coloque 500 ml del destilado o una alícuota adecuada diluída a 500 ml, en un vaso de 1 litro . Si se usan los 500 ml del destilado, no debe contener más de 50 µg (0.1 mg/l) de fenol.

- (5.2) Si la concentración aproximada de fenol de la muestra original no es conocida, determínese por un chequeo preliminar la alícuota adecuada del destilado y del cloroformo para usarse en la determinación final. Esto puede hacerse sin extracción con cloroformo efectuando la reacción en tubos de Nessler de 50 ml y comparándolos con los estándares adecuados de fenol.
- (5.3) Prepare un blanco de 500 ml de agua destilada y una serie de estándares de fenol de 500 ml que contenga 5, 10, 20, 30, 40 y 50 μg de fenol.
- (5.4) Trate la muestra, blanco y estándares como sigue: Agregue 10 ml de la solución de cloruro de amonio y ajuste el pH a 10.0 ± 0.2 con hidróxido de amonio concentrado. Pase a embudos de separación de un litro, agregue 3.0 ml de la solución de antipirina, mezcle bien, agregue 3.0 ml de la solución de ferricianuro de potasio, mezcle bien de nuevo y deje que el color se desarrolle en 3 minutos. La solución debe estar clara y ligeramente amarilla.
- (5.5) Extraiga inmediatamente con cloroformo; usando 25 ml para celdas de 1-5 cm y 50 ml para celdas de 10 cm. Agite el embudo de separación por lo menos 10 veces, deje que el cloroformo se separe, mezcle de nuevo 10 veces y deje que el cloroformo se vuelva a separar.
- (5.6) Filtre cada uno de los extractos de cloroformo a través de papel filtro o a través de embudos de vidrio fritado que contenga una capa de 5 g de sulfato de sodio anhidro. Colecte los extractos secos en celdas limpias para las medidas de absorbancia, no agregue más cloroformo.
- (5.7) Lea la absorbancia de la muestra y de los estándares contra el blanco a una longitud de onda de 460 $\text{m}\mu$. Grafique absorbancia contra μg de los estándares de fenol para la curva de calibración. Una curva de calibración debe ser construida para cada fotómetro y debe chequearse periódicamente para asegurar su reproducibilidad.

(6) Cálculo

$$\mu\text{g} / \text{l de fenol} = \frac{A}{B} \times 1,000$$

donde A = μg de fenol en la muestra, de la curva de calibración y B = ml de la muestra original.

(7) Procedimiento alternativo

(7.1) Si no se hacen análisis frecuentes de fenol, se debe preparar sólo un estándar de fenol en lugar de una serie de soluciones y una curva de calibración.

(7.2) En este caso; prepare un estándar de fenol - de 600 ml, aproximadamente igual al contenido fenólico de la porción de muestra original usada para el análisis final. También prepare un blanco de 500 ml de agua destilada.

(7.3) Prosiga como se describió en los párrafos (5.1) hasta (5.7)

(7.4) El cálculo del contenido de fenol de la muestra original es:

$$\mu\text{g}/\text{l de fenol} = \frac{CD}{E} \times \frac{1,000}{B}$$

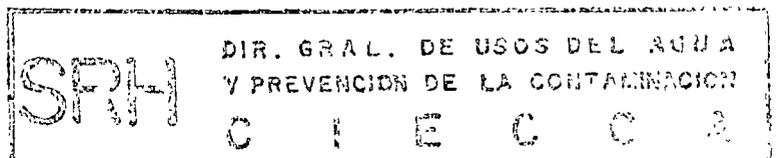
donde C = μg de la solución estándar de fenol, D = lectura de absorbancia de la muestra, E = absorbancia de la solución estándar de fenol y B = ml de muestra original.

5. - Referencias

APHA. - AWWA. - WPCF. - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. - 13a. Edición. - 1971.

Sawyer, C.N. - Mc Carty, P.L. - Chemistry for Sanitary Engineers. - 2a. Edición.

Robert A. Taft Center. - Organic Industrial Wastes Characterization.



D.- PLOMO.

1.- Generalidades.

Numerosos estudios muestran que el uso de tuberías de plomo en la distribución de agua ha sido responsable de intoxicaciones por plomo en diversas comunidades. En instalaciones de este tipo se han encontrado concentraciones de 0.5 mg/l y - aún superiores en los casos de que las aguas tengan características agresivas.

2.- Significado Sanitario.

El plomo se encuentra en algunas aguas naturales, pero puede ser introducido como un constituyente de varios desechos procedentes de industrias y minas, el agua no deberá contener - más de 0.03 a 0.05 ppm.

Cuando se tiene agua contaminada con sales de plomo, a los peces se les forma una película mucosa coagulante, primero - sobre las agallas y posteriormente sobre todo el cuerpo causándole sofocación.

El plomo es un elemento que no se encuentra naturalmente en el cuerpo humano. Es acumulativo, tóxico y la ingestión del agua que lo contenga en pequeñas cantidades puede dar lugar a síntomas de envenenamiento con plomo (conocido como saturnismo).

3.- Método de la Dítizona.

a) - Principio:

La dítizona disuelta en tetracloruro extrae completamente al plomo eliminando las interferencias de los metales por una extracción preliminar a un pH

de 2 a 3. Al llevar la solución a un pH entre 8 y 9 =
adicionando NH_4OH y NaCN , se agrega tartrato para pre-
venir la formación de OH^- . Después el plomo es extraí-
do por medio de la adición de la solución de ditizona.
El plomo y la ditizona forman un complejo metáli-
co, ditizonato de plomo, que es soluble en tetra-
cloruro de carbono impartándole un color rosa. La medición
de la intensidad del color rosa que se forma pro-
porciona una estimación cuantitativa del plomo --
presente.

b) - Interferencias:

Interfieren el bismuto, el talio y el estaño estano-
so, pero son elementos poco comunes en la ma--
yor parte de las aguas. Los análisis se deben =
verificar bajo luz difusa, pues la luz diurna bri--
llante tiende a destruir la ditizona y las ditizona-
tos.

c) - Equipo:

(1) Fotómetro de filtro, equipado con un filtro =
verde que contenga una transmitancia máxi-
ma cercana a 510 $\text{m}\mu$.

(2) Espectrofotómetro, para usarse en 510 $\text{m}\mu$,
proviendo un paso de luz de 1.0 cm o mayor.

(3) Tubos de Nessler pareados de 50 ml, forma
alta.

d) - Reactivos:

(1) Agua Redestilada: se prepara redestilando --
agua destilada en un alambique de cristal.

(2) Solución Madre de Plomo: se diluyen 100.0
mg de plomo metélico en una mezcla de 2 =
ml de HNO_3 concentrado y 2 ml de agua =
destilada. Se calienta si es necesario y se
diluye a 1,000 ml con agua destilada. Se =
conserva en botella de plástico. 1.00 ml =
100 mg Pb.

(3) Solución normal de Plomo: Se diluyen 10.00
ml de la solución madre de plomo a 100 ml
con agua redestilada. Se prepara según se
necesita y se usa el mismo día. 1.00 ml =
10.0 mg Pb.

- (4) Solución indicadora de fenolftaleína.
- (5) Hidróxido de Amonio concentrado.
- (6) Hidróxido de Amonio 1 + 1.
- (7) Solución de acetato de hidrazina: se mezcla 15 ml de hidrazina exenta de Pb (64 por 100 de hidrazina) con 50 ml de ácido acético con centrado y se diluye a 100 ml con agua destilada.
- (8) Solución de tartrato de Sodio: se disuelve -- 10 g de $\text{Na}_2\text{C}_4\text{O}_6 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ en 100 ml de -- agua destilada. Para purificar se agita con solución de ditizona (II) en tetracloruro de carbono, hasta que aparezca la coloración ver de en la capa de solvente orgánico. Se eli minan los trozos de ditizona por extracción con cloroformo hasta que la solución sea cla ra. Enseguida se extrae por 2 veces con - CCl_4 .
- (9) Solución de ácido tartárico: Se disuelven - 50 g de $\text{H}_2\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$ en 100 ml de agua destilada.
- (10) Solución indicadora de azul de timol: Se di suelven 0.4 g de indicador en 100 ml de -- agua destilada.
- (11) Solución de cianuro de potasio: Se disuel-- ven 10 g de KCN en 100 ml de agua destila da (Precaución: Tóxica).
- (12) Solución alcalina de cianuro de Potasio: a 175 ml de NH_4OH concentrado se le añaden 15 ml de la solución de cianuro de potasio y 7.5 ml de solución de sulfito de sodio -- (10 g en 100 ml de agua exenta de plomo). Se diluye a 500 ml con agua destilada. Se extrae el plomo del sulfito de sodio, disolviendo 10 gr de Na_2SO_3 en 100 ml de agua destilada y se hace la extracción con solución de ditizona (I) hasta que el color de la capa orgánica se mantenga verde.

SRH

DIRECCION GENERAL DE USOS DEL AGUA
Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACION

C I E C C A

Se eliminan los trozos de CHCl_3 con 4-5 -
extracciones con CCl_4 puro.

(13) Acido clorhídrico concentrado.

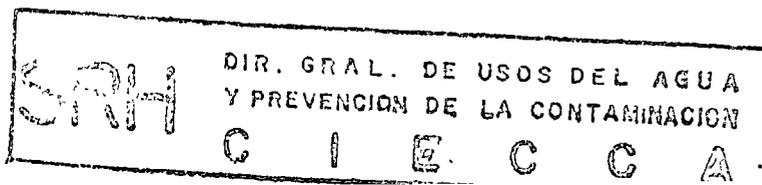
(14) Tetracloruro de Carbono, grado ACS.

(15) Solución de ditizona (I): Para eliminar la principal impureza, la difenil tiocarbazona. Se procede en la forma siguiente: La purificación depende de la insolubilidad de la di feniltiocarbazona en soluciones básicas acuo sas. Se disuelven 250 mg de cristales de ditizona en 50 ml de CHCl_3 se filtra a través de un papel filtro y se lava el filtro -- con varias porciones pequeñas de CHCl_3 . Se pasa el filtrado a un embudo de separación y se extrae con porciones de NH_4OH - 1+99 hasta que la capa de CHCl_3 se en--cuentre casi provista del color verde. Se - descarta la capa de CHCl_3 y se lavan los extractos combinados con 4 porciones de 15 ml de CHCl_3 . Desechando los extractos de CHCl_3 . Se precipita la ditizona por adición de 2 ml de HCl concentrado y se agita para neutralizar completamente el amoniaco. Se extrae la ditizona precipitada con porciones de 25 ml de CHCl_3 y finalmente se diluyen los extractos combinados con CHCl_3 puro, a un volumen de cerca de 250 ml. La soluci ón se refrigera para preservarla y es estable por varias semanas.

NOTA: La descomposición de esta solución se observa por una disminución gradual del color verde.

(16) Solución de ditizona (II) se disuelven 125 mg de ditizona en 50 ml de CHCl_3 , se filtra a través de un filtro que se lava con - pequeñas porciones de CHCl_3 y se combina el lavado con el filtrado. Se extraen los - filtrados con NH_4OH 1+99 hasta que desaparezca casi por completo el color verde de la capa de CHCl_3 , se lava la capa acuosa con CCl_4 puro para eliminar huellas de CHCl_3 y

. . .



de difeniltiocarbazona. Se desechan los extractos de CCl_4 , se neutraliza el NH_4OH - agitando bien con 2 ml de HCl concentrado y se extrae la ditizona precipitada con CCl_4 diluyéndose los extractos con CCl_4 puro a 500 ml.

NOTA: Esta solución se debe conservar fría.

c) - Procedimiento:

(1) Preparación de la muestra:

Para la determinación de plomo se prefiere la digestión con ácidos nítricos y perclóricos. - Si se usa la digestión con $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$ en el tratamiento preliminar, son necesarias dos determinaciones de plomo, una de la solución resultante de la digestión con $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$ y la otra del extracto de acetato de amonio - del residuo, que se describe en el "Tratamiento preliminar de las muestras", (Ref. a).

(2) En un vaso de 125 ml se pipetea una porción alícuota de la muestra digerida que contenga - 10-100 μg de Pb. Se lleva simultáneamente - un testigo con agua destilada exenta de plomo.

(3) Se traza una curva de calibración usando 1-10 ml de una solución patrón de plomo, que se prepara diluyendo 10 ml de la solución patrón a 100 ml: 1 ml = 10 mg de Pb. Se somete a los patrones al mismo procedimiento que la muestra.

(4) Se diluye la muestra sección (2) con 10 ml de agua destilada. Se agregan 10-15 gotas - de indicador de fenolftaleína y casi se neutraliza con hidróxido de amonio 1+1. Se agregan 20 ml de solución de acetato de hidrazina y se calienta a 90-95°C en baño maría, - por lo menos de 10 minutos. Se enfría.

NOTA: En ausencia de estaño y bismuto se -- pueden omitir las siguientes secciones - - - (5)-(8), con lo que se abrevia el procedi-- miento.

(5) Remoción de las interferencias debidas al bismuto y al estaño: se agregan 20 ml de solución de tartrato de sodio. Se ajusta el pH de la solución aproximadamente a 2.5, usando el medidor de -

pH, por la adición de hidróxido de amonio o de ácido tartárico. Se pasa a un embudo de separación.

- (6) Se extrae la solución en el embudo con porciones de 3 ml de la solución de ditizona (1) hasta que la capa orgánica tenga un color verde puro. Se agita bien en cada ocasión y se separa la capa de cloroformo, que se descarta.
- (7) Se extrae la solución con dos porciones de 5 ml de cloroformo puro, con lo que se elimina la ditizona retenida. Se desechan las porciones de cloroformo.
- (8) Se elimina el cloroformo remanente por extracción con una porción de 5 ml de CCl_4 . Se desecha la capa de CCl_4 .
- (9) Extracción del plomo:
Se agregan 10 ml de solución de tartrato de sodio y 5 gotas del indicador de azul de timol. Si es necesario se agrega NH_4OH para hacer que el indicador vire al azul.
- (10) Se agregan 10 ml de solución de KCN, sección (14). Se ajusta el pH a 8.5. por la adición de solución de ácido tartárico o hidróxido de amonio, hasta que el indicador vire al verde.
- (11) Se extrae con una porción de 5 ml de solución de ditizona (11) en CCl_4 . Se agita bien y se pasa cuidadosamente la capa de disolvente a otro embudo de separación. No se debe permitir que la porción acuosa pase con el extracto de CCl_4 .
- (12) Se extrae sucesivamente la fase acuosa con porciones de 2 ml de solución de ditizona (11) hasta que el color verde de la ditizona persista por dos extracciones cuando menos. Se combinan todos los extractos con el primeramente obtenido.
Cuando se estén analizando muestras múltiples, lo mismo que en la separación de la curva de calibración, se debe tener cuidado de usar la misma cantidad de ditizona para todas las extracciones. Aumenta algo el color del testigo al aumentar el número de extracciones.

- (13) Se extrae la fase acuosa con una porción de 5 ml de CCl_4 puro y se agrega a los otros extractos.
- (14) A los extractos combinados de CCl_4 se agregan 20 ml de la solución alcalina de KCN - Sección (15) y se agita bien. La coloración verde de la ditizona cambiará a la coloración rosa del ditizonato de plomo: la solución alcalina acuosa se tornará amarillenta, por la formación de la sal de ditizona.
- (15) Se pasa la capa de CCl_4 a un matraz aforado de 25 a 50 ml. Se extrae la fase acuosa -- con dos porciones de 2 ml de CCl_4 puro. Se combinan los extractos y se desecha la capa acuosa.
- (16) Se diluyen los extractos hasta el aforo del matraz aforado con CCl_4 puro y se agita bien.
- (17) Se filtra la solución de CCl_4 a través de un papel filtro pequeño seco, para eliminar las gotillas suspendidas de agua. Se lee la absorbancia de esta solución con CCl_4 puro como líquido de referencia, a 520 m μ .

f) - Cálculo.

$$\text{mg/l de Pb} = \frac{\text{mg de Pb} \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

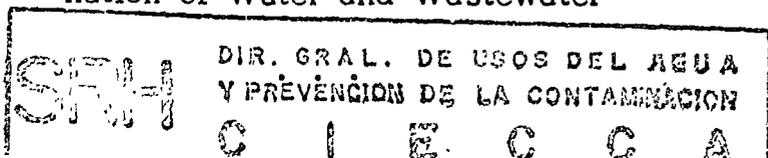
g) - Interpretación de los resultados.

Debido a la extrema sensibilidad del método de la ditizona se debe hacer hincapié en que todos los reactivos y aparatos se deben encontrar libres de contaminación por plomo u otros metales.

Es de la mayor importancia el uso de una técnica cuidadosa en este método y se insiste en que, antes de ensayarlo, el técnico se interiorice con la teoría y la práctica de los procedimientos de la ditizona.

4.- Referencias.

- a) - APHA-AWWA-WPCF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater



13°Ed. 1971.

- b) - Nelson and Nemerow. Liquid Waste of Industry
Theories Practices, and Treatment. 1971.
Págs. (420 - 421).



E. - CIANUROS

1. - Generalidades.

En el examen de desechos industriales y de otras aguas, el término "Cianuro" se aplica a todos los grupos CN de los compuestos de cianuro existentes que se pueden determinar como ion Cianuro, CN^- . Los compuestos de los que el cianuro se puede obtener como CN^- se clasifican como Cianuros simples y complejos.

Los cianuros simples se presentan por la fórmula $A(CN)_X$, en la cual "A" es un álcali (sodio, potasio, amonio) o un metal, y "X", la valencia de "A" es el número de grupos CN. En los compuestos solubles, en particular en los cianuros alcalinos simples, el grupo CN está presente como CN^- . En la industria de acabado de metales, éstos se clasifican como cianuros "Libres", o sean los cianuros que se pueden titular directamente con nitrato de plata.

En desechos industriales, el cianuro libre incluye los cianuros simples, solubles inicialmente presentes, más aquellos que se formen por cualquier descomposición de los cianuros complejos.

Los cianuros complejos tienen una cierta variedad de fórmulas, pero normalmente los cianuros metálicos alcalinos se pueden representar por $A_M(CN)_X$. En esta fórmula, "A" representa el álcali presente, "Y" veces, "M" el metal pesado (hierro ferroso, férrico, cadmio, cinc, cobre, níquel, plata y otros), y "X" es el número de grupos CN; "X" es igual a la valencia de "A" tomada "Y" veces más la del metal pesado. En estos cianuros metálicos-alcalinos solubles, el anión no se constituye por grupos CN, sino por el radical $M(CN)_X$.

Los cianuros presentan diversos grados de actividad química, los cianuros simples se cambian fácilmente a HCN cuando se destilan con ácido y muchos de los cianuros metálicos, como los de cadmio, zinc, cobre, níquel, reaccionan casi con la misma facilidad. Los cianuros complejos de hierro presentan, bajo condiciones similares, mayor resistencia a su conversión a HCN, mientras que los cobaltocianuros se descomponen muy lentamente.

2. - Significado Sanitario

El ion cianuro, es muy tóxico; como los cianuros alcalinos simples forman CN^- cuando se disocian en soluciones acuosas, presentan en consecuencia, una alta toxicidad. Muchos de los cianuros metálico-alcalinos son bastante estables en soluciones acuosas, y por lo tanto, poseen escasa o nula toxicidad. Bajo ciertas condiciones, algunas de ellas no bien definidas, estos complejos se descomponen y presentan varios grados de toxicidad, dependiendo del metal presente y de la proporción de grupos CN que se convierta a cianuros alcalinos simples con su CN^- tóxico.

La presencia de cianuro en el agua, tiene un efecto de significación sobre la actividad biológica del sistema. Por ejemplo: Dodge y Reams, encontra-

ron que el límite de toxicidad hacia los peces, en un tiempo infinito es de 0.1 mg/l como CN^- . Ludzack observó que los microorganismos causantes de la autopurificación se inhiben por un contenido de CN^- de 0.3 mg/l, o más. Los límites de toxicidad se afectan por la calidad del agua, por la temperatura y por el tiempo y tamaño de los organismos, por lo que es difícil definirlos.

3.- Selección del Método

Después del procedimiento preliminar de separación, la concentración del cianuro en la muestra se puede determinar por el método volumétrico modificado de Liebig, usando la rodamina de Ryan y Culshaw como indicador interno o bien, por el método colorimétrico usando la piridina pirazolona, propuesta por Epstein.

Se ha justificado la proposición de Serfass, para que se use el método volumétrico con muestras que tengan una concentración de cianuro mayor de 1 mg/l como CN^- , y la aplicación del método colorimétrico, cuando las concentraciones sean menores. Si se desconoce la concentración del cianuro, se usa el método colorimétrico.

4.- Tratamiento Preliminar de la Muestra.

PRECAUCION: Por su toxicidad se debe tener cuidado de la manipulación de las muestras de cianuro, las operaciones se deben hacer bajo campana o en lugares bien ventilados, evitando la inhalación o la ingestión de la muestra o de sus productos. No se debe intentar acidular la muestra mientras no se pueda controlar y recoger adecuadamente el HCN resultante.

a).- Principio.

El procedimiento de separación que se ha seleccionado para el tratamiento preliminar es efectivo con aguas relativamente puras, con aguas fluviales, con aguas negras y con varios desechos industriales. Este procedimiento sirve para eliminar las interferencias o reducirlas al mínimo y varía con la naturaleza de las sustancias interferentes que se tengan presentes.

Los sulfuros, los ácidos grasos y los agentes oxidantes se eliminan por procedimientos especiales que se explican por sí mismos, mientras que muchas de las otras sustancias interferentes se eliminan por destilación.

La destilación, además de eliminar interferencias, dá lugar a la conversión de los cianuros a la forma más simple de cianuro de sodio, que se puede cuantificar fácilmente por titulación o por colorimetría.

La destilación de la muestra en presencia del ácido sulfúrico, convierte fácilmente los cianuros simples en HCN. Los cianuros complejos de hierro y algunos otros no se descomponen tan fácilmente, pero los de cadmio, zinc, cobre, níquel y plata también se convierten en HCN por ebullición en presencia de ácido. La conversión se acelera por la presencia de sales de magnesio y mercurio; estas sales son sumamente efectivas en la reducción de ferrocianuros y ferricianuros a los cianuros más simples de magnesio y mercurio que a su vez, se descomponen por el ácido a HCN, necesitando -

sólo un período adicional de destilación. No se logra la completa descomposición del cobalticianuro complejo, aún después de destilar la muestra bajo condiciones similares por más de 24 horas.

El gas de HCN y el vapor de agua se desprenden de la muestra en ebullición; por el reflejo y por la aplicación de una corriente de aire el vapor de agua regresa al matraz de destilación y el HCN se hace pasar por una solución caústica, donde se convierte al cianuro de sodio simple para la prueba siguiente.

b). - Las interferencias comunes en los análisis de cianuros incluyen: sulfuro, iones de metales pesados, ácidos grasos y otros -- -- compuestos orgánicos destilables a vapor, que afectan adversamente la titulación con nitrato de plata; interfieren así mismo, -- tiocianato, cianato, glicina, urea y otras sustancias que se pueden hidrolizar para formar cianuros en las condiciones analíticas. Las sustancias que contribuyen con color o turbiedad afectan -- tanto a la titulación como al desarrollo del color.

Finalmente, los agentes oxidantes pueden dar lugar a destrucción del cianuro durante la manipulación, en particular durante la fase de destilación.

(1). - El sulfuro se elimina tratando la muestra, a pH 11.0 con pequeñas proporciones de carbonato de plomo pulverizado.

Para precipitar el sulfuro de plomo negro, se filtra y se lava el -- precipitado, agregando el agua de lavado al filtrado y usando una porción alícuota para el análisis. Se debe evitar un gran exceso de carbonato de plomo y un período prolongado de contacto, para lograr el mínimo de formación de complejos y la oclusión del -- cianuro por el material precipitado.

(2). - Los ácidos grasos forman jabones bajo las condiciones alcalinas de la titulación y hacen difícil o imposible la identificación del viré.

Esta interferencia se puede eliminar por extracción con isooctano, hexano o cloroforno a pH 6-7, por lo general, es suficiente una extracción con un volumen de disolvente igual al 20% del volumen de la muestra.

(3). - Si la muestra que contiene agentes oxidantes, es positiva -- con el papel de almidón yoduro, se valora con sulfito de sodio -- (12.6 g de Na_2SO_3 anhidro por litro de solución), hasta que se obtenga una prueba negativa.

Las demás interferencias se eliminan por destilación.

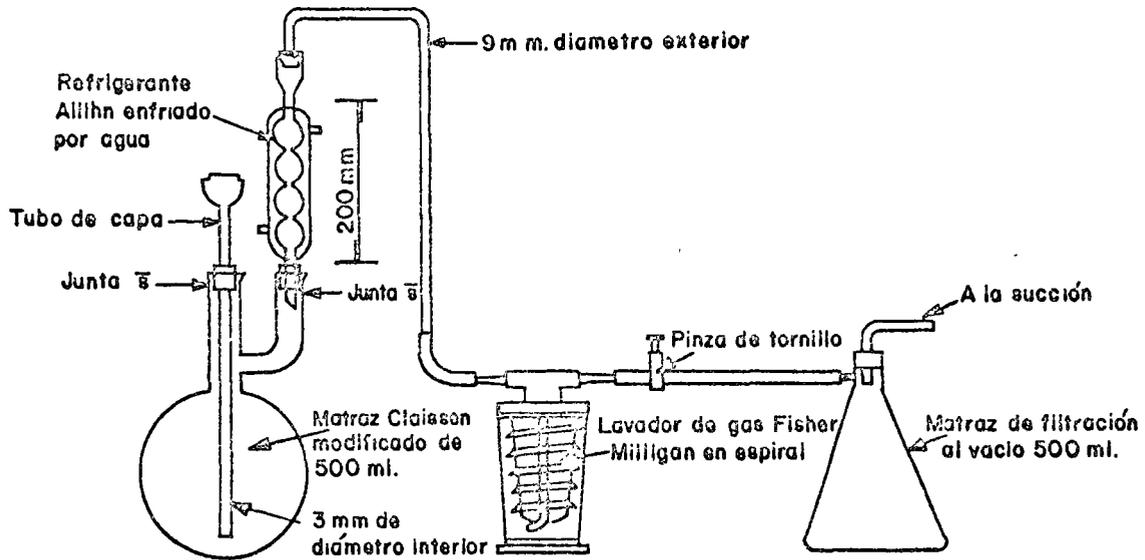
c). - Preservación de la muestra.

Como los cianuros son químicamente muy activos e inestables, -- el análisis se debe verificar tan pronto como sea posible después del muestreo. Si no se puede analizar inmediatamente la muestra, se le agrega NaOH para llevar el pH a 11.0 o más y se conserva -- en un lugar frío.

d). - Aparatos.

Se necesita el aparato de la figura siguiente:

APARATO PARA LA DESTILACION DE CIANUROS.



SRH DIR. GEN. DE USOS DEL AGUA Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN C I E C C A

- (1).- Matraz Claissen de destilación, modificado, de 500 ml, con uniones estándar, con brazo lateral de distribución y tubo de remoción con orificio sellado.
- (2).- Tubo de admisión de aire, consistente en un tubo de copa, con unión estándar de vidrio, (de 3 mm de diámetro interior) soldado a la unión y que llegue hasta unos 6 mm del fondo del matraz Claissen.
- (3).- Refrigerante tipo Allihn, con unión estándar para ajustar el matraz Claissen.
- (4).- Lavador de gas, del tipo de flujo en espiral, con una capacidad de líquido de 100-250 ml (como el lavador Milligan modificado), dotado con un tubo de hule y una pieza opresora.
- (5).- Matraz de filtración al vacío, de 500 ml.
- (6).- Trompa de vacío.
- (7).- Elementos térmicos, para el matraz Claissen.
- (8).- Tubos de conexión, de hule o de vidrio según se indique.

e).- Reactivos.

(1).- Solución de hidróxido de sodio 1N:
Se disuelven 4 gr de Na OH en 100 ml de agua destilada.

(2).- Solución de cloruro mercúrico:
Se disuelven 34 g de Hg Cl₂ en 500 ml de agua destilada.

(PRECAUCION: Tóxico; se debe evitar su ingestión).

(3).- Solución de cloruro de magnesio:
Se disuelven 51 g de MgCl₂·6H₂O en 100 ml de agua destilada.

(4).- Acido sulfúrico concentrado.

f).- Procedimiento.

(1).- Se vierte la muestra, que no debe contener más de 500 mg de CN (diluida si es necesario a 250-500 ml con agua destilada) al matraz Claissen. Se agregan exactamente 50 ml de solución de Na OH 1N al lavador de gas y se diluye, si es conveniente, con agua destilada para tener suficiente profundidad de líquido en el aparato de absorción. Se monta cuidadosamente el aparato consistente en el tubo de admisión de aire, matraz, refrigerante, lavador de gas, matraz de filtración al vacío y aspirador. Se ajusta la succión para que aproximadamente, entre una burbuja por segundo al matraz de destilación a través del tubo de admisión de aire; con esta velocidad de absorción se tiene un arrastre efectivo del gas -

de HCN del matraz al lavador y se evita, por lo general, el paso inverso del gas, se puede aumentar la entrada del aire a través de dos burbujas por segundo, sin pérdida de eficiencia. Si es demasiado rápido el paso del aire, el lavador de gas no llega a fijar todo el HCN.

(2). - A través del tubo de admisión de aire se agregan 20 ml de solución de Hg Cl_2 y 10 ml de solución de Mg Cl_2 , se lava el tubo con agua destilada y se permite el paso del aire, durante 3 minutos, para mezclar el contenido del matraz. Del mismo modo se agrega H_2SO_4 conc al matraz de destilación, de 5 ml por cada 100 ml de solución y una vez más se lava el tubo de admisión del aire.

(3). - Se calienta a una velocidad suficiente para lograr una ebullición rápida pero sin que se llegue a inundar la entrada del refrigerante y sin permitir que los vapores pasen de la mitad del mismo. En esta forma se conserva un reflujo por 1 hora, o se corta el calor, pero se continúa el arrastre por aire. Después de 15 minutos de enfriamiento, se vacía el contenido del lavador de gas y se agrega el agua de lavado al líquido drenado que finalmente se diluye a 250 ml en un matraz aforado.

(4). - Se rellena el lavador de gas con una carga fresca de solución de Na OH y se procede de nuevo al procedimiento de reflujo.

(5). - Si la muestra sólo contiene cianuros fácilmente hidrolizables, la primera carga del líquido del aparato de absorción lleva todos los cianuros disponibles; si hay cianuros complejos estables se obtendrá un rendimiento apreciable en el líquido del aparato de absorción, al finalizar el 2o. período o los que se verifiquen sucesivamente, dependiendo de su grado de estabilidad.

5. - Método Colorimétrico.

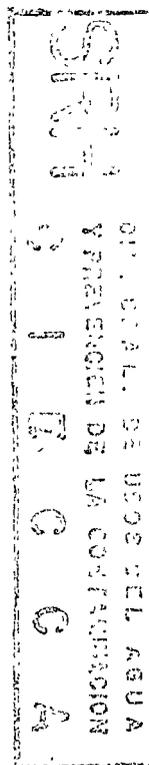
a). - Principio:

En el destilado alcalino del procedimiento preliminar de separación, el CN^- se convierte a cloruro de cianógeno, CN Cl , por reacción con la cloramina - T a un pH inferior a 8, sin hidrolizar a cianato. Después de que se completa la reacción, el CN Cl , forma un color azul por la adición del reactivo de piridina pirazolona.

Si el color se mantiene en solución acuosa, se puede leer la absorbancia a 620 $\mu\mu$. Para obtener colores de intensidad comparable, es esencial tener el mismo contenido salino, tanto en la muestra como en los patrones.

La prueba anterior, que fue formulada por Epstein, se puede modificar para mejorar su sensibilidad y precisión, por medio de la extracción del color con alcohol butílico, después de lo cual se lee la absorbancia del extracto a 630 $\mu\mu$. Si el color es demasiado intenso, se toman providencias para usar menores porciones alícuotas para el desarrollo del color.

b). - Interferencias: todas las interferencias se eliminan o se hacen mínimas usando el destilado por el procedimiento preliminar de



separación.

c). - Aparatos.

(1). - Equipo colorimétrico: Se necesita uno de los siguientes:

(1.1). - Espectrofotómetro, para usarse a 620-630 m μ con un trayecto de luz de 1 cm.

(1.2). - Fotómetro de filtro, que permita un trayecto de luz de 1 cm y que se encuentre equipado con un filtro rojo que tenga su transmitancia máxima a 620-630 m μ .

(2). - Tubos de reacción, o tubos de ensayo, aproximadamente de 25 por 200 mm dotados de tapones de hule.

d). - Reactivos.

(1). - Solución de hidróxido de sodio 0.2N. Se disuelven 8 g de NaOH en 1 litro de agua destilada.

(2). - Acido acético glacial, 1+4.

(3). - Solución madre de cianuro: Se disuelven 2.5 g de KCN en 1 litro de agua destilada. Se titula con nitrato de plata. La solución pierde concentración gradualmente con el tiempo y se debe comprobar cada semana. Concentración aproximada; 1.0 ml = 1.0 mg de CN.

(4). - Solución patrón de cianuro: se diluyen 10 ml de la solución madre de cianuro a 1000 ml con agua destilada. Se mezcla y se verifica una segunda dilución de 10 ml a 100 ml con agua destilada: 1.00 ml = 0.001 mg/1. Esta solución se debe preparar el día que se vaya a usar (Precaución: tóxico, se debe evitar su ingestión).

(5). - Solución de cloramina-T: Se disuelve 1.0 g en 100 ml de agua. Se prepara el día que se vaya a usar.

(6). - Solución de 1-fenil-3-metil-5-pirazolona: Se prepara una solución acuosa saturada (solubilidad aproximada 0.5 g/100 ml) agregando la pirazolona al agua a unos 75° C y agitando ocasionalmente, mientras la solución se enfría a la temperatura ambiente. Si es necesario, la pirazolona (punto de fusión 127-128° C) se puede purificar por recristalización en alcohol etílico, aunque generalmente esto no llega a requerirse.

(7). - Piridina.

(8). - Bispirazolona: Se disuelven 17.4 gr. de 1-fenil-3-metil-5-pirazolona en 100 ml de alcohol etílico. Se agregan 25.0 gr de fenilhidrazina, recién destilada a vacío parcial, y se somete a reflujo, en un aparato íntegro de cristal. Se necesitan varias horas del tratamiento a reflujo para producir la bispirazolona, lo que se indica por la formación de cristales en la mezcla a reflujo. Se obtiene generalmente un buen rendimiento por un reflujo de 6-8 horas. Un período de reposo durante la noche a temperatura ambiente y un período adicional de 1-2 horas de reflujo al día siguiente. Se filtra mientras se encuentra caliente, se lava con alcohol etílico caliente, al 95%, y se seca al aire. El producto (con un punto de fusión -

mayor de 320°C) es estable indefinidamente en forma seca.

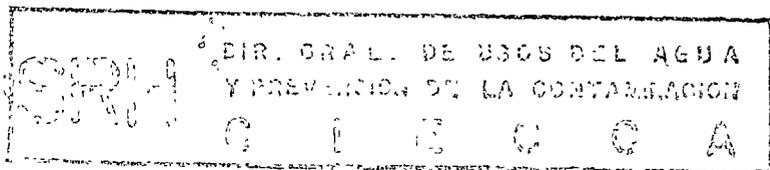
- (9). - Reactivo mixto piridina-pirazolona: Se mezclan 125 ml de -- la solución acuosa, saturada y filtrada, de pirazolona, con una solución filtrada que contenga 0.025 g de bispirazolona disuelta en 25 ml de piridina. Para disolver la bispirazolona en la piridina se necesitan varios minutos de agitación. El reactivo mixto desarrolló un color rosa por el reposo, pero si se usa dentro de las 24 horas no se afecta con ello la -- producción de color con el cianuro.
- (10). - N-Alcohol butílico.
- (11). - Solución de ortofosfato disódico: Se disuelven 5 g de -- Na_2HPO_4 anhidro en 100 ml de agua.

e). - Procedimiento.

- (1). - En tubos de reacción, previamente lavados con todo cuidado, junto con sus tapones, con agua destilada, se preparan una o más porciones alícuotas del líquido de absorción obtenido en el procedimiento de destilación. Se diluye cada una a 15 ml con NaOH y se neutraliza con ácido acético 1+4 a pH 6-7.
- (2). - Se prepara un testigo con 15 ml de NaOH. También se prepara una serie de patrones que contengan 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 y 1.0 mg de CN^- . Se neutralizan el testigo y los patrones a pH de 6-7 con ácido acético.
- (3). - Se agrega a cada tubo de reacción 0.2 ml de solución de cloramina-T, se tapa y se mezcla por inversión dos o tres veces. Se deja reaccionar 1-2 minutos.
- (4). - Se agregan 5.0 ml del reactivo mixto de piridina pirazolona, se tapa y se mezcla por inversión. Se deja que el color se desarrolle por 20 minutos.
- (5). - Si se va a medir el color acuoso, se diluyen todos los tubos de reacción, con exactitud, a un volumen definido, se mezcla y se lee la absorbancia a 620 m μ . Si el color es demasiado intenso se repite la prueba usando una muestra o una porción alícuota más pequeña.
- (6). - Es posible una mayor sensibilidad si se usa el color extraído para las lecturas fotométricas, procediendo como sigue: Después del desarrollo del color se agrega 1 ml de la solución de ortofosfato disódico y 10 ml, cuidadosamente medidos, de alcohol butílico. Se tapa y se mezcla por inversión. Si no desaparece de 1 a 3 minutos la emulsión que se forma, se -- agrega más solución de fosfato y se mezcla de nuevo. Se -- extrae una porción alícuota de la capa alcohólica y se mide su absorbancia a 630 m μ . Un gran volumen de muestra o -- huellas de cianuro pueden requerir una modificación en el -- volumen de disolvente.

No se desarrolla cuantitativamente el color de piridina-pirazolona en la capa alcohólica si se agrega el fosfato antes de -- que se haya desarrollado totalmente el color en la fase acuosa.

f). - Cálculo.



μg de CN en la muestra por la
curva de calibración x 1000

$\mu\text{g}/\text{l}$ de CN = -----
ml de muestra original que representen
a la muestra colorida.

Referencia:

APHA-AWWA-WPCF.

Standard Methods for the Examination, of Water and Wastewater. - 13a.
Edición. - 1971.

F.- ARSENICO.

1.- Generalidades.

a) Principio.

El elemento arsénico es generalmente insoluble en agua, pero muchos de sus compuestos son muy solubles. La principal fuente contaminante de este elemento son los insecticidas y herbicidas, así como las industrias que manufacturan vidrio, pintura y anilinas.

b) Selección del Método.

Se pueden determinar huellas de arsénico por el -- método del dietilditiocarbamato de plata o por el - método del bromuro mercuríco ambos métodos se -- aplican para aguas, aguas negras y desechos in--dustriales.

El método del dietilditiocarbamato de plata debe -- ser usado cuando se desea mayor precisión y exactitud que las posibles con el método del bromuro - mercuríco. Aunque su concentración mínima determiⁿable es de 0.001 mg de As, el método del bromuro mer^cúricico debe estar limitado a determinaciones cuali^tativas o semicuantitativas (\pm 5 mg). La aplica^ción, con éxito, de ambos métodos a menudo requie^re considerable práctica.

2.- Significado Sanitario.

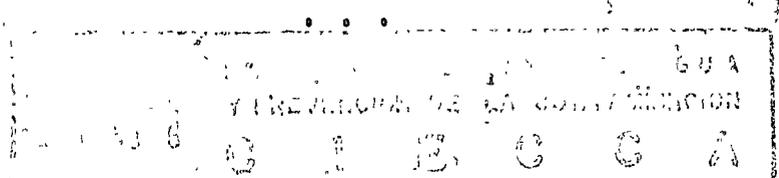
El arsénico es encontrado en pequeñas cantidades en los tejidos de los cuerpos, pero es altamente tóxico para el hombre si aumenta excesivamente su concentración, posee propiedades carcinogénicas.

La concentración de arsénico de la mayoría de las aguas potables raras veces excede de 10 $\mu\text{g}/\text{l}$, aunque se han reportado valores tan altos como 100 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Bajas concentraciones de As estimulan el crecimiento de las - plantas, pero la presencia excesiva de As soluble en agua de irrigación reduce notoriamente las cosechas.

3.- Método del Dietilditiocarbamato de Plata.

a) Discusión general.



(1) Principio.

El arsénico inorgánico es reducido a arsina, AsH_3 , por el cinc en solución ácida en un generador Gutzzeit. La arsina se pasa luego a través de un depurador que contenga lana de vidrio impregnada con solución de acetato de plomo y en un tubo absorbente que contenga dietilditiocarbamato de plata disuelto en piridina. En el absorbente, el arsénico reacciona con la sal de plata, formando un complejo rojo soluble que es adecuado para medidas fotométricas.

b) Interferencias.

Aunque ciertos metales - cromo, cobalto, cobre, mercurio, molibdeno, níquel, platino y plata interfieren en la generación de arsina, las concentraciones de estos metales normalmente presentes en las muestras de agua no constituyen interferencia significativa en el método. Las sales de antimonio en la muestra forman la estibina, que puede interferir con el desarrollo de color al producir una coloración rojiza con la máxima absorbancia a 510 $m\mu$.

c) Concentración mínima detectable: 1 μg de As.

4.- Aparatos.

a) Generador de arsina y tubo de absorción: Figura 1.

b) Equipo fotométrico.

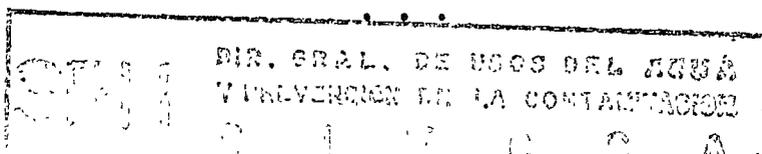
(1) Espectrofotómetro, para usarse a 535 $m\mu$ con celdas de 1 cm.

(2) Fotómetro de filtro, con filtro verde que tenga una transmitancia máxima en el ámbito de 530 - 540 $m\mu$, con celdas de 1 cm.

5.- Reactivos.

a) Acido clorhídrico concentrado.

b) Solución de yoduro de potasio:



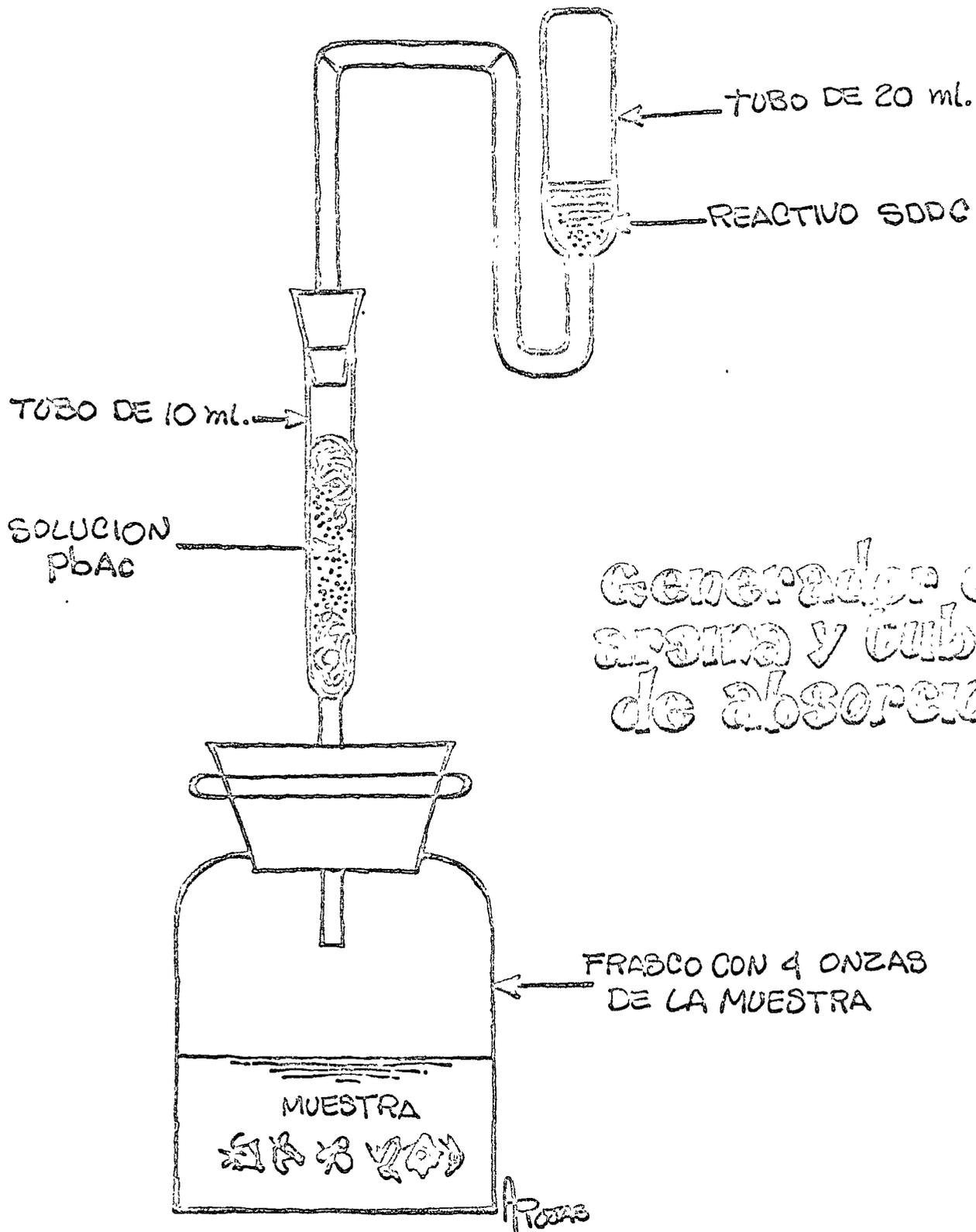


FIG. (1)

DIV. GEN. DE USOS DEL AGUA
 Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

0 1 5 0 0 0

Disuelva 15 g de KI en 100 ml de agua destilada.
Guarde en frasco oscuro.

c) Cloruro estanoso:

Disuelva 40 g de $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ exento de arsénico
en 100 ml de ácido clorhídrico concentrado.

d) Solución de acetato de plomo:

Disuelva 10 g de $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ en 100 ml -
de agua destilada.

e) Dietilditiocarbamato de plata:

Disuelva 1 g de Ag SCSN $(\text{C}_2\text{H}_5)_2$ en 200 ml de pi
ridina. Guarde en frasco oscuro.

f) Cinc: de 20-30 mallas, exento de arsénico.

g) Solución madre de arsénico:

Disuelva 1.320 g de trióxido de arsénico, As_2O_3 , -
en 10 ml de agua destilada que contenga 4 g de --
NaOH y diluya a 1,000 ml con agua destilada 1.00
ml = 1.00 mg de As.

h) Solución intermedia de arsénico:

Diluya 5.00 ml de la solución madre de arsénico a 500 ml
con agua destilada; 1.00 ml = 0.01 mg de As.

i) Solución estándar de arsénico:

Diluya 10.00 ml de la solución intermedia a 100 ml
con agua destilada; 1.00 ml = 0.001 mg de As.

6.- Procedimiento.

a) Tratamiento de la muestra.

Pipetee 35.0 ml de muestra en un frasco generador
limpio. Agregue sucesivamente, mezclando cuida-
dosamente después de cada adición, 5 ml de HCl
conc, 2 ml de solución de KI y 8 gotas (0.40 ml)
del reactivo de Sn Cl_2 . Deje reposar 15 min para que
el arsénico se reduzca al estado trivalente.

b) Preparación del depurador y del absorbente.

Impregne la lana de vidrio, en el depurador, con la solución de acetato de plomo. No la haga muy húmeda, debido a que el agua se pasará a la solución del reactivo. Pipetee 4.00 ml del reactivo de dietil ditiocarbamato de plata en el tubo absorbente.

c) Generación de arsina y medida.

Agregue 3 g de cinc al generador y conecte el montaje depurador absorbente inmediatamente. Esté seguro que todas las conexiones estén herméticamente unidas.

Deje 30 min para la evolución completa de la arsina. Caliente ligeramente el condensador para estar seguro de que toda la arsina es liberada. Vierta la solución del absorbente directamente a una celda de 1 cm y mida la absorbancia de la solución a 535 mμ usando el blanco de reactivos como referencia.

d) Preparación de la curva estándar.

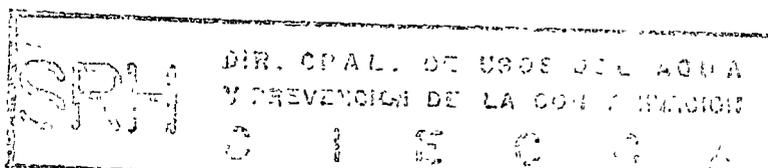
Trate las alícuotas de la solución estándar, que -- contienen 0.0, 1.0, 2.0, 5.0 y 10.0 μg como se -- describió en esta sección, párrafos a-d. Grafique absorbancia contra concentración de arsénico.

7.- Cálculo.

$$\text{mg/l de As} = \frac{\mu\text{g de As}}{\text{ml de muestra}}$$

8.- Referencias.

APHA AWWA, WPCF.- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 13a. Edition. 1971.



V. Análisis bacteriológicos.

- A) organismos totales.
- B) coliformes totales.
- C) coliformes fecales.
- D) estreptococos fecales.

CAPITULO Y ANALISIS BACTERIOLOGICOS.

GENERALIDADES

Recolección de muestras para análisis bacteriológicos

- 1) Aparatos de laboratorio y material usual en análisis bacteriológico.

A).- Organismos Totales

- 1).- Generalidades.
- 2).- Técnica para el recuento de organismos totales.
 - a) Medios.
 - b) Preparación del agua amortiguadora para diluciones.
 - c) Siembra e incubación.
 - d) Lectura.

B).- Coliformes Totales.

- 1).- Generalidades.
- 2).- Técnica de los tubos múltiples de fermentación.
 - a) Prueba Presuntiva.

- (1) Medios
- (2) Cristalería
- (3) Siembra e incubación
- (4) Lectura.

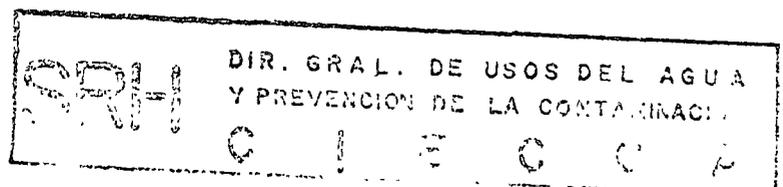
b) Prueba Confirmada.

- (1) Preparación y distribución de los medios.
- (2) Siembra e incubación.
- (3) Lectura.

c) Prueba Complementaria.

3).- Técnica de Filtros de membrana para la demostración de miembros - del grupo coliforme.

- a) Generalidades.
- b) Materiales y aparatos de laboratorio.
- c) Procedimiento
- d) Incubación.
- e) Lectura.



C).- Coliformes Fecales

1).- Generalidades

2).- Técnica demostrativa de la presencia de Coliformes Fecales.

a) Fase I

(1) Procedimiento

(2) Lectura

b) Fase II

(1) Procedimiento

(2) Lectura

(3) Determinación de coliformes fecales mediante la técnica del medio EC.

a) Prueba Presuntiva

(1) Medio.

(2) Siembra e Incubación.

(3) Lectura

b) Prueba Confirmativa

(4) Determinación de coliformes fecales mediante la técnica del medio Caldo Lactosado - Acido Bórico.

a) Prueba Presuntiva

(1) Medio

(2) Siembra e Incubación

(3) Lectura

b) Prueba Confirmativa

(5) Determinación de coliformes fecales mediante la técnica de filtros de membrana.

(a) Medio.- Caldo M.F.C.

(b) Siembra e incubación.

(c) Lectura.

D).- Streptococos Fecales.

1).- Generalidades

2).- Técnica de dilución en tubos múltiples

a) Prueba Presuntiva

(1) Medio de Cultivo

(2) Procedimiento

(3) Lectura

b) Prueba confirmada

(1) Medio de Cultivo

(2) Procedimiento

(3) Lectura

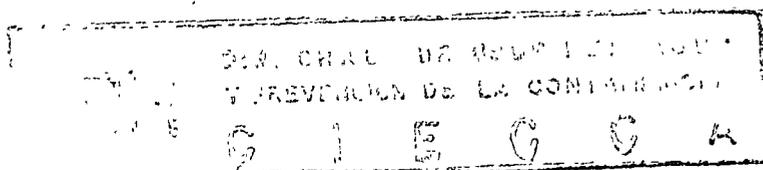
3).- Técnica del Filtro de membrana.

a) Aparatos y Medio de Cultivo

b) Procedimiento

c) Lectura

Referencias.



CAP. V ANALISIS BACTERIOLOGICOS.

GENERALIDADES.

La calidad sanitaria del agua y su adaptabilidad o usos generales, con respecto a la presencia de bacterias, se determina por los análisis bacteriológicos rutinarios.

Los estudios bacteriológicos del agua sirven para determinar focos de organismos de importancia para la salud pública, así como, establecer procedimientos que permitan descubrirlos, identificarlos y destruirlos. En general, la microbiología del agua estudia además de estos aspectos, los concernientes a la flora microbiana natural de: lagos, rios, pantanos y mares; de gran importancia en las diferentes funciones, que tienen lugar en -- la naturaleza, pues la actividad de los organismos microbianos interviene -- en diversas transformaciones químicas que permiten un equilibrio normal de la vida acuática y cooperan además en varios procesos geoquímicos.

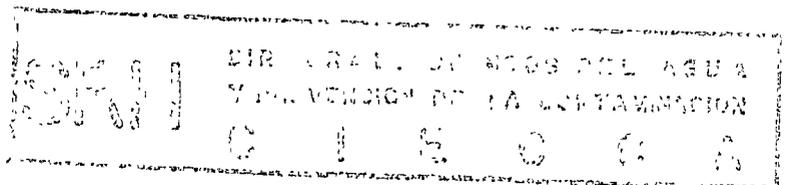
Una gran variedad de microorganismos se presentan en todas las -- fases del ciclo hidrológico: el agua atmosférica contiene la flora microbiana presente en las pequeñas partículas que arrastra el aire, el agua superficial (arroyos, rios, pantanos, lagos y mares) alberga infinidad de microorganismos naturales, extraños presentes por causa de contaminación, y los aportados por la precipitación pluvial, mientras que la calidad bacteriológica del agua edáfica comúnmente es buena.

Los gérmenes patógenos que con más frecuencia se propagan por -- el agua son generalmente causantes de infecciones intestinales (fiebre tifoidea, paratifoidea, disentería y cólera).

Comúnmente, el agua superficial es contaminada por las descargas residuales domésticas e industriales. Las aguas residuales pueden contener millones de bacterias por mililitro, entre las que se incluyen coliformes, estreptococos, bacilos anaerobios esporulados, bacterias Proteus y otros más que proceden del tracto intestinal humano y animal, además de protozoarios y virus, agentes causantes de enfermedades.

Los agentes etiológicos más comunes y presentes en las aguas residuales son:

Escherichia coli. -- Algunos tipos producen diarreas e infecciones en los aparatos gastrointestinal y urogenital (bacteria coliforme)



Aerobacter aerógenes. - Accidentalmente se le ha encontrado en infecciones del tracto urogenital, regularmente son patógenos de las plantas. (bacteria - coliforme)

Klebsiella pneumoniae. - Produce neumonía (con un alto índice mortal), sinusitis, faringitis, abscesos del hígado, peritonitis, endocarditis, y otras enfermedades.

Proteus. - Infecciones de los aparatos gastrointestinal y urogenital. (Proteus. no fermenta la lactosa).

Salmonella typhosa. - Produce fiebre e infección aguda, fiebre tifoidea.

Salmonella paratyphi

S. shottmuelleri

S. hirshfeldii

Producen fiebre paratifoidea, de carácter menos agudo que la tifoidea.

Salmonella enteritidis

S. typhimurium.

Producen Salmonellosis y diarrea aguda.

Shigella. - Produce disentería bacilar.

Entamoeba histolítica. - (Protozoo). - Produce disentería bacilar

Vibrio comma y Cólera asiática. - Graves enfermedades en los humanos.

Brucella abortus (bobina)

B. melitensis (caprina)

B. suis. (porcina)

Producen fiebre de malta y aborto contagioso.

Durante el recorrido de las aguas residuales, se efectúa el proceso de digestión de las mismas, esto significa un cambio fisicoquímico, lo que - implica también un cambio en el predominio de diversos tipos fisiológicos --- bacterianos:

En primer lugar, durante la etapa anaeróbica predominan las bacterias facultativas (Aerobacter, Alcaligeneas, Escherichia, Pseudomonas, etc); después en una siguiente etapa de anaerobiosis, predominan los anaerobios estrictos. (Productores de metano: Methanobacterium, Methanosarcina y Methanococcus.)

Las aguas residuales, evacuadas sin tratamiento adecuado pueden ocasionar los siguientes daños y posibles peligros:

- 1.- Diseminación de microorganismos patógenos.
- 2.- Mayor peligro al usar las reservas hidrográficas naturales.
- 3.- Contaminación de las diversas formas de vida acuáticas, que las hace peligrosas; para el consumo humano.
- 4.- Grandes pérdidas en la población de aves acuáticas.
- 5.- Devaluación de los lugares destinados a deportes acuáticos.
- 6.- Exterminio de la vida acuática por agotamiento del oxígeno disuelto en el agua por acción de la materia orgánica inestable de las aguas residuales.
- 7.- Devaluación de la propiedad por causa de malos olores y acumulación de residuos.

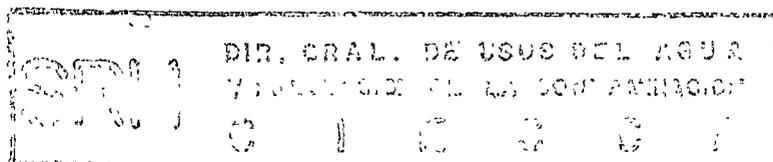
Los análisis bacteriológicos que se practican habitualmente, están encaminados a la obtención y determinación de microorganismos, reveladores de polución fecal de procedencia humana o animal; ésto se logra dirigiendo la atención hacia especies bacterianas de origen fecal conocido, en especial del grupo coliforme, debido a varias ventajas:

- 1a.- Las bacterias coliformes existen en gran cantidad en el intestino humano.
- 2a.- Las bacterias coliformes viven en el agua durante más tiempo que los gérmenes intestinales patógenos.
- 3a.- La presencia de bacterias coliformes en el agua es índice de eyecciones, lo que significa un inicio de precauciones y prevenciones contra posibles daños; por ejemplo, una persona enferma de tifoidea arrojará en sus eyecciones el microbio específico, ésto pudiera ser causa de una epidemia.

Los análisis bacteriológicos no permiten el aislamiento de organismos patógenos, debido principalmente a las siguientes razones:

- 1°.- Los gérmenes patógenos no sobreviven en el agua durante mucho tiempo.
- 2°.- Si existen en pequeño número, es fácil que escapen a las técnicas de investigación.

Los coliformes más comunes son; Escherichia coli, Klebsiella, Paracolobactrum y Aerobacteraerógenes.



En general, se dice que las bacterias coliformes son bacilos aerobios y anaerobios-Facultativos, gram-negativos, no esporulados, que producen ácido y gas en la fermentación de la lactosa.

El aislamiento de microorganismos no coliformes requiere de técnicas especiales y particulares para cada grupo, éste generalmente es de importancia industrial; los grupos más comunes son: bacterias mucilaginosas, bacterias ferruginosas, bacterias sulfurosas y algas microscópicas.

La Secretaría de Salubridad y Asistencia, admite menos de 2 organismos coliformes por 100 ml de muestra (20 coliformes por cada litro) y menos de 200 colonias bacterianas por ml de muestra, en placas de agar incubadas a 37°C por 24 horas.

Recolección de Muestras para análisis Bacteriológicos.

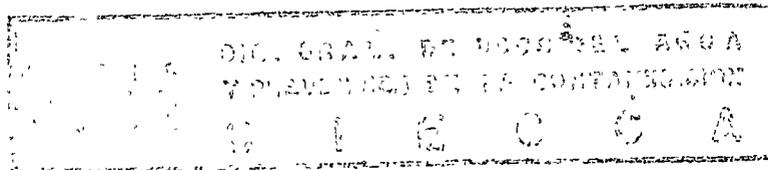
El muestreo deberá someterse estrictamente a las siguientes recomendaciones:

- 1a.- La muestra ha de recogerse en un recipiente esterilizado.
- 2a.- La muestra deberá ser representativa del abastecimiento de que proceda.
- 3a.- Deberá evitarse la contaminación de la muestra durante su recolección y transporte.
- 4a.- Deberá analizarse lo más pronto posible.
- 5a.- Si hubiera que diferir el análisis, la muestra deberá conservarse a temperaturas entre 0° y 10°C.
- 6a.- La frecuencia de muestreo deberá permitir establecer la calidad sanitaria del agua.

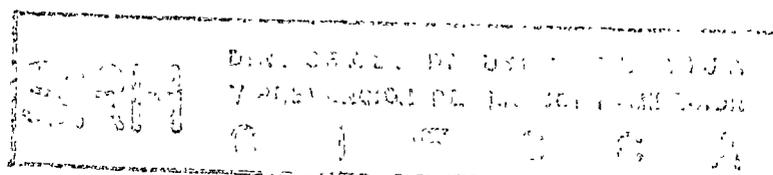
Los frascos de muestreo pueden ser de vidrio resistente o cristal refractario, de boca ancha, preferentemente con tapón de cristal esmerilado o bien, tapones de rosca de materiales que no produzcan compuestos tóxicos durante la esterilización.

Para evitar la acción bactericida del cloro residual se usa el tiosulfato de sodio, el cual se aplica a los frascos limpios y secos antes de la esterilización en una cantidad que proporcione una concentración aproximada de 100 mg /l, (se logra agregando 0.1 ml de solución de tiosulfato de sodio al 10%)

- 1) Aparatos de laboratorio y material usual en análisis bacteriológicos.



- 10.- Incubadoras - Equipadas con dispositivos mecánicos para la circulación del aire; de termómetro exacto; con termostato de funcionamiento perfecto.
- 20.- Estufas de esterilización de aire caliente.- Capaces de indicar con precisión temperaturas entre 160° y 180°C.
- 30.- Autoclaves.- En perfecto funcionamiento, con termómetro y manómetro exactos. las autoclaves pueden ser substituídas por ollas de presión.
- 40.- Contadores de Colonias.- De preferencia usar el aparato "Quebec Colony Counter", o un equivalente.
- 50.- Equipo para la determinación de pH Potenciómetro o papel pH
- 60.- Balanzas.- En perfecto estado y de gran sensibilidad.
- 70.- Recipientes de Cristal Pyrex, de acero inoxidable para la preparación de medios.
- 80.- Pipetas.- con error de calibración menor de 2.5%, en general, pipetas que cumplan con las normas A.P.H.A.
- 90.- Pipeteros.- de aluminio o acero inoxidable de medidas necesarias, para conservar las pipetas estériles. Los pipeteros pueden ser substituídos por papel aluminio o papel de pulpa al sulfito (Kraft) que no se carbonizan tan fácilmente.
- 100.- Frascos o Tubos de dilución.- De cristal pyrex, con tapones de cristal, caucho, o cápsulas de rosca de materiales que no produzcan tóxicos durante el proceso de esterilización.
- 110.- Cajas de Petri.- De 100 mm de diámetro, de cristal Pyrex, o bien, de plástico desechable.
- 120.- Tubos de ensaye con capacidad necesaria, de cristal pyrex, de preferencia con tapón de rosca.
- 130.- Fracos muestreadores.- De vidrio resistente o cristal refractario de boca ancha, con tapón de cristal esmerilado, o cápsulas de rosca de material que no produzca tóxicos al ser esterilizados.
- 140.- Agua destilada.- Desmineralizada y desprovista de sustancias bactericidas o inhibidoras.



15o.- Extracto de carne de cualquier marca,- No debe de usarse infusión de -
carne.

16o.- Peptona.- De cualquier marca.

17o.- Azúcares químicamente puros y especiales para propósitos bacteriológi-
cos.

18o.- Agar de calidad bacteriológica (cualquier marca)

19o.- Reactivos de calidad A.C.S. o analítica.

20o.- Colorantes (certificados por la Biological Stain Commission)

DIS. ...
7 PRO ...
...

A. ORGANISMOS TOTALES.

1.- Generalidades.

Para determinar el número total de organismos presentes, se utiliza la técnica de recuento en placas con diluciones de 1 ml y 0.1 ml de muestra, incubando a 20°C por 48 horas, o a 35°C por 24 horas; se hace el recuento de colonias y se calcula el número de bacterias por mililitro de muestra.

No se han establecido normas satisfactorias para el recuento en placa, sin embargo, se sigue el criterio de que un agua con pocas bacterias pero de variedades patógenas es mucho más peligrosa que un agua con un elevado recuento de bacterias saprófitas; no obstante, se considera que un agua de buena calidad debe dar un recuento inferior a 100 bacterias por mililitro.

Los recuentos en placas sirven para determinar la eficacia de operaciones de separación y destrucción de microorganismos. El recuento se efectúa antes y después de cada operación, los resultados revelan la reducción de la población bacteriana. Esta técnica es muy útil para determinar la calidad sanitaria del agua potable.

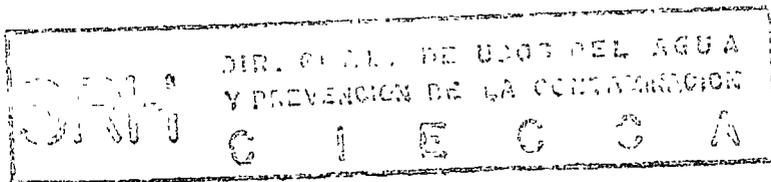
2.- Técnica para el recuento de organismos totales.

a) Medios.- Se pueden usar los siguientes medios:

1o.- Agar con triptona, glucosa y extracto de levadura. Se le denomina también agar deshidratado para enumeración de colonias.

A un litro de agua destilada se agrega:

Peptona-Triptona..... 5.0 gr.
Extracto de levadura 2.5 gr.



Glucosa (dextrosa) 1.0 gr.
Agar..... 15.0 gr.
Ajustar el pH a 7.

2o.- Agar con hidrolizado de proteína de leche y glucosa.
A un litro de agua destilada se agrega:

Hidrolizado de proteína de leche..... 9.0 gr.
Glucosa o dextrosa..... 1.0 gr.
Agar..... 15.0 gr.
Ajustar el pH a 7.

3o.- Agar con triptona y glucosa.
A un litro de agua destilada se agrega:

Triptona..... 5 gr.
Glucosa..... 1 gr.
Agar..... 15 gr.

Este medio puede hacerse más nutritivo si se le agrega extracto -- de carne, 3 gr por cada litro de agua destilada.

Todos los medios se preparan a baño maría, se calienta y se agita la solución hasta disolver los componentes sólidos. El medio se vierte en recipientes que tengan tapones de fácil manejo y que impidan la entrada de aire, se esterilizan a 121°C, 15 libras de presión, por 15 minutos, y se guardan en refrigerador, al usarse deben estar líquidos y a una temperatura de - 43° a 45°C y completamente estériles.

b) Preparación del agua amortiguadora para diluciones.

1o.- Preparación de la Solución madre amortiguadora de fosfato.
En 500 ml de agua destilada se disuelven 34 gr de KH_2PO_4 (Fosfato mono básico), se ajusta el pH a 7.2 usando NaOH 1 Normal, por último se diluye a un litro con agua destilada.

2o.- Dilución de agua Amortiguada de fosfato.- Se agregan 125 ml de la solución madre a un litro de agua destilada.
(Esta es la solución que se usa para diluir las muestras)

La dilución de agua amortiguada de fosfato, se conserva en frascos exentos de substancia tóxicas o inhibidoras, de preferencia que tengan tapón de cristal esmerilado: el extremo superior del envase se cubre con papel estaño, enseguida se esteriliza a 121°C

LABORATORIO DE MICROBIOLOGIA DEL AGUA
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MEXICO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN CIENCIAS QUÍMICAS
CARRERA DE QUÍMICA
CALLE DE LA QUÍMICA S/N
MEXICO D.F.

15 libras de presión, por 15 minutos, a cada frasco se le ponen 100 ml de dilución; después de la esterilización deben quedar 99 ml más o menos.

La dilución de agua amortiguada de fosfato sirve para preparar las diluciones de muestra que se quieran sembrar: 1 ml, 0.1 ml, 0.01 ml, etc. Para hacer esta preparación, se agita por 25 veces el frasco con la muestra original, con la finalidad de obtener una muestra homogénea, a continuación se toma con pipeta estéril la cantidad requerida para hacer la dilución deseada, esta operación se efectúa cerca de la flama de un mechero o en una cámara de aislamiento (microvoid), estas condiciones son consideradas como de absoluta esterilidad ambiental.

c) Siembra e incubación.- En cajas de Petri estériles y libres de agentes tóxicos o inhibidores y en condiciones de esterilidad (uso de flama de mechero o cámara de aislamiento), se vierte el volumen deseado de muestra o de la dilución a ensayar, a continuación se vierten más o menos 10 ml de medio estéril y líquido a temperatura de 43° a 45° C. El medio y la muestra se deben mezclar perfectamente y distribuir de modo uniforme. No deben transcurrir más de 20 minutos entre la siembra de la muestra y el vertido del medio.

Cuando las placas ya estén solidificadas, se pasan a una estufa de incubación, allí se les incuba a 35°C por 24 horas, o bien, a 20° por 48 horas. Las cajas de petri se invierten durante la incubación.

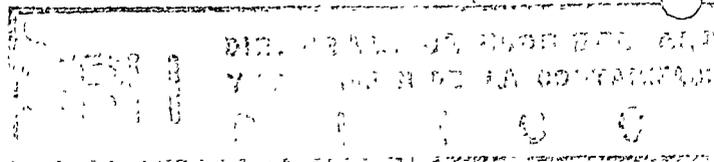
d) Lectura.- El recuento debe permanecer dentro de un límite de 30 a 300 colonias por placa, para lograr ésto, se siembran los volúmenes de muestra necesarios.

Como regla general, se deben sembrar como máximo un mililitro de muestra, si con un mililitro de muestra se llegaran a desarrollar 30 colonias, los resultados así se registran.

Solo deben registrarse las placas que presenten entre 30 y 300 colonias, el resultado es el promedio del conteo de colonias presentes en todas las placas de la misma dilución. Para el conteo de colonias se usa el contador de colonias Quebec, o un sustituto.

Las cifras deben ser significativas, un conteo de 142 se registra como 140, uno de 145 como 150; en cambio un conteo de 35 se registra como tal.

El registro debe especificarse como "cuenta normal en placa a -- 20°C" o "cuenta normal en placa a 35°C".



B. COLIFORMES TOTALES.

1.- Generalidades.

Son varias las técnicas selectivas y los medios diferenciales que facilitan la investigación de organismos coliformes presentes en el agua.- La técnica de tubos múltiples de fermentación mediante 3 pruebas sucesivas: 1°.- Prueba presuntiva, 2°.- Prueba confirmativa y 3°.- Prueba complementaria, permite obtener el N.M.P. o número más probable de coliformes presentes, es decir, la densidad probable de los mismos, que también puede obtenerse mediante la técnica de filtros de membrana.

La efectividad de estas pruebas depende de: la calidad del agua - que se desea examinar, de las diluciones y porciones de muestra y del --- buen desarrollo de la técnica.

2).- Técnica de los tubos múltiples de fermentación.

Esta prueba, en forma general, se esquematiza como sigue:

Prueba Presuntiva.

Inoculación de muestra en caldo
lactosado.

Producción de gas a las 24 hrs
o 48 hrs a 35°C. Indicio de --
coliformes.

No producción de gas
en 48 hrs a 35°C, No
hay coliformes. Análi--
sis conclusivo.

Prueba confirmada.

Resiembra de los tubos de caldo lactosado con gas en:

Stamp and handwritten notes at the bottom of the page, including a date stamp "MAY 1964" and other illegible markings.

Caldo lactosa bilis verde brillante (LBvB).

Observaciones a 24 y 48 horas a 35°C. En este medio se inhiben los microorganismos no coliformes fermentadores de la lactosa. La formación de gas en este medio es la prueba confirmativa de la presencia de coliformes.

Agar eosina azul de metileno (E.A.M.) observación a las 24 hrs a 35°C. Las colonias del género Escherichia son grandes, oscuras de centro casi negro y con brillo metálico verdoso. El género Aerobacter presenta colonias grandes, rosadas, mucosas, de centro oscuro, rara vez con brillo metálico. La formación de colonias típicas es la prueba confirmativa de la presencia de coliformes.

PRUEBA COMPLEMENTARIA.

De los tubos de LBvB con gas se toma una muestra utilizando una asa y se resembró por estrías en medio E.A.M.; observaciones a las 24 hrs a 35°C. La presencia de colonias típicas es prueba complementaria positiva.

De las placas E.A.M. se seleccionan las colonias más típicas, se toma una muestra, con asa, y se resembró en;

De las colonias típicas, se toma una muestra utilizando una asa y se resembró sobre Agar-Inclinado, observaciones a 24 o 28 hs. a 35°C. Se hacen preparaciones teñidas con Gram; la presencia de bacilos Gram-negativos, no esporulados, son prueba complementaria positiva.

a) Caldo lactosado, observación a las 24 a 48 hrs a 35°C. La producción de gas es prueba complementaria positiva.

b) Agar-inclinado observación a las 24 a 48 hs a 35°C; se hacen preparaciones teñidas con Gram. La presencia de bacilos Gram-negativos, no esporulados son prueba complementaria positiva.

DIR. GEN. DE INVEST. Y DESARROLLO TECNOL. DEL IICA
LIMA, PERU
1980

La prueba presuntiva se puede aplicar para el examen de muestras de desecho de: Aguas negras, efluentes de plantas potables. Con cierta reserva para aguas crudas de plantas potabilizadoras.

La prueba confirmada sirve para el examen de muestras de agua — en las que se conoce de antemano que no es aplicable la prueba presuntiva (como único examen); para muestras de agua potable o en proceso de potabilización, para efluentes clorados de las plantas de depuración de — aguas negras y para aguas de balnearios.

La prueba completa se aplica principalmente para confirmar y calificar la calidad sanitaria de agua cruda o potabilizada.

a) Prueba Presuntiva.

(1) Medios.- Se puede utilizar caldo lactosado o caldo con lauril-triptosa, que se preparan y distribuyen de la siguiente manera:

Caldo lactosado

A un litro de agua destilada se agregan:

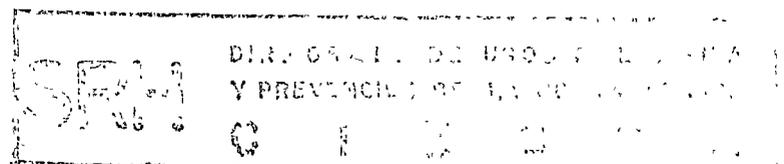
Extracto de carne 3 gr.
Peptona 5 gr.
Lactosa 0.5 gr.

Se ajusta el pH de 6.8 a 7, de preferencia 6.9, se prepara a baño maría, se distribuye en los tubos de fermentación y se esteriliza a 121°, 15 libras de presión, por 15 minutos.

Caldo con lauril-triptosa. A un litro de agua destilada se agrega:

Triptosa 20 gr.
Lactosa 5 gr.
Fosfato dibásico de Potasio (K_2HPO_4) 2.75 gr.
Fosfato monobásico de Potasio (KH_2PO_4) 2.75 gr.
Cloruro de Sodio 5 gr.
Lauril-Sulfato de Sodio 0.1 gr.

Todos los ingredientes se disuelven, se distribuyen en los tubos



de fermentación y se esterilizan a 121°C, 15 libras, por 15 minutos.

(2) Cristalería.- Se utilizan tubos comunes de ensaye de capacidad suficiente para contener las cantidades de muestra y medios de preferencia con tapones especiales de rosca.

Para la observación del gas se usan los tubos Durham.

Nota: Recomendación importante.- Los tubos Durham deben estar completamente llenos de medio y libres de cualquier burbuja, es decir, deben estar llenos a toda su capacidad y quedar cubiertos por el medio contenido en los tubos de ensaye. Después de la esterilización se someten a un examen previo de esterilidad incubándolos a 35°C por 24 hs ; los tubos Durham que presentan burbuja y aquellos que manifiesten fermentación se desechan.

(3) Siembra e incubación.- En agua amortiguada para diluciones (la técnica para la preparación de esta agua se describe en la parte: Organismos totales), se siembran diluciones de la muestra que pueden ser: 10 ml, 1 ml y 0.1 ml, o menos (0.01 ml, 0.001 ml) según sea el caso, o bien, - cantidades directas de la muestra; la cantidad a sembrar depende del origen de la muestra, que puede ser de aguas negras, potables, de tratamiento, etc. La siembra se hace bajo condiciones de esterilidad, generalmente se emplean series de 5 o 3 tubos por cada dilución, hasta un total de 15 y 9 respectivamente. La incubación se hace de 24 hrs a 48 hrs a 35°C.

(4) Lectura.- La producción de gas desalojará un volumen del medio contenido en el tubo Durham, ésto es una característica positiva de la prueba; agitando levemente se observa la liberación de gas en forma de pequeñas burbujas.

Los resultados se expresan en forma de quebrado en donde el numerador es el número total de tubos positivos y el denominador el total de tubos empleados en cada dilución. Por ejemplo: 2/3, 3/3, significan 2 tubos positivos para la primera dilución (10 ml), 3 tubos positivos para la segunda dilución (1 ml) y 1 tubo positivo para la tercera dilución (0.1 ml), por cada dilución se emplearon tres tubos con un total -

de 9, el N M P se lee en el cuadro 30 de los Métodos estándar, en este ejemplo el valor obtenido es de 36 coliformes por 100 ml de muestra.

b) Prueba confirmada.

Se inicia con el desarrollo de todas las etapas de la Prueba Presuntiva, al finalizar éstas, se continúa con la resiembra de material obtenido de tubos positivos (tubos con gas) en medios que pueden ser: Lactosa bilis verde brillante, placas de Endo agar o placas de agar-eosina azul de metileno (EAM).

(1) Preparación y distribución de los medios.

Caldo lactosado bilis verde brillante (LBvB)

En 500 ml de agua destilada se disuelven:

Peptona 10 gr.
Lactosa 10 gr.

a esto se le agrega:

Bilis de buey deshidratada ----- 20 grs disuelta en 200 ml de agua destilada y a pH de 7 a 7.5.

Todo lo anterior se afora a 975 ml con agua destilada y se ajusta el pH a 7.4.

A los 975 ml de la solución anterior, se le agregan 13.3 ml de solución acuosa de verde brillante al 0.1%, se afora a un litro con agua destilada. Se distribuye en tubos de ensaye y tubos Durham, tomando las precauciones anotadas para la prueba presuntiva. Se esteriliza a 121°C, 15 libras de presión, por 15 minutos.

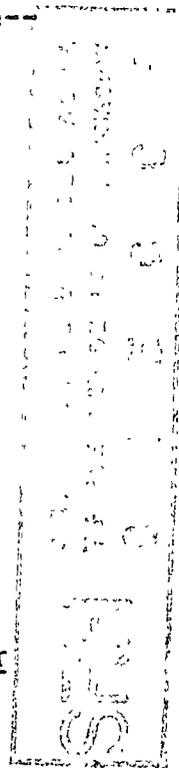
Medio de Endo.

Formula 1.- Preparación de la base de agar:

A un litro de agua destilada se agregan:

Extracto de carne 5 gr.
Peptona 10 gr.
Agar 30 gr.

Se hierve hasta disolución de los componentes y se afora a un litro, se ajusta el pH a 7.4, si se desea se clarifica. A cada litro de este medio se le agregan 10 gr, de lactosa, se disuelve y mezcla todo perfectamente y se vierte luego en frascos adecuados o matraces a volúmenes de 100 ml; se esterilizan a 121°C, 15 libras de presión, por 15 minutos. Se conserva en refrigerador hasta su uso.



Preparación de las placas de agar. Previamente se preparan dos soluciones distintas: 1a.- Solución de fucsina básica certificada al 3% - en alcohol etílico al 95% (95°) se deja reposar por 24 hrs y se filtra; y 2a. solución de sulfato de sodio (al usarse debe estar recién preparada), en 5 ml de agua destilada se diluyen 0.125 gr de sulfito de sodio anhidro. Cuando ya se tienen las dos soluciones se procede a fundir el agar que se encuentra en porciones de 100 ml, por cada 100 ml de medio se le agregan 1 ml de solución de fucsina básica y 5 ml de solución de sulfito de sodio anhidro, se mezcla todo muy bien y se vierte en cajas de Petri, con todas las precauciones de esterilidad. Se pueden conservar -- en refrigerador hasta su uso, aunque ésto no es recomendable pues se -- corre el riesgo de contaminación.

Fórmula II.-

A un litro de Agua destilada se le agregan:

- Fosfato dibásico de Potasio 3.5 gr.
- Peptona 10 gr.
- Agar 20 gr.
- Lactosa 10 gr.

Se hierve, se clarifica si se desea y se ajusta el pH a 7.4. A cada - 100 ml de este preparado se agregan:

- Sulfito de Sodio anhidro 0.25 gr.
- Fucsina básica certificada en solución alcohólica - al 5% y filtrada 1 ml.

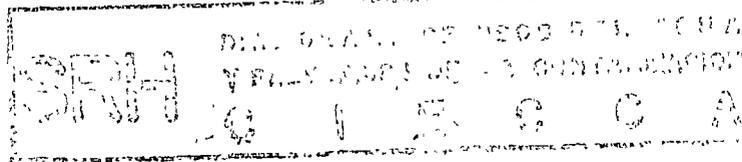
Se mezcla todo bien, se esteriliza (121°C 15 lb, por 15 minutos) se vierte en cajas de petri con todas las condiciones de esterilidad.

Medio E.A.M.

A un litro de agua destilada se agregan:

- Peptona 10 gr.
- Fosfato dibásico de Potasio (KH₂PO₄) 2 gr.
- Agar..... 20 gr.

Se hierve hasta disolución y se afora a un litro. Se vierte en frascos con venientes o matraces a volúmenes de 100 ml y se esteriliza a 121°C, 15 - lb, por 15 minutos. A cada 100 ml de este preparado se agregan:



Solución acuosa estéril de lactosa 5 ml.
Solución acuosa de eosina amarillenta al 2% 2 ml.
Solución acuosa de azul de metileno al 5% 1.3 ml.

Se mezcla todo muy bien, y se vierte en cajas de petri estériles y bajo condiciones de esterilidad.

(2) Siembra e incubación.- Cuando se utiliza el medio LBvB, con un asa se siembra material procedente de cada uno de los tubos positivos (de los medios caldo lactosado o caldo con lauril triptosa). Se incuba de 24 a 48 horas a 35°C.

Si la prueba confirmativa se hace sobre medios E.A.M. o medio de Endo, la resiembra se hace en estrías por medio de un asa tomando material de cada uno de los tubos positivos (de los medios de caldo lactosado o caldo con lauril-triptosa). Se incuba por 24 Hr a 35°C.

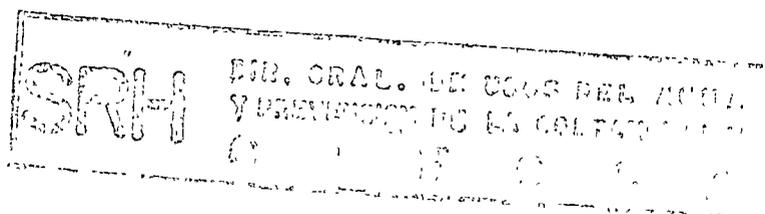
(3) Lectura.- Cuando la siembra se hace sobre medio LBvB, se interpreta, como prueba confirmada positiva cualquier formación de gas y así se registra. En cambio la lectura de placas de Endo o E.A.M. se basa en la presencia de colonias típicas de especies de los géneros Escherichia y Aerobacter.

c) Prueba Complementaria

Consta de todas las etapas de la prueba presuntiva y confirmativa. Cuando ya se tienen los tubos positivos de la siembra hecha en medios LBvB, o en placas E.A.M. o ENDO con colonias típicas, se procede al desarrollo del examen complementario.

De los tubos positivos, mediante una asa, se toma una muestra y se resiembra en medios E.A.M. o ENDO; se incuba por 24 hrs a 35°C; se considera como prueba complementaria positiva la presencia de colonias típicas de especies de los géneros Escherichia y Aerobacter.

De las placas de Endo o E.A.M., con un asa, se toman muestras de las colonias más típicas y se inoculan en el caldo lactosado, se incuban de 24 a 48 hrs a 35°C. La producción de gas se considera como prueba complementaria positiva.



También una prueba complementaria se basa en el uso de agar - inclinado; en este caso, siempre se parte de las placas de Endo o EAM. con colonias típicas. Se toma una muestra de éstos y se resiembraba en tubos que contienen agar inclinado, se incuban a 35°C por 24 a 48 Hrs, para observar al microscopio se hace una preparación Gram (con tinción Gram) de la siguiente manera; En un porta objetos se prepara un frotis -- con material procedente del tubo con agar inclinado, se toma especialmente de las colonias más representativas, luego durante un minuto se tiñe con una solución de oxalato de amonio-cristal violeta, en seguida se lava el porta objetos y se sumerge luego en una solución de lugol -- también por un minuto, de nuevo se lava (con agua de la llave) y se decolora con alcohol etílico al 5% por 30 segundos, nuevamente se lava, ahora se cubre con un anticolorante especial por 10 segundos, se lava, se seca, se cubre con un cubre objetos y se examina al microscopio.

Se considera prueba complementaria positiva la presencia de bacilos gram negativos no esporulados, es decir, bacterias teñidas con --- Safranina (amarillentas) son Gram negativas y así son bacilos y no presentan esporas la prueba es completa y positiva, las bacterias que se tiñen de cristal violeta (morado-violeta) son gram positivas.

Los colorantes se hacen de la siguiente manera:

Solución de Oxalato de Amonio-Cristal violeta:

2 gr de cristal violeta con 85% de colorante se disuelven en 20 ml de -- alcohol etílico al 95%; ésta solución se puede diluir hasta 10 veces para lograr mayor efectividad; luego se mezcla con un volumen igual de solución de oxalato de amonio hecha a base de 0.2 gr de oxalato de amonio en 20 ml de agua destilada.

Solución de lugol, modificación de Gram.

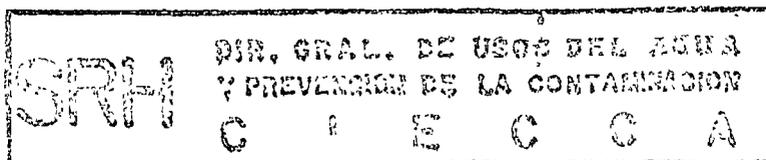
Disolver un gramo de yodo en forma cristalina y 2 gramos de yoduro de potasio en 300 ml de agua destilada.

Anticolorante especial.

Disolver 2.5 gr de safranina (colorante) en 100 ml de alcohol etílico - al 95%.

Lugol.

Diluir 10 ml de anticolorante especial en 100 ml de agua destilada.



3.- Técnica de filtros de membrana para la demostración de miembros del grupo coliforme.

a) Generalidades.- Esta técnica se originó en Alemania durante la 2a. guerra mundial, actualmente es un método normal para el examen bacteriológico de aguas, aguas negras y problemas afines.

Las principales ventajas de esta técnica son las siguientes:

1a.- Puede examinarse un gran volumen de agua (Teóricamente se puede filtrar cualquier cantidad de agua y retener todos los organismos presentes en la misma.

2a.- La membrana puede transferirse de un medio de cultivo a otro con fines diferenciales o selectivos.

3a.- Los resultados se obtienen más rápidamente y son más precisos.

4a.- Con medios de cultivo apropiados, pueden estimarse cuantitativamente las bacterias coliformes, o las que se pretenda estudiar.

5a.- Permite la filtración de muestras en el campo.

6a.- Se puede aplicar en casos de desastres o emergencias, cuando se dispone de muy poco tiempo.

Mientras que las desventajas se resumen así:

1a.- En aguas con turbiedad producida por algas y otros materiales, el taponamiento de los filtros impide la filtración de volúmenes suficientes de muestra.

2o.- La turbiedad producida por algas u otros materiales, interfiere con el desarrollo de las colonias bacterianas coliformes.

3o.- En aguas con alto contenido de bacterias no coliformes, interfiere mucho el desarrollo de colonias bacterianas coliformes, principalmente por causa de competencia e inhibición.

b) Materiales y Aparatos de laboratorio.

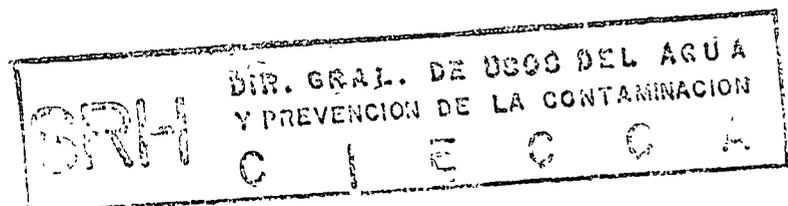
Frascos muestreadores.

Frascos para dilución.

Pipetas y Probetas graduadas.

Pipeteros.

Recipientes de Cristal Pyrex para la preparación de medios .



Cajas de Petri.
Unidades de filtración (aparato con extractor de vacío)
Membrana de filtración reticulada.
Cojines absorbentes (discos de papel filtro)
Pinzas de extremos redondeados.
Incubadoras (con atmósfera saturada de humedad)
Microscopio.

Se recomienda usar especialmente el medio de cultivo EAM, cuya elaboración se describió anteriormente, o bien, el medio ENDO-M, que se prepara de la siguiente manera:

A un litro de agua que contiene 20 ml de alcohol etílico al 95% (o de 95°) se le agregan

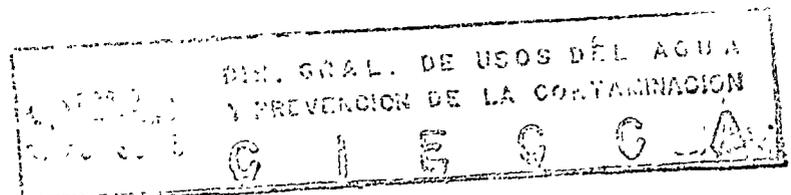
Triptona o Polipeptona	10 gr.
Tiopeptona o tiotona	5 gr.
Casitona o triticasa	5 gr.
Extracto de levadura	1.5 gr.
Lactosa	12.5 gr.
Cloruro de Sodio	5 gr.
Fosfato dibásico de Potasio	4.375 gr.
Fosfato monobásico de potasio	1,375 gr.
Lauril-Sulfato de Sodio	0.050 gr.
Desoxicolato de Sodio	0.100 gr.
Sulfito de Sodio	2.100 gr.
Fucsina básica	1.050 gr.

Se mezclan todos los ingredientes y se llevan al punto de ebullición, allí se detiene el calentamiento; no se hierve ni se somete a presión de vapor, Se ajusta el pH de 7.1 a 7.3

El medio terminado se conserva de 2ª a 10°C, a las 96 horas de su preparación se desecha el sobrante.

c) Procedimiento.- Con la unidad de filtración, filtramos los volúmenes de muestra que se desea analizar, la cantidad filtrada depende del origen de la muestra, así, para aguas potabilizadas se usan de 100 a -- 500 ml; para aguas de pozo diluciones de 10 ml, 1 ml, y 0.1 ml; y para -- aguas muy contaminadas diluciones convenientes.

La membrana usada como filtro en la unidad de filtración, que sirve para recuperar las bacterias presentes en la muestra, debe estar esterilizada antes de usarse.



Después de que se ha filtrado la muestra se lava el embudo por 3 veces usando agua de dilución amortiguada de fosfato estéril, en cantidades de 20 a 30 ml luego, se retira la membrana de filtración con las pinzas estériles; bajo condiciones de esterilidad, se coloca sobre un cojín (papel filtro) que previamente ha sido saturado con medio de cultivo ---- (Endo-M o E.A.M) y que se encuentra dentro de una caja de Petri.

El cojín saturado con medio de cultivo se prepara de la siguiente manera:

1° Se coloca papel filtro dentro de cajas completamente limpias.

2° Se esterilizan a 121°C, 15 libras de presión, por 15 minutos.

3° Luego, bajo condiciones de esterilidad, se satura el papel filtro con medio nutriente líquido.

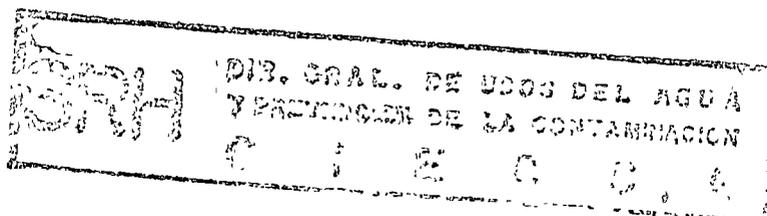
(Endo M o E.A.M) en proporciones de 1.8 a 2.2 ml.

d) Incubación. Los cultivos de membrana se incuban por 20 hrs a 35°C en posición invertida y en incubadoras que presenten condiciones de 100 % de humedad.

e) Lectura. Cuando se usa el medio Endo-M se cuentan todas las colonias que presenten un lustre metálico superficial, si el medio empleado fuese el E.A.M, entonces se cuentan todas las colonias típicas de organismos coliformes. (ya descritos anteriormente), en los cultivos de membrana deben aparecer entre 20 y 80 colonias coliformes, y el total de colonias (coliformes o no) no debe exceder a las 200 colonias.

La densidad estimativa de coliformes se registra en términos de "Colonias Coliformes por cada 100 ml de muestra", y se calcula de la siguiente manera:

$$\text{Col. Colf} / 100 \text{ ml} = \frac{\text{Col. Colf. contadas} \times 100}{\text{ml de muestra filtrada}}$$



C. - COLIFORMES FECALES

1. - Generalidades.

Se les denomina también bacilos entéricos, su origen principalmente es intestinal humano o animal.

La prueba para la demostración de coliformes fecales se hace en dos fases, en la primera se usan cajas de Petri con medio de desoxicolato-citrato-agar; y en la segunda, tubos con medio de Kligler o de tres azúcares-ferro-agar.

Se considera que los coliformes fecales son más seguros como indicadores de contaminación fecal que los enterococos (estreptococos).

2. - Técnica demostrativa de la Presencia de Coliformes Fecales.

a) Fase I.

(1) Procedimiento. - En cajas de Petri con desoxicolato-citrato-agar se siembran las diluciones deseadas de la muestra, se incuban a 35°C por 24 horas.

(2) Lectura. - Se considera positiva la prueba si hay presencia de colonias de color característico según la especie de los bacilos entéricos presentes:

Organismo

Colonias

Escherichia

Color Rojo

Escherichia (Var. de lactosa)

incolora o blanquecina con centro rojo.

Citrobacter y Arizona

Rosa o rojo con centro negro.

Shigella sonnei y Proteus morganii

Rosa muy pálido

Shigella,
Alcalescens,
Salmonella,
Proteus,
Escherichia (var.)

Incolora o blanquecina

Proteus rettgeri y Providencia

Incoloro o blanquecino con centro naranja.

Salmonella,
Arizona,
Citrobacter,
Proteus hauseri

incolora o blanquecino con centro negro.

Pseudomonas.

verdoso o pardo

b) Fase II

(1) Procedimiento.- De las colonias positivas, se toma bajo condiciones de esterilidad, una muestra mediante una asa y se resiembra por estrías y picadura en tubos que contengan medio de cultivo de tres azúcares-ferro-agar. Se incuba a 35°C por 24 hrs.

(2) Lectura.- Se considera positiva la prueba si el medio presenta las siguientes manifestaciones:

<u>Medio</u>	<u>Acción bacteriana</u>
Superficie amarilla	Fermentación de lactosa
Fondo amarillo	Fermentación de glucosa
Rápida formación de superficie amarilla	Fermentación de Sacarosa.
Resquebrajadoras del medio	Producción de gas.
Ennegrecimiento del medio	Producción de H ₂ S.

3.-Determinación de coliformes fecales mediante la técnica del medio EC.

a) Prueba Presuntiva.

(1) Medio.- A un litro de agua destilada agregar:

Triptosa o Tripticasa	20 gr
Lactosa	5 gr
Mezcla Salina Biliar # 3	1.5 gr
Fosfato dibásico de potasio	4 gr
Fosfato monobásico de potasio	1.5 gr
Cloruro de sodio	5 gr

Ajustar el pH a 6.9; vertir el medio en tubos de ensaye convenientes y tubos Durham; esterilizar a 120°C, 20 libras de presión, por 15 minutos.

(2) Siembra e Incubación.- Bajo condiciones de esterilidad se siembran cantidades convenientes, según el origen de la muestra (diluciones de 10 ml; 1 ml; 0.1 ml, etc.) en series de tubos que pueden ser de 3 ó 5 cada dilución (con un total de 9 a 15 tubos). Se incuban en baño de agua a 44.5°C por 24 hs.

(3) Lectura.- Todos los tubos que presenten gas se consideran positivos,

y es prueba positiva de la presencia de coliformes fecales (Lectura en las - Tablas).

b) Prueba Confirmativa. -

Bajo condiciones de esterilidad se toman muestras de los tubos positivos y se siembran en tubos con medio bilis verde brillante (ya descrito anteriormente).

Se incuban por 24 hrs. a 44.5°C. Se considera prueba confirmativa positiva la presencia de gas en los tubos.

4.-Determinación de coliformes fecales mediante la técnica del medio, Caldo Lactosado - Acido Bórico.

a) Prueba Presuntiva.

(1) Medio. - A un litro de agua destilada agregar:

Proteasa peptona	10 gr
Lactosa	5 gr
Fosfato dibásico de potasio	12.2 gr
Fosfato monobásico de potasio	4.1 gr
Acido Bórico	3.5 gr

Ajustar el pH a 7; verter el medio en tubos de ensaye convenientes y tubos - Durham; esterilizar a 120°C, 20 libras de presión por 15 minutos.

(2) Siembra e Incubación. - Bajo condiciones de esterilidad se siembran - cantidades convenientes según el origen de la muestra (diluciones de 10 ml, 1 ml, 0.1 ml, etc), en series de tubos que pueden ser de 3 ó 5 por cada dilu - ción (con un total de 9 ó 15 tubos), se incuban en baño de agua a 43°C por 48 hrs.

(3) Lectura. - Se considera prueba positiva la presencia de gas en los -- tubos.

Prueba confirmativa.

Se siguen las recomendaciones anteriores excepto que la incubación se hace a 43°C por 48 hrs.

La presencia de gas en los tubos se considera prueba positiva.

5.-Determinación de coliformes fecales mediante la técnica de los Filtros -- de Membrana.

Los procedimientos para el desarrollo de ésta técnica son mucho muy seme-- jantes a los ya descritos en la determinación de coliformes totales, las dife-- rencias estriban en el medio, temperatura y forma de Incubación y Lecturas.

a) Medio.- Caldo M.F.C.

A un litro de agua destilada que contiene 10 ml de Acido Resólíco en NaOH 0.2N se agregan:

Triptosa o biosato	10 gr
Proteasa peptona # 3 o Polipeptona	5 gr
Extracto de levadura	3 gr
Cloruro de sodio	5 gr
Lactosa	12.5 gr
Mezcla salina biliar o sal biliar # 3	1.5 gr
Azul de anilina	0.1 gr

Se hierve todo esto y no se esteriliza, se ajusta el pH a 7,4. Se vierte el medio sobre cajas de Petri estériles (60 X 15 mm).

b) Siembra e Incubación.

Utilizando la unidad de filtración, se filtran las cantidades convenientes.

Bajo condiciones de esterilidad se siembra la membrana en las cajas de Petri se protegen contra la posible entrada de agua, pues la incubación se hace sumergiendo las cajas en agua a temperatura de 44.5°C por 24 hrs.

c) Lectura.- Todas las colonias azules son coliformes fecales que deben ser entre 20 y 60 colonias. El cálculo se hace de la siguiente manera:

$$\text{Col. Coliformes por 100 ml} = \frac{\text{Col. Colif. Contadas} \times 100}{\text{ml de muestra titulada}}$$

Se registra como colonias coliformes por 100 ml.

D. - ESTREPTOCOCOS FECALES

1. - Generalidades.

La determinación de enterococos o estreptococos fecales, confirma la suposición de que organismos coliformes identificados en una muestra de agua, sean de origen fecal; los estreptococos solo pueden proceder del intestino animal o humano.

Dentro de los estreptococos o enterococos fecales, solo se incluyen 4 especies:

	<u>Streptococcus faecalis</u>
<u>S.</u>	<u>zymogenes</u>
<u>S.</u>	<u>durans</u>
<u>S.</u>	<u>Liquefaciens</u>

Cuyas características especiales son las de: formar ácido en la dextrosa, — descarboxilar la triosina, no producen catalasa, proliferan en presencia de 6.5% de cloruro de sodio a pH de 9.6 en un medio que contenga 0.1% de azul de metileno-agar-leche y 40% de bilis, a temperaturas de 45°C y 10°C. S. zymogenes y S. durans producen la beta hemolisis, pertenecen al grupo serológico D de Lancefield. Los estreptococos son sumamente resistentes a la estreptomina, penicilina, telurito de potasio y sulfonamidas, por lo que la presencia de estos organismos en el agua los hace sumamente peligrosos para la salud pública.

Otros estreptococos considerados también como indicadores de contaminación fecal son:

Streptococcus bovis del ganado vacuno
Streptococcus equinus del ganado equino

A diferencia de los organismos coliformes que sobreviven por largos períodos sobre el suelo, los estreptococos perecen rápidamente, además no proliferan en las aguas.

En aguas naturales se pueden encontrar proporciones de organismos coliformes y estreptococos de 10 a 1 y de 1 a 2.

El valor e importancia de la determinación de estos organismos se resume así:

1o. - Sirve para el reconocimiento de contaminación de corrientes.

2o. - En aguas potabilizadas la determinación es importante pues los enterococos son más resistentes a la acción del cloro que las bacterias coliformes.

3o.- Son importantes en estudios de aguas de albercas y balnearios.

4o.- Para el estudio de aguas salobres en donde los enterococos pueden -- sobrevivir por más tiempo que los organismos coliformes.

Para la determinación de enterococos (estreptococos) se utilizan 2 técnicas tentativas: La técnica de dilución en tubos múltiples y la técnica del filtro - de membrana.

2.-Técnica de Dilución en Tubos Múltiples .

a) Prueba Presuntiva.

(1) Medio de cultivo. - Caldo con nitrato y Dextrosa: a un litro de agua - destilada se agrega:

Extracto de carne	4.5 gr.
Triptona o Polipeptona	5.0 gr.
Glucosa	7.5 gr.
Cloruro de Sodio	7.5 gr.
Nitrato de Sodio	0.2 gr.

Se disuelve todo a baño maría, se ajusta a p.H. de 7.2 se distribuye en tubos convenientes y se esteriliza.

(2) Procedimiento. - De todos los tubos que en la prueba presuntiva presentaron turbiedad definida se toma una muestra con asa estéril y se siembra en 10 ml de un medio especial de caldo con violeta de etilo y nitrato; se incuba a 35°C por 48 hr.

(3) Lectura. - Se consideran positivos los tubos que a las 48 hrs presenten turbiedad o la formación de un botón púrpura en el fondo del tubo.

El cálculo del N.M.P. se obtiene de la lectura del cuadro 30 de los Métodos Estándar; el resultado obtenido se registra.

3.-Técnica del Filtro de Membrana.

a) Aparatos y Medio de Cultivo. - Para el desarrollo de esta técnica se utilizan algunos de los aparatos, materiales y métodos descritos para la determinación de coliformes totales. En este caso, el medio específico es el Agar-M para Enterococos y se prepara como sigue:

En un litro de agua destilada se disuelven:

Triptosa	20 gr.
Extracto de levadura	5 gr.
Glucosa	2 gr.
Fosfato dibásico de Potasio....	4 gr.*
Nitrato de Sodio	0.4 gr.

Se ajusta el pH a 7.2, se le agrega 1% de agar y se disuelve a baño maría.

Cuando este medio esté ligeramente frío, se agrega 1 ml, de solución - - - estéril de 1% de cloruro de 2,3,5, trifeniltetrazolio por cada 100 ml de medio. Se esteriliza llevándolo a ebullición y se vierte en cajas de petri estériles cuando presente una temperatura de 50°C en volúmenes de 10 ml, procurando que toda la placa del medio quede completamente sólida.

b) Procedimiento.- Se filtran los volúmenes deseados de muestra (pueden ser de 100 ml, 10 ml, 1 ml, 0.1 ml) usando una membrana estéril. Luego, bajo condiciones de esterilidad, se coloca la membrana sobre el medio contenido en la caja de petri, procurando que la superficie del medio quede completamente adherida a la superficie de la membrana y evitando burbujas de aire.

La caja invertida se incuba a 35°C por 48 hrs, en condiciones normales de humedad.

c) Lectura.- El número total de colonias debe ser entre 40 a 100. La observación se hace con estereomicroscopio a 10 X; se consideran positivas todas las colonias rojas y rosas. El registro se hace en número de coliformes por 100 ml de agua.

REFERENCIAS

American Public Health Association
American Water Works Association 1971
Water Pollution Control Federation.

Standard Methods for the examination of water and wastewater.
13th ed.

Pelczar, M.J. 1966
Reld, R.D.

Microbiología. 2a. ed. Ed. Mc. Graw Hill.

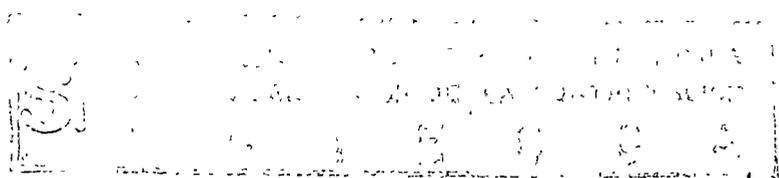


TABLA 1

Indice del NMP y límite confiable de 95 % para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan 5 tubos con porciones de 10 MI. cada uno.

No. de tubos positivos. 5 tubos con porciones de 10 MI. en cada uno.	Indice del NMP por 100 MI.	Límite confiable del 95%	
		Inferior	Superior
0	<2.2	0	6.0
1	2.2	0.1	12.6
2	5.1	0.5	19.2
3	9.2	1.6	29.4
4	16.0	3.3	52.9
5	>16.0	8.0	infinito

TABLA 2

Indice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 5 tubos con porciones de 10 MI. en cada uno, 5 con porciones de 1 MI. y 5 con porciones de 0.1 MI.

No. de tubos con reacciones positivas			Indice del NMP por 100 MI.	Límite Confiable de 95%		No. de tubos con reacciones positivas			Indice del NMP por 100 MI.	Límite Confiable de 95%	
5 tubos con 10 MI.	5 tubos con 1 MI.	5 tubos con 0.1 MI.		Inferior	Superior	5 tubos con 10 MI.	5 tubos con 1 MI.	5 tubos con 0.1 MI.		Inferior	Superior
0	0	0	<2								
0	0	1	2	<0.5	7	4	2	1	26	9	78
0	1	0	2	<0.5	7	4	3	0	27	9	80
0	2	0	4	<0.5	11	4	3	1	33	11	93
						4	4	0	34	12	93
1	0	0	2	<0.5	7						
1	0	1	4	<0.5	11	5	0	0	23	7	70
1	1	0	4	<0.5	11	5	0	1	31	11	89
1	1	1	6	<0.5	15	5	0	2	43	15	110
1	2	0	6	<0.5	15	5	1	0	33	11	93
						5	1	1	46	16	120
2	0	0	5	<0.5	13	5	1	2	63	21	150
2	0	1	7	1	17						
2	1	0	7	1	17	5	2	0	49	17	130
2	1	1	9	2	21	5	2	1	70	23	170
2	2	0	9	2	21	5	2	2	94	28	220
2	3	0	12	3	28	5	3	0	79	25	190
						5	3	1	110	31	250
3	0	0	8	1	19	5	3	2	140	37	340
3	0	1	11	2	25						
3	1	0	11	2	25	5	3	3	180	44	500
3	1	1	14	4	34	5	4	0	130	35	300
3	2	0	14	4	34	5	4	1	170	43	490
3	2	1	17	5	46	5	4	2	220	57	700
3	3	0	17	5	46	5	4	3	280	90	850
						5	4	4	350	120	1,000
4	0	0	13	3	31	5	5	0	240	68	750
4	0	1	17	5	46	5	5	1	350	120	1,000
4	1	0	17	5	46	5	5	2	540	180	1,400
4	1	1	21	7	63	5	5	3	920	300	3,200
4	1	2	26	9	78	5	5	4	1600	640	5,800
4	2	0	22	7	67	5	5	5	>2400		

INSTITUTO VENEZOLANO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
 LABORATORIO NACIONAL DE AGUAS
 DE LA CIUDAD DE CARACAS

TABLA 3

Indice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 1 tubo con — porciones de 50 MI., 5 tubos con porciones de 10 MI. y 5 tubos con porciones de 10 MI.

No. de tubos con reacciones positivas			Indice del NMP por 100 MI.	Límite Confiable de 95%		No. de tubos con reacciones positivas			Indice del NMP por 100 MI.	Límite Confiable de 95%	
1 tubo con 50 MI.	5 tubos con 10 MI.	5 tubos con 1 MI.		Inferior	Superior	1 tubo con 50 MI.	5 tubos con 10 MI.	5 tubos con 1 MI.		Inferior	Superior
0	0	0	<1								
0	0	1	1	<0.5	4	1	2	1	7	1	17
0	0	2	2	<0.5	6	1	2	2	10	3	23
0	1	0	1	<0.5	4	1	2	3	12	3	28
0	1	1	2	<0.5	6	1	3	0	8	2	19
0	1	2	3	<0.5	8	1	3	1	11	3	26
0	2	0	2	<0.5	6	1	3	2	14	4	34
0	2	1	3	<0.5	8	1	3	3	18	5	53
0	2	2	4	<0.5	11	1	3	4	21	6	66
0	3	0	3	<0.5	8	1	4	0	13	4	31
0	3	1	5	<0.5	13	1	4	1	17	5	47
0	4	0	5	<0.5	13						
1	0	0	1	<0.5	4	1	4	2	22	7	69
1	0	1	3	<0.5	8	1	4	3	28	9	85
1	0	2	4	<0.5	11	1	4	4	35	12	100
1	0	3	6	<0.5	15	1	4	5	43	15	120
1	1	0	3	<0.5	8	1	5	0	24	8	75
1	1	1	5	<0.5	13	1	5	1	35	12	100
1	1	2	7	1	17	1	5	2	54	18	140
1	1	3	9	2	21	1	5	3	92	27	220
1	2	0	5	<0.5	13	1	5	4	160	39	450
								≥240			

SRM DIR. GRAL. DE USOS DEL AGUA Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN C I E C C A

TABLA 4

Indice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 5 tubos con porciones de 50 Mi., 5 tubos con porciones de 10 Mi. y 5 tubos con porciones de 1 Mi.

No. de tubos con reacciones positivas			Indice del NMP por 100 Mi.	Límite Confiable de 95%		No. de tubos con reacciones positivas			Indice del NMP por 100 Mi.	Límite Confiable de 95%	
5 tubos con 50 Mi.	5 tubos con 10 Mi.	5 tubos con 1 Mi.		Inferior	Superior	5 tubos con 50 Mi.	5 tubos con 10 Mi.	5 tubos con 1 Mi.		Inferior	Superior
0	0	0	<1								
0	0	1	1	<0.5	2	4	1	1	4	1	9
0	1	0	1	<0.5	2	4	1	2	4	1	9
0	1	1	1	<0.5	2	4	2	0	4	1	9
0	2	0	1	<0.5	2	4	2	1	4	1	9
0	3	0	1	<0.5	2	4	2	2	5	2	12
						4	3	0	5	2	12
1	0	0	1	<0.5	2	4	3	1	5	2	12
1	0	1	1	<0.5	2	4	3	2	6	2	14
1	1	0	1	<0.5	2	4	4	0	6	2	14
1	1	1	1	<0.5	2	4	4	1	7	3	17
1	2	0	1	<0.5	2	4	4	1	7	3	17
1	2	1	2	<0.5	4	4	5	0	7	3	17
1	3	0	2	<0.5	4	4	5	1	8	3	19
						5	0	0	4	1	9
2	0	0	1	<0.5	2	5	0	1	4	1	9
2	0	1	1	<0.5	2	5	0	2	6	2	14
2	1	0	1	<0.5	2	5	0	2	6	2	14
2	1	1	2	<0.5	4	5	1	0	5	2	12
2	2	0	2	<0.5	4	5	1	1	6	2	14
2	2	1	2	<0.5	4	5	1	1	6	2	14
						5	1	2	7	3	17
2	3	0	2	<0.5	4	5	2	0	6	2	14
2	3	1	3	1	7	5	2	1	8	3	19
2	4	0	3	1	7	5	2	2	10	4	23
						5	2	3	12	4	28
3	0	0	2	<0.5	4	5	2	3	12	4	28
3	0	1	2	<0.5	4	5	3	0	9	3	21
3	1	0	2	<0.5	4	5	3	1	11	4	26
3	1	1	2	<0.5	4	5	3	2	14	5	34
3	1	2	3	1	7	5	3	3	18	6	53
3	2	0	3	1	7	5	3	3	18	6	53
						5	4	0	13	6	31
3	2	1	3	1	7	5	4	1	17	6	47
3	2	2	4	1	9	5	4	2	22	7	70
3	3	0	3	1	7	5	4	3	28	9	85
3	3	1	4	1	9	5	4	4	35	11	100
3	3	2	4	1	9	5	4	4	35	11	100
3	4	0	4	1	9	5	5	0	24	8	75
3	4	1	4	1	9	5	5	0	24	8	75
						5	5	1	35	11	100
4	0	0	2	<0.5	4	5	5	2	54	18	140
4	0	1	3	1	7	5	5	3	92	27	220
4	0	2	3	1	7	5	5	4	160	39	420
4	1	0	3	1	7	5	5	5	240	39	420

TABLA 5

Indice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 3 tubos con porciones de 10 MI., 3 tubos con porciones de 1 MI. y 3 con porciones de 0.1 MI.

No. de tubos con reacciones positivas			Indice del N. M. P. por M I.	Límite Confiable de 95 %	
3 tubos con 10 MI.	3 tubos con 1 MI.	3 tubos con 0.1 MI.		Inferior	Superior
0	0	0	<3		
0	0	1	3	<0,5	9
0	1	0	3	<0.5	13
1	0	0	4	<0.5	20
1	0	1	7	1	21
1	1	0	7	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	150
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	380
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	0	240	36	1,300
3	3	1	460	71	2,400
3	3	2	1,100	150	4,800
3	3	3	2,400		

TABLA 6

Índice del NMP y límite confiable de 95% para varias combinaciones de resultados positivos y negativos cuando se usan: 5 tubos con porciones de 10 MI., 1 tubo con porción de 1 MI. y 1 tubo con porción de 0.1 MI.

No. de tubos con reacciones positivas			Índice del N. M. P. por MI.	Límite Confiable de 95 %	
5 tubos con 10 MI.	1 tubo con 1 MI.	1 tubo con 0.1 MI.		Inferior	Superior
0	0	0	4.2	0	5.9
0	1	0	2	0.050	13
1	0	0	2.2	0.050	13
1	1	0	4.4	0.52	14
2	0	0	5	0.54	19
2	1	0	7.6	1.5	19
3	0	0	8.8	1.6	29
3	1	0	12	3.1	30
4	0	0	15	3.3	46
4	0	1	20	5.9	48
4	1	0	21	6.0	53
5	0	0	38	6.4	330
5	0	1	96	12	370
5	1	0	240	12	3,700
5	1	1	240		

VI.- ANALISIS DE LODOS RESIDUALES

- A) Materia suspendida
- B) volumen sedimentable
- C) indice de densidad
- D) ácidos volátiles
- E) nitrógeno albuminoideo
- F) materia orgánica

DIR. GRAL. DE USOS DEL AGUA,
Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN
S I E C C A

VI.- ANALISIS DE LODOS RESIDUALES

Llamamos lodos residuales, a los obtenidos como sub-productos en una planta de tratamiento de aguas y aguas de desecho. A diferencia del agua producida y el efluente de las plantas de tratamiento que son productos terminados, los lodos y suspensiones no lo son. Por su origen, consistencia, volumen y putrescibilidad, la mayor parte de ellos requieren ser procesados, antes de su evacuación.

Dentro de los sólidos de desecho se encuentran incluidos: 1) Los sólidos naturalmente presentes en las aguas y aguas residuales; 2) Los aditivos (coagulantes y precipitantes químicos) que convierten a los sólidos no sedimentables indeseados en sólidos sedimentables; 3) Las partículas biológicas desprendidas y los flóculos biológicos de desecho u otras generadas por los organismos vivientes a partir de materia orgánica nutritiva durante el tratamiento de las aguas residuales.

Podemos describir a los lodos residuales, derivándolos del proceso de tratamiento en que se originan. Son ejemplos, los lodos de la coagulación química, el ablandamiento químico, la desferrización, purificación de aguas, sedimentación simple, precipitación química y el humus y lodos de procesos biológicos tales como filtros goteadores y lodos activados.

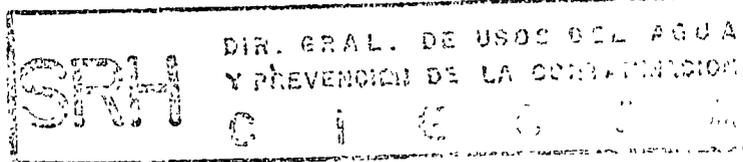
Al ser desalojados los lodos de las unidades de sedimentación éstos contienen un alto por ciento de humedad, por lo que secarlos y esterilizarlos, son los siguientes pasos en su tratamiento.

También debemos considerar como lodos residuales, los formados como sedimentos en embalses o ríos y que son producidos por las descargas de alcantarillados municipales o desechos industriales.

En cuanto a los análisis pertinentes a realizar en lodos residuales y que deben ser operaciones rutinarias en las plantas de tratamiento, deben estar enfocados a la determinación del lodo y sedimento, a la identificación de su composición, a la medición de su condición y aspecto físico; así como pruebas relacionadas con los procesos de tratamiento y pruebas funcionales que midan la degradabilidad, filtrabilidad, poder calorífico y contenido de fertilizantes tales como el nitrógeno, fosfato y potasio.

En el presente capítulo, describimos específicamente los siguientes análisis en lodos residuales:

- A).- Materia Suspendida.
- B).- Volumen Sedimentable.
- C).- Indice de Densidad.
- D).- Acidos Volátiles.
- E).- Nitrógeno Albuminoideo.
- F).- Materia Orgánica.



A.- MATERIA SUSPENDIDA

1.- Generalidades.

En general, la cuantificación de cada uno de los parámetros que describimos en este capítulo, tiene por objeto el buen diseño de las unidades de tratamiento y disposición de los lodos, así como el transporte y evacuación final de los mismos.

Consideramos como materia suspendida, aquella que no se encuentra disuelta y que constituye el residuo no filtrable de una muestra de lodos, así tenemos que esta porción por ser mayor es de más importancia en el análisis de lodos residuales dado que la cantidad de sólidos suspendidos se incrementa con la polución de las aguas de desecho.

La determinación de sólidos suspendidos en aguas y aguas de desecho se puede hacer midiendo la turbiedad de la muestra, pero en lodos residuales esto no es posible dada la concentración de éstos, por lo que se aconseja el filtrar empleando un crisol Gooch o filtros de fibra de vidrio. Es importante al medir materia suspendida tener en cuenta el alto contenido de materia volátil en la misma, lo que puede acarrear errores si no se considera de antemano.

2.- Significado Sanitario

Al igual que la determinación de los otros tipos de sólidos (disueltos, volátiles y fijos), los suspendidos nos servirán en el diseño de unidades de tratamiento y disposición de los mismos. Además la cantidad de materia suspendida en una muestra de lodos nos podrá indicar la eficiencia de las unidades de sedimentación y coagulación química, así como su poder contaminante, debido a la concentración de poluyentes del propio residuo.

3.- Método de Determinación de la Materia Suspendida Total.

Aunque la materia suspendida la podemos subdividir en fija o volátil, en el presente análisis será cuantificada en forma total, dado que así es recomendado para pruebas en lodos residuales.

Los métodos que existen, no difieren mucho en su procedimiento, aunque si en el aparato por usar, que puede ser el crisol Gooch, platillos de aluminio o el que recomienda actualmente los "Métodos Estándar para el Análisis de Aguas y Aguas de Desecho" y que sugiere el uso de filtros de fibra de vidrio.

Este último método es el que hemos seleccionado para análisis de materia suspendida en el presente curso.

a).- Principio.

La cantidad de materia suspendida por un filtro, varía con la porosidad del mismo. Los filtros comunes usados en análisis de aguas, pueden servir para este propósito, siendo mejor el uso del filtro de vidrio en aguas de desecho y aguas contaminadas.

En casos especiales de análisis de ciertos desechos industriales, puede ser necesario variar el procedimiento, por ejemplo en el caso de extraer aceite o grasa.

b).- Aparatos.

- (1) Filtros de fibra de vidrio, 5.5 cm. Whatman GF/c, o equivalente.
- (2) Embudo Buchner. Alternativamente pueden ser usados Cribbles Gooch.
- (3) Matraces Kitasato (para filtrar al vacío) y accesorios.
- (4) Estufa para usarse a 103°C.
- (5) Mufla para usarse a 550°C.
- (6) Desecador.
- (7) Balanza analítica.

c).- Procedimiento.

- (1) Preparación del filtro.- Póngase el filtro de fibra de vidrio en el embudo Buchner, con la superficie rugosa del disco hacia arriba. Aplique vacío al aparato de filtración, lavando el disco con agua destilada. Desconectamos el vacío, removemos el disco y lo secamos en una estufa a 103°C por 1 hora. Si la materia volátil no ha sido determinada, enfriamos el filtro a la temperatura ambiente en un desecador y pesamos. Si la materia volátil ya ha sido determinada, transferimos el disco a una mufla y calentamos a 550°C por 15 minutos. Removemos el disco de la estufa, lo enfriamos en un desecador a la temperatura ambiente y pesamos.



B.- VOLUMEN SEDIMENTABLE

1.- Generalidades

Se conoce como sólidos sedimentables, aquellos que se encuentran en suspensión y se sedimentan bajo condiciones de reposo, por acción de la gravedad. Unicamente los sólidos suspendidos con una gravedad específica mayor que la del líquido que los contiene, se sedimentan. Los lodos productos de unidades de tratamiento de aguas, son acumulaciones de sólidos sedimentables.

2.- Significado Sanitario

El conocer el contenido de sólidos sedimentables en los lodos residuales, nos servirá definitivamente en el diseño del digestor de lodos, el que deberá tener en cuenta, en cuanto a capacidad, el volumen adecuado que facilite la correcta evacuación del residuo sólidos para una etapa posterior de espesamiento o acondicionamiento químico antes de ser secados. A su vez -- también nos da una idea de la concentración de las sustancias y tipo probable de ellas.

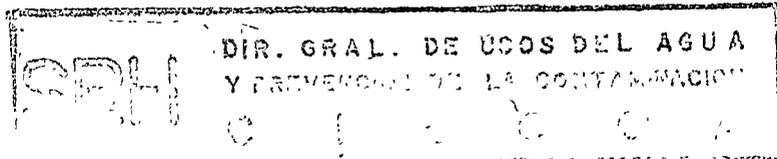
3.- Los sólidos sedimentables se pueden determinar y registrar por volumen (ml/l) o por peso (mg/l).

a).- Procedimiento

(1).- Sólidos en volumen: Se llena un cono Imhoff, hasta el aforo de 1 litro, con una muestra perfectamente mezclada. Se deja reposar por 45 minutos, se frota cuidadosamente, sin agitar el líquido, las paredes del cono, con una varilla de vidrio o haciendo girar al cono repetidamente; se deja reposar otros 15 minutos y se registra el volumen de sólidos sedimentados en el cono, como ml/l.

(2).- Sólidos en peso: Esta técnica define los sólidos sedimentables, como aquellos que no se mantienen en suspensión durante el período de reposo, bien sea porque se sedimentan en el fondo, o porque flotan en la superficie.

(2.1) Se determina la materia suspendida (mg/l), de acuerdo al método enunciado en A-3.



- (2) Tratamiento de la Muestra.- Excepto para muestras conteniendo una alta concentración de materia suspendida la cual se filtra lentamente, seleccionamos un volumen de muestra igual a 14 ml o más por cm^2 de área de filtro.

Colocamos el filtro preparado en el embudo Buchner, con la capa rugosa hacia arriba. Aplicando vacío, humedecemos el disco en agua destilada. Medimos el volumen seleccionado de muestra bien mezclada, con una pipeta ancha o una probeta. Filtramos la muestra a través del filtro, usando vacío. Lavamos el filtro con agua destilada. Desconectamos el vacío, removemos el filtro y lo secamos a 103°C por 1 hora en una estufa. Después pasamos el disco al secador y lo enfriamos a la temperatura ambiente, pesándolo finalmente en una balanza analítica.

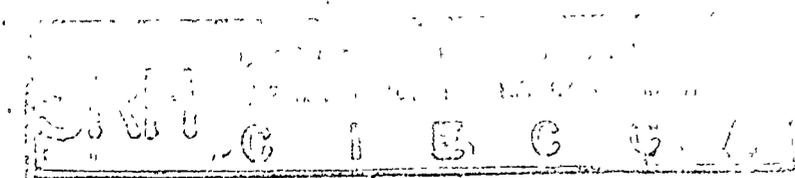
- (3) Filtración con Crisoles Gooch.- Alternativamente, usamos filtros de fibra de vidrio de diámetro adecuado -- (2.1 ó 2.4 cm.) con crisoles Gooch, descansando el disco del filtro en el fondo del crisol, cubriendo las perforaciones. El crisol Gooch es usualmente secado, calentado y pesado junto con el disco, antes de remover este - para ser manejado por separado.

d) Cálculos.

$$\text{mg/l de materia suspendida total} = \frac{A \times 1000}{B}$$

A = mg de sólidos suspendidos.

B = ml de muestra.



Este último método es el que hemos seleccionado para análisis de materia suspendida en el presente curso.

a).- Principio.

La cantidad de materia suspendida por un filtro, varía con la porosidad del mismo. Los filtros comunes usados en análisis de aguas, pueden servir para este propósito, siendo mejor el uso del filtro de vidrio en aguas de desecho y aguas contaminadas.

En casos especiales de análisis de ciertos desechos industriales, puede ser necesario variar el procedimiento, por ejemplo en el caso de extraer aceite o grasa.

b).- Aparatos.

- (1) Filtros de fibra de vidrio, 5.5 cm. Whatman GF/c, o equivalente.
- (2) Embudo Buchner. Alternativamente pueden ser usados Cribres Gooch.
- (3) Matraces Kitasato (para filtrar al vacío) y accesorios.
- (4) Estufa para usarse a 103°C.
- (5) Mufla para usarse a 550°C.
- (6) Desecador.
- (7) Balanza analítica.

c).- Procedimiento.

- (1) Preparación del filtro.- Póngase el filtro de fibra de vidrio en el embudo Buchner, con la superficie rugosa del disco hacia arriba. Aplique vacío al aparato de filtración, lavando el disco con agua destilada. Desconectamos el vacío, removemos el disco y lo secamos en una estufa a 103°C por 1 hora. Si la materia volátil no ha sido determinada, enfriamos el filtro a la temperatura ambiente en un desecador y pesamos. Si la materia volátil ya ha sido determinada, transferimos el disco a una mufla y calentamos a 550°C por 15 minutos. Removemos el disco de la estufa, lo enfriamos en un desecador a la temperatura ambiente y pesamos.

- (2.2) Se vierte una muestra bien mezclada, en un recipiente de cristal de no menos de 9 cm de diámetro, - usando un volumen de muestra no menor de 1 litro, o suficiente para tener una profundidad de 20 cm. Se pueden usar recipientes de mayor diámetro y mayores volúmenes de muestra.

Se deja reposar 1 hora y sin provocar disturbios en los materiales sedimentados o flotantes, se sifonea una porción de 250 ml de la zona media del recipiente. Se determina la materia suspendida (mg/l) en el total o en parte de la porción sifoneada, según el método A-3 y que representa la materia no sedimentable.

- (2.3) Cálculo :
 $\text{mg/l de materia sedimentable} = \text{mg/l de materia suspendida} - \text{mg/l de materia no sedimentable.}$

C.- INDICE DE DENSIDAD

1.- Generalidades

La densidad junto con la viscosidad, se encuentran entre las propiedades hidráulicas más importantes de los fluidos, especialmente en movimiento laminar. Intervienen en el fenómeno de sedimentación y conjunción de las partículas, así como en la resistencia al flujo o filtración a través de sustancias granulares. Así tenemos por ejemplo con el agua, que las variaciones de densidad en las masas profundas, dan por resultado la estratificación o inversión temporal de los lagos y depósitos, con las amplias variaciones subsecuentes en la calidad del agua.

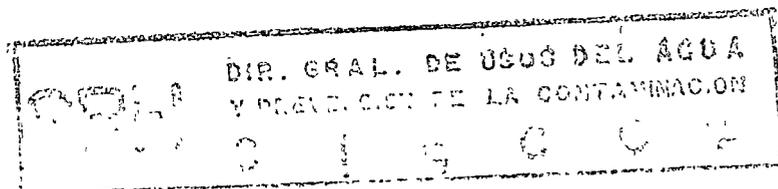
2.- Significado Sanitario

El índice de densidad en los lodos residuales, es un parámetro indicativo de la concentración de sólidos de los mismos. Como se puede apreciar en su deducción, nos relaciona la materia suspendida con el volumen sedimentado, que son las determinaciones enunciadas en los incisos A y B, el valor obtenido de esta medición, nos proporcionará el probable volumen de lodos digeridos y posteriormente secos que serán incinerados o dispuestos en alguna otra forma dentro de una planta de tratamiento de aguas de desecho.

3.- Determinación del Índice de Densidad.

El índice de densidad de lodos (IDL), es el recíproco del índice volumétrico (IVL), multiplicado por 100.

$$\begin{aligned} \text{IDL} &= \frac{\% \text{ de materia suspendida} \times 100}{\% \text{ de sedimento por volumen}} \\ &= \frac{\text{mg/l de materia suspendida}}{\text{ml de lodos sedimentados} \times 10} \\ &= \frac{100}{\text{Índice volumétrico de lodos}} \end{aligned}$$



D.- ACIDOS VOLATILES

1.- Generalidades

La determinación de ácidos volátiles, es muy usual en el control de procesos de tratamiento anaeróbico de desechos.

En la descomposición bioquímica de la materia orgánica, ocurre que las bacterias saprófitas de gran variedad, hidrolizan y convierten los materiales complejos a compuestos de bajo peso molecular. Entre estos compuestos formados los ácidos grasos de cadena corta, tales como el acético, propiónico, butírico, valérico, isovalérico y caprónico son importantes. Los ácidos grasos de bajo peso molecular, son llamados volátiles porque pueden ser destilados a la presión atmosférica. La acumulación de ácidos volátiles, pueden tener efectos desastrosos en la digestión anaeróbica, si la capacidad amortiguadora del sistema es excedida y el pH cae a niveles no favorables.

En unidades de digestión anaeróbica que están operando en condiciones estables, dos grupos de bacterias trabajan en armonía, acompañando la destrucción de la materia orgánica. Los organismos saprófitos causan la degradación al estado ácido y las bacterias formadoras de metano completan la conversión en metano y bióxido de carbono. Una población suficiente de estas últimas y con favorables condiciones ambientales, utilizan los productos finales producidos por las bacterias saprófitas, tan aprisa como son formados. Como resultado, los ácidos no son acumulados y el pH permanece en un ámbito favorable a las bacterias del metano. En tales condiciones, el contenido de ácidos volátiles en lodos digeridos, es del orden de 50 a 250 mg/l expresado como ácido acético. Las bacterias formadoras de metano, se encuentran presentes en desechos domésticos y en los lodos derivados de éstos. Su población es pequeña comparada en la de las bacterias saprófitas. Los lodos residuales crudos, tienen una relativa baja capacidad amortiguadora y al realizar la fermentación anaeróbica, los ácidos volátiles son rápidamente producidos sobrepasando el poder consumidor de las pocas bacterias del metano presentes. Además a pH menor de 6.5, estas bacterias son inhibidas, en cambio las saprófitas, resisten niveles de pH cercanos a 5.0. Bajo tales condiciones desbalanceadas, la concentración de ácidos volátiles se incrementa a niveles de 2000 a 6000 mg/l o más, dependiendo del contenido de sólidos en los lodos. De lo anterior deducimos, que una digestión activa de metano, no se puede realizar a menos que se empleen agentes neutralizantes tales como la cal, para producir un pH favorable a las bacterias del metano.

2.- Significado Sanitario

Las determinaciones de ácidos volátiles, nos proveen información concierne a la degradación anaeróbica de la materia orgánica y sobre las condiciones del medio ambiente mas adecuado para una óptima actividad de las bacterias formadoras de metano. La investigación sobre procesos anaeróbicos, particularmente

lo que respecta a la naturaleza del substrato bajo descomposición, puede aplicarse a desechos industriales.

La medición de ácidos volátiles como control de rutina en unidades de digestión anaeróbica en plantas de tratamiento de aguas residuales, está siendo cada vez más empleada. Estos datos se requieren especialmente en el control de unidades que estén operando a o cerca de su capacidad de diseño. Con el desarrollo de procesos de digestión que funcionan con altas velocidades, esta prueba será más importante en el futuro como medida correctiva, por lo que indudablemente tendrá que ser hecha más prontamente.

3.- Determinación de Ácidos Volátiles, por el Método Cromatográfico, de División de columnas.

Este Método ha venido a sustituir al de destilación, el que se encuentra sujeto a inexactitudes, debido a las bajas y variables eficiencias de recolección de los diferentes ácidos volátiles. En cambio el método cromatográfico, permite mediciones cercanas al 100% de todos los ácidos volátiles presentes, y su realización es rápida.

a).- Discusión General.

(1) Principio: Las columnas cromatográficas, son capaces de una separación dinámica o distribución de sustancias disueltas o dispersas, entre dos fases inmiscibles, una de las cuales se mueve y pasa a través de la otra que es estacionaria. Si una muestra acuosa acidificada conteniendo ácidos orgánicos, es absorbida sobre una columna de material granular inerte y un solvente orgánico apropiado es pasado a través de ella, los ácidos orgánicos pueden ser extraídos de la muestra acuosa. Se emplea ácido silícico como la columna absorbente, una solución acuosa acidificada como la fase estacionaria y butanol normal en cloroformo, como la fase móvil.

Para controlar las concentraciones relativas de butanol y cloroformo en el sistema solvente, ácidos orgánicos pueden ser selectivamente eluidos de la columna, colectados y cuantificados por titulación con una base estándar. Todos los ácidos orgánicos o volátiles de 1 a 6 carbonos, son eluidos con el sistema solvente usado en el método y se registran en conjunto como ácidos orgánicos totales.

(2) Interferencias: El sistema solvente butanol cloroformo empleado en el método, es capaz de eluir ácidos orgánicos y además de ácidos volátiles, algunos tipos de detergentes sintéticos.

Los ácidos crotonico, adipico, piruvico, ftálico, fumárico, láctico, succínico, malónico, gálico y oxálico, sulfatos alquilos y alquil aril sulfonatos, son todos absorbidos por el ácido silícico y eluidos. Afortunadamente estos compuestos no volátiles

les están generalmente presentes en muy baja concentración y sustituyen una porción insignificante del contenido orgánico total.

- (3) Precauciones: Las normalidades de soluciones en alcohol, decrecen con el tiempo, particularmente si se encuentran expuestas a la atmósfera. Este decremento, usualmente es acompañado por la presencia de un precipitado blanco en el reactivo. Las magnitudes de tales cambios, no son normalmente significativos en procesos ordinarios de control, si las pruebas son hechas dentro de pocos días de la estandarización. Para minimizar este efecto, la solución valorada de hidróxido de sodio, podría ser almacenada en un frasco de cristal Pyrex, herméticamente tapado y protegido del CO₂ atmosférico, fijándole un tubo de material absorbente de él. Para mayor precisión en los análisis, el titulante podría ser estandarizado o preparado fresco antes de cada análisis. Aún cuando el procedimiento es adecuado para análisis rutinarios de muchas muestras de lodos, concentraciones de ácidos volátiles en exceso de 5,000mg/1, requieren una cantidad mayor de solvente orgánico para una recolección cuantitativa. Elución con una segunda fracción de solvente y titulación subsecuente, revelará una posibilidad de recolección incompleta.

b).- Aparatos.

- (1) Centrífuga o matraz de filtración.
- (2) Crisoles Gooch, con matraz filtrante y fuente de vacío.
- (3) Embudo de separación; 1,000 ml.

c).- Reactivos.

- (1) Acido Silícico: Especialmente preparado para cromatografía, - malla 50-200. Remoción de finos por suspensión del ácido en agua destilada y decantación del sobrenadante, después se deja sedimentar por 15 minutos. Se repite el proceso varias veces. Secamos el ácido lavado en una estufa a 103°C, hasta que esté completamente seco, se guarda en un desecador antes de usarse.
- (2) Reactivo Cloroformo-Butanol, CB₂₅: Mezclamos 300 ml de -- Cloroformo grado analítico, 100 ml de n-Butanol y 80 ml de -- H₂SO₄, 0.5N, en un embudo de separación y permitimos que el agua y las capas orgánicas se separen. Drenamos fuera -- las capas bajas de CB₂₅ orgánico a través de papel filtro, -- dentro de una botella seca.

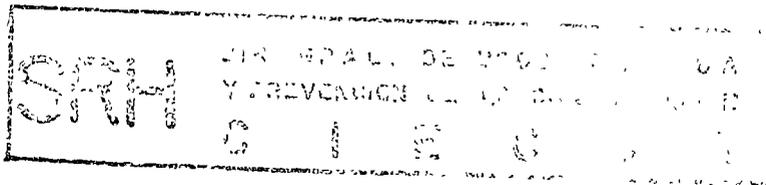
- (3) Solución Indicadora de Azul de Timol: Disolvemos 80 mg de Azul de Timol en 100 ml de metanol absoluto.
- (4) Solución Indicadora de Fenolftaleína: Disolvemos 80 mg. de Fenolftaleína en 100 ml de metanol absoluto.
- (5) Acido Sulfúrico Concentrado, grado analítico.
- (6) Solución Valorada de Hidróxido de Sodio 0.02 N: Diluimos 20 ml de solución madre de NaOH 1.0 N, llevando la solución a un litro con metanol absoluto.

d).-Procedimiento.

- (1) Pretratamiento de la Muestra: En una centrífuga o matraz de -- filtración con bastante lodo, obtenemos de 10 a 15 ml de muestra clara en un pequeño tubo de pruebas. Adicionamos unas gota de solución indicadora de Azul de Timol, el H_2SO_4 concentrado se agrega hasta que éste pase de rojo a azul (pH= 1.0-1.2)
- (2) Columna Cromatográfica: Ponemos 12 gr de Acido Silícico en -- un crisol Gooch y aplicamos vacío a la columna para empacarla. Con una pipeta distribuimos 5.0 ml de la muestra acidificada, -- tan uniformemente como sea posible sobre la superficie de la -- columna. Aplicamos succión momentáneamente para extraer la muestra dentro del Acido Silícico, realizamos el vacío una vez -- que la última porción de la muestra ha entrado en la columna. -- Rápidamente adicionamos 65 ml de reactivo CB_{25} a la columna y aplicamos succión. Suspendemos ésta, antes que el último de -- los reactivos entre a la columna. Usamos una nueva columna -- para cada muestra por analizar.
- (3) Titulación: Removemos el matraz de filtración y purgamos la muestra eluída con un gas inerte nitrógeno o aire libre de CO_2 , inmediatamente antes de la titulación. (El aire libre de CO_2 , puede obtenerse pasando aire a través de Ascarita o un equivalente). Titulamos la muestra con una solución valorada de NaOH, 0.02N y fenolftaleína en el punto final, teniendo cuidado de evitar aereación de la muestra. El nitrógeno o aire libre de CO_2 , liberado a través de un pequeño tubo de vidrio, puede ser usado para purgar y mezclar, previniendo así el contacto con el CO_2 atmosférico -- durante la titulación.
- (4) Testigo: Prepare un testigo compuesto de 5.0 ml de agua destilada acidificada (H_2SO_4), lo colocamos sobre una columna con -- 65 ml de reactivo CB_{25} y titulamos en la misma forma que la -- muestra.

e).- Cálculos.

$$\text{Acidos Orgánicos Totales} = \frac{(a-b) \times N \times 60\,000}{\text{ml de muestra}}$$



donde:

a = ml del titulante de NaOH usados en la muestra.

a = ml del titulante de NaOH, usados en el testigo.

N= Normalidad del titulante de NaOH.

DIR. ENAL. DE USOS DEL AGUA
Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

SECRETARÍA DE SALUD

E.- NITROGENO ALBUMINOIDEO

1.- Generalidades

Los compuestos del Nitrógeno, son de gran importancia por tomar parte en los procesos vitales de las plantas y animales. En particular la determinación del Nitrógeno Albuminoideo en aguas y lodos residuales, nos proporciona una indicación aproximada, de la cantidad de nitrógeno de origen proteico que pueden contener las muestras de tales sustancias. Esto se deriva principalmente de la vida animal y vegetal que es normal a los medios acuáticos.

2.- Significado Sanitario

Si después de la destilación del nitrógeno del amoníaco libre, se agrega a la muestra por tratar una solución muy alcalina de permanganato de potasio, se puede provocar un nuevo desprendimiento de amoníaco. Este desprendimiento secundario de amoníaco representa el nitrógeno albuminoideo y es, en gran parte, el resultado de la acción del permanganato de potasio, en un medio alcalino, sobre los grupos amínicos no substituidos de los distintos aminoácidos, polipéptidos y proteínas; estos materiales nitrogenados son constituyentes importantes de la contaminación orgánica de los abastecimientos de agua. Como el nitrógeno amoniacal libre, el nitrógeno albuminoideo ejerce, con frecuencia, una influencia importante en la demanda de cloro en las plantas de tratamiento que practican la cloración hasta cloro libre residual.

3.- Determinación del Nitrógeno Albuminoideo.

a).- Discusión General

- (1) Principio: Después de ser convertidos a amoníaco los grupos amínicos no substituidos, por la acción del permanganato de potasio alcalino se destila el amoníaco y se determina por nesslerización. Esto también puede efectuarse por titulación con una solución valorada de un ácido mineral fuerte.
- (2) Almacenamiento de las muestras: Los resultados más dignos de confianza se obtienen sobre muestras recién tomadas. En el caso de que no sea posible un análisis inmediato, se deben tomar precauciones para retardar la actividad biológica, almacenando las muestras a baja temperatura, de preferencia apenas sobre el punto de congelación. Cuando no es posible tal medida, la adición de 0.8 ml de H_2SO_4 concentrado, por cada litro de muestra, puede servir para mantener el balance de nitrógeno; si se practica la preservación con ácido, la muestra acidulada se debe neutralizar con hidróxido de sodio o potasio inmediatamente antes de iniciar el procedimiento.

b).- Aparatos.

- (1) Equipo Colorimétrico: Se necesita uno de los siguientes:

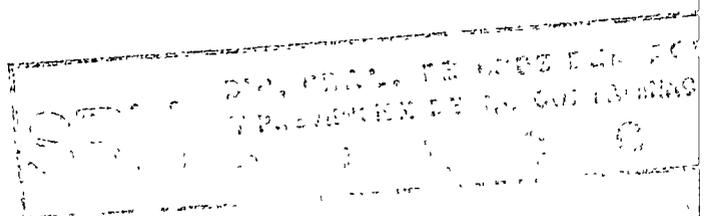
- (1.1) Espectrofotómetro, para usarse en 400 a 425 $m\mu$, con un trayecto de luz de 1 cm, o mayor.
 - (1.2) Fotómetro de Filtro, con un trayecto de luz de 1 cm, o mayor, equipado con un filtro violeta que tenga su transmitancia máxima en 400 a 425 $m\mu$.
 - (1.3) Tubos de Nessler, pareados, de 50 ml, forma alta.
- (2) Aparato de Destilación: un matraz de cristal de 800 - 2 000 ml, - conectado a un refrigerante vertical dispuesto en tal forma que el - destilado caiga directamente en la cristalería receptora. Se puede emplear un aparato íntegro de cristal Pyrex o con refrigerante de - estaño o aluminio.

c).- Reactivos.

Emplear cristalería Pyrex.

- (1) Agua exenta de amoniaco: La podemos obtener por el procedimiento de destilación, el que elimina las huellas del amoniaco en el - agua destilada, por la adición de suficiente agua de bromo o de - cloro, para producir un halógeno libre residual de 2-5 mg/l. Se de - ja reposar 1 hora cuando menos, y de preferencia durante la noche, se desechan los primeros 100 ml de destilado, antes de iniciar la - recolección.
- (2) Solución amortiguadora de fosfato pH 7.4: Se disuelven 14.3 g de fosfato de potasio monobásico anhidro, KH_2PO_4 , y 68.8 gr de fosfa - to de potasio dibásico anhidro, K_2HPO_4 , y se diluye a 1 litro con - agua destilada exenta de amoniaco. Se debe verificar una determi - nación testigo, para comprobar el contenido de amoniaco de esta - solución amortiguadora.
- (3) Solución de ácido bórico: Se disuelven 20 g de ácido bórico, H_3BO_3 , anhidro, en agua exenta de amoniaco y se diluye a 1 litro.
- (4) Solución madre de cloruro de amonio: Se disuelven 3.819 g de cloruro de amonio anhidro, NH_4Cl , en agua destilada exenta de amoniaco y - se diluye a 1 litro; 1 ml = 1.00 mg de N = 1.22 mg de NH_3 .
- (5) Solución patrón de cloruro de amonio: Se diluyen 10.00 ml de la so - lución madre de cloruro de amonio a 1 litro con agua destilada exenta de amoniaco; 1 ml = 0.0100 mg de N = 0.0122 mg de NH_3 .
- (6) Agente neutralizador:
 - (6.1) Solución de hidroxido de sodio, 1N. Se disuelven 40 g de - NaOH en agua exenta de amoniaco y se diluye a 1 litro.

- (6.2) Solución de ácido sulfúrico, 1 N. Se agregan, cuidadosamente, 28 ml de H_2SO_4 conc a 500 ml de agua exenta de amoníaco y se diluye a 1 litro.
- (7) Agente decolorador N/70 : Es satisfactorio cualesquiera de los reactivos siguientes, de los cuales 1 ml neutraliza a 1 mg/l de cloro residual en 500 ml de muestra. Las soluciones de tiosulfato y de sulfito son inestables y se deben preparar el día que se van a usar:
- (7.1) Solución de tiosulfato de sodio 1/70 N: Se disuelven -- 3.5 g. de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ en agua exenta de amoníaco y se diluye a 1 litro.
- (7.2) Solución de metarsenito de sodio 1/70N: Se disuelve 1 g de $NaAsO_2$ en agua exenta de amoníaco y se diluye a 1 Litro. (PRECAUCION: Tóxica; se debe evitar su ingestión)
- (7.3) Solución de sulfito de sodio 1/70N. Se disuelven 0.9 g de Na_2SO_3 en agua exenta de amoníaco y se diluye a 1 litro.
- (7.4) Solución de óxido de fenilarsina 1/70N: Se disuelven - 1.2 g de óxido de fenilarsina, C_6H_5AsO , en 200 ml de $NaOH$ 0.3N filtrándose, si es necesario, y diluyendo a un litro - con agua exenta de amoníaco. (PRECAUCION: Tóxica; se debe evitar su ingestión).
- (8) Reactivo de Nessler: Se disuelven 100 g de yoduro mercúrico anhidro, HgI_2 , y 70 g de yoduro de potasio anhidro, KI , en un pequeño volumen de agua exenta de amoníaco; esta mezcla se agrega lentamente, con agitación, a una solución fría de 160 g de hidróxido de sodio en 500 ml de agua exenta de amoníaco, diluyéndose a un litro con la misma agua. En las condiciones normales de laboratorio, conservando en cristalería pyrex y preservando de la luz solar, este reactivo es estable por períodos hasta de un año. El reactivo debe producir el color característico con 0.1 mg/l de nitrógeno amoniacal dentro de los diez minutos después de su adición y no debe producir un precipitado con pequeñas cantidades de amoníaco dentro de las 2 horas. (PRECAUCION: Tóxico; se debe evitar su ingestión.)
- (9) Soluciones de color permanente:
- (9.1) Cloroplatinato de potasio: Se disuelven 2.0 g de K_2PtCl_6 en 300 o 400 ml de agua destilada, se agregan 100 ml de HCl - conc y se diluye a un litro.



- (10) Reactivo alcalino de permanganato de potasio: En un vaso pyrex de 3 litros se disuelven 16 g de KMnO_4 en suficiente agua destilada exenta de amoniaco. Se agregan 288 g de NaOH o 404 g de KOH y suficiente agua exenta de amoniaco para obtener 2.5 litros. Se concentra a 2 litros sobre una parrilla. Se determina el contenido de amoniaco de 50 ml de este reactivo y la cifra obtenida se usa como base para corregir las determinaciones subsecuentes.

d). - Procedimiento.

- (1) Preparación de la muestra: Pasamos la muestra conteniendo aproximadamente 1 gr de sólidos secos, con un error máximo de 1%, en un crisol. Lavamos la muestra dentro de un matraz Kjeldahl de 500 ml con agua destilada libre de amoniaco y diluimos a 250 ml. Es recomendable usar muestras hasta de 1 000 ml.

Se elimina el cloro residual de la muestra agregando una cantidad equivalente de agente de clorador. Si es necesario, se neutraliza la muestra a un pH aproximado de 7, usando un medidor de pH, ácido o alcali diluïdos. Se agregan 10 ml de la solución amortiguadora de fosfato. Para la mayor parte de las aguas es suficiente este volumen para conservar un pH de 7.4 ± 0.2 durante la destilación, pero si esto no sucede así, se puede agregar otra porción de 10 ml de la solución amortiguadora. Para muestras que contengan más de 250 mg/l de calcio, se deben agregar primero 40 ml de la solución amortiguadora, y, a continuación, se ajusta el pH a 7.4 con ácido o base.

- (2) Preparación del equipo. - Empleando el mismo matraz que se va a usar en la prueba, se lava con vapor todo el aparato, hirviendo 500 ml de agua destilada, con 10 ml de la solución amortiguadora de fosfato y unas cuantas perlas de vidrio, hasta que el destilado no muestre huellas de amoniaco.
- (3) Destilación. - Para evitar cualquier posibilidad de contaminación, es mejor dejar montado todo el aparato de destilación despues del lavado con vapor, hasta que se vaya a iniciar la destilación de la muestra. - Se vacía el matraz de destilación y se vierte en el mismo de 700 a 1000 ml de la muestra neutralizada y de clorada en un matraz de destilación de 2 litros. Se agregan 10 ml de la solución amortiguadora de fosfato, agregándose unas cuantas perlas de vidrio. La destilación se lleva a una velocidad de 6 a 10 ml por minuto y se recogen de 50 a 300 ml de destilado de nitrógeno amoniacal.

A continuación, se agregan 50 ml de la solución alcalina de permanganato de potasio y se continúa la destilación recogiendo el condensado en porciones separadas de 50 ml o mayores hasta un total de 200 a 250 ml del destilado.

- (4) Reacción colorimétrica.- Se agregan 1.0 ml del reactivo de Nessler a cada porción de 50.0 ml del destilado, o a una parte alícuota di-luída a 50.0 ml con agua destilada exenta de amoniaco. Se mezcla bien, tapando los tubos de Nessler o los matraces con tapones de caucho limpios (que se han enjuagado con agua destilada exenta de amoniaco) o invirtiendo los tubos por seis veces, cuando menos, - para lograr su mezcla completa.

Se mantienen las mismas condiciones experimentales de temperatura y tiempo de la reacción para las muestras, los patrones y los testigos. Se deja reposar por 10 minutos después de la adición del reactivo y se compara el color desarrollado en las porciones del destilado con las de los patrones. Se puede usar un período de contacto de 30 minutos, si es muy fijo el contenido de nitrógeno albuminoideo, pero en este caso se deben preparar patrones y testigos para el mismo período de contacto. La medición del color se verifica fotométricamente o visualmente.

- (5) Medición fotométrica.- Se mide la absorbancia o la transmitancia en un espectrofotómetro o en un fotómetro de filtro. La curva de calibración se debe preparar bajo las mismas condiciones de temperatura y - de tiempo de reacción que se apliquen a las muestras. Las lecturas - de la transmitancia se deben verificar contra un testigo de reactivo y - las curvas se deben comprobar, con frecuencia, con patrones de amoniac, de preferencia dentro del ámbito de las muestras. Con cada - nueva preparación del reactivo de Nessler se deben redeterminar las - curvas de calibración.
- (6) Comparación visual.- Se comparan los colores producidos en las muestras contra los patrones de amoniaco. Se pueden usar patrones tempo-rales o permanentes, según se indica a continuación:

(6.1) Patrones temporales: se puede preparar una serie de patrones visuales, en tubos de Nessler, diluyendo a 50 ml con agua - exenta de amoniaco los siguientes volúmenes de solución patrón de cloruro de amonio: 0.0, 0.2, 0.4, 0.7, 1.0, 1.4, 1.7, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 4.5, 5.0, y 6.0 ml. Se - nesslerizan los patrones y las porciones del destilado, agregando 1 ml del reactivo de Nessler a cada tubo y mezclando bien.

(6.2) Patrones permanentes: En tubos Nessler de 50 ml se miden - los volúmenes de las soluciones de Cloroplatinato de potasio y de cloruro cobaltoso que se indican en el cuadro anexo, se diluyen hasta el aforo y se mezclan bien. Los valores que se indican en la tabla son aproximados; los equivalentes reales de los patrones que se preparan así, pueden diferir con la ca-

lidad del reactivo de Nessler, la clase usual de iluminación y la sensibilidad al color del ojo del analizador; es conveniente compararlos con patrones temporales nesslerizados modificando las porciones en la forma necesaria; estas comparaciones se deben repetir cada vez que se prepare nuevo reactivo de Nessler. Estos patrones pueden servir por muchas veces, si se protegen del polvo. La comparación con los mismos se puede verificar a los 10 o a los 30 minutos después de la nesslerización, dependiendo del tiempo de reacción que se haya aplicado a los patrones de amoniaco nesslerizados con los que se comparará.

e).- Cálculo.

Antes de calcular el valor final del nitrógeno, se debe deducir la cantidad de nitrógeno contenido en el volumen de agua exenta de amoniaco, que se haya usado para diluir la muestra original.

También se debe deducir el valor del testigo del reactivo, por el volumen de la solución alcalina de permanganato de potasio, que se haya usado en la muestra.

El total de nitrógeno albuminoideo en el volumen original de muestra que se tome para titulación, es igual a la suma de los nitrógenos albuminoideos cuantificados en cada porción separada del destilado. Si los destilados se combinan y se toma una porción alícuota para la nesslerización, el nitrógeno que se cuantifique en la porción alícuota se multiplica por la relación (R) del destilado total (incluyendo el ácido bórico) a la porción alícuota.

Valor en Nitrógeno Albuminoideo	Volumen aproximado de la solución de platino.	Volumen aproximado de la solución de cobalto
mg	ml	ml
0.000	1.2	0.0
0.002	2.8	0.0
0.004	4.7	0.1
0.007	5.9	0.2
0.010	7.7	0.5
0.014	9.9	1.1
0.017	11.4	1.7
0.020	12.7	2.2
0.025	15.0	3.3
0.030	17.3	4.5
0.035	19.0	5.7
0.040	19.7	7.1

mg	ml	ml
0.045	19.9	8.7
0.050	20.0	10.4
0.060	20.0	15.0

$$\text{mg/l de N Albuminoideo} = \frac{\text{mg de N albuminoideo} \times 1000 \times R}{\text{ml de muestra}}$$

LABORATORIO DE QUIMICA ANALITICA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE TRUJILLO
TRUJILLO - PERU

F.- MATERIA ORGANICA

1.- Generalidades

En la determinación de materia orgánica en muestras de lodos residuales, es recomendable tener en cuenta ciertas modificaciones a los procesos normales de medición de residuos totales y sus fracciones fijas y volátiles. Este procedimiento, está encaminado al análisis de muestras de materiales tales como sedimentos de ríos y lagos; lodos separados de procesos de tratamiento de aguas residuales y concentrado de lodos de filtración por vacío, centrifugación u otros tratamientos de deshidratación de lodos.

En la obtención de la materia orgánica en una muestra, tendremos errores debido a la pérdida de parte de ésta durante el secado, bajando los resultados. Aunque esto ocurre también en muestras de aguas residuales, suele ser más prominente en muestras de lodos o sedimentos.

La masa de materia orgánica usualmente recolectada del lodo y muestras sedimentadas, requieren un período de ignición más largo que el especificado para el residuo de aguas residuales, efluentes o aguas contaminadas. El tiempo de ignición especificado y temperatura, debe ser cuidadosamente observado con objeto de controlar las pérdidas de sales volátiles inorgánicas.

2.- Significado Sanitario

El contenido de materia orgánica en lodos residuales, servirá al Ingeniero Sanitario para el correcto diseño de unidades de disposición de lodos, tales como tanques digestores, filtros de vacío, centrifugas, lechos de secado, oxidación húmeda, etc. Así también nos proporcionará una idea de la eficiencia de los procesos biológicos en una planta de tratamiento de aguas de desecho, cuyo objetivo sea la degradación de la materia orgánica.

3.- Determinación de la Materia Orgánica.

a).- Discusión General

Como ya se aclaró antes en este mismo capítulo, las muestras de lodos no se pueden pipetear, por lo que cualquier determinación en éstos, deberá hacerse por peso. Todos los pesos deben ser tomados rápidamente, Las muestras húmedas tienden a perder peso por evaporación. Después del secado o ignición, los residuos son algunas veces muy higroscópicos y rápidamente absorben humedad del aire que los rodea.

b).- Equipo

- (1) Cápsulas para evaporación
- (2) Estufa para usarse a 105°C.
- (3) Mufla para usarse a 550°C.
- (4) Desecador.
- (5) Balanza (con 0.01 g . de precisión).

c).- Procedimiento.

Calcularemos la materia orgánica como residuo volátil.

(1) Residuo total y humedad.

(1.1) Preparación de la cápsula evaporadora:

Calentamos la cápsula por 60 minutos a una temperatura de 550°C, enfriamos en un desecador, pesamos a peso constante y la conservamos en el desecador hasta que se use.

(1.2) Muestras líquidas: Si la muestra contiene bastante humedad, la agitamos para homogenizarla y tomamos de 25 a 50 gr en una cápsula preparada. Evaporamos para secar en baño maría, secamos a 105°C por una hora, enfriamos en un desecador individual conteniendo desecante fresco y pesamos.

(1.3) Muestras sólidas: Si la muestra consiste de piezas discretas de material sólido (lodo deshidratado por ejemplo), tomamos corazones de cada pieza con un taladro de corchos del No. 7, o pulverizamos la muestra sobre una superficie limpia. Tomamos de 25 a 50 gr y los colocamos en una cápsula previamente preparada. La colocamos en una estufa a 105°C durante toda la noche. Enfriamos en un desecador individual conteniendo desecante fresco y pesamos.

Calentar por este período tan prolongado, puede resultar en una pérdida de materia orgánica volátil y carbonato de amonio, pero es usualmente necesario para realizar un concienzudo secado de muestras de esta clase.

(2) Residuo Volátil

Determinamos el residuo volátil, el cual incluye materia orgánica y despreciamos las sales inorgánicas volátiles. Esto, del residuo total obtenido en la etapa anterior, por ignición del mismo en una mufla eléctrica a 550°C durante 60 minutos, evitando pérdidas de sólidos por decrepitación. Enfriamos en un desecador y volvemos a pesar. Reportamos los resultados como porcentaje de sólidos volátiles y ceniza.

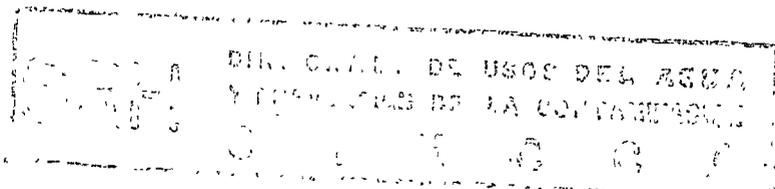
d).- Cálculos

$$\text{Residuo Volátil (\%)} = \frac{A - B}{A} \times 100$$

donde:

A= Peso de sólidos secos.

B= Peso de la ceniza.



NOTA: Como ya se aclaró antes, consideramos al residuo volátil como equivalente de la materia orgánica presente inicialmente en la muestra.

REFERENCIAS DEL CAPITULO VI

Chemistry for Sanitary Engineers
Second Edition
Clair N. Sawyer
Perry L. McCarty

Standard Methods for the examination of water
and wastewater
13 th Edition, 1971
APHA, AWWA, WPCF

Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción
de Aguas Residuales.
1a. Edición, 1971
Gordon Maskew Fair
John Charles Gryer
Daniel Alexander Okun

Métodos Estándar para el exámen de Aguas y Aguas
de Desecho.
11a. Edición, 1963
APHA. AAWWA. WPCF.

TRATAMIENTO PRIMARIO DE AGUAS RESIDUALES.

OPERACION Y MANTENIMIENTO.

POR:
ING. JORGE MOLINA RIQUELME.
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
NEGRAS.
AGUAS DE SAN JUAN IXHUATEPEC,
S. DE U.
22 DE FEBRERO DE 1974.

I N D I C E.

- I.- EXPLICACION DE LAS NECESIDADES DE LA CONSTRUCCION DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS:
- II.- ELECCION DEL METODO DE TRATAMIENTO Y LOCALIZACION GENERAL DE NUESTRAS INSTALACIONES.
- III.-DESCRIPCION GENERAL DE LA PLANTA, ORGANIZACION INTERNA Y PERSONAL NECESARIO.
- IV.- ANALISIS DETALLADO DE LAS INSTALACIONES Y METODOS DE OPERACION DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO HASTA LA OBTENCION DEL EFLUENTE DEL SEDIMENTADOR PRIMARIO.
- V.- PROBLEMAS DE OPERACION, POSIBLES SOLUCIONES Y MANTENIMIENTO.

I.- EXPLICACION DE LAS NECESIDADES DE LA CONSTRUCCION DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS.

El incremento en la tasa de crecimiento demográfico, el cual acarrea consigo un forzoso desarrollo industrial acelerado ha provocado un fuerte abatimiento de los volúmenes disponibles para un abastecimiento eficiente de agua potable para consumo doméstico e industrial, además de que, dado el índice tan alto de contaminación de nuestros efluentes de abastecimiento por las causas mencionadas, dichas extracciones o explotaciones ya se obtienen de mala calidad por lo cual es urgente dar una solución a nivel nacional para mejorar las calidades de nuestras fuentes de abastecimiento para consumo humano y controlar las calidades de los efluentes tanto domésticos como industriales; además dada la atinada política presidencial de la descentralización industrial, se debe pensar en el aprovechamiento o reuso de las aguas ya contaminadas, que mediante un adecuado tratamiento cumpla con las necesidades del desarrollo industrial de México.

Este tratamiento debe ser tal, que cumpla con los requerimientos de calidad para los distintos procesos de elaboración que los múltiples productos de las industrias necesiten, a base de la operación de plantas de tratamiento ya sean éstas de aguas negras (residuos domésticos) ó residuales en general (desechos industriales), y utilizarse dichas aguas para el consumo necesario de las industrias, y así disponer de un mayor volumen en el abastecimiento de agua potable para consumo puramente humano.

La empresa que detallaré adelante, Aguas de San Juan Ixhuatepec, S. de U., es un vivo ejemplo de la coordinación existente entre las autoridades con la empresa privada, para dar solución a éste último punto, ya que las fuentes de abastecimiento de toda la zona donde está localizada, son sumamente escasas.

Con objeto de resolver sus problemas de abastecimiento de agua,

varias empresas de la zona industrial "La Presa", en Tlalnepantla Estado de México, colindante con el D.F., se agruparon en una organización sin fines de lucro, que de acuerdo con las Leyes Mexicanas toma el nombre de Sociedad de Usuarios. Cumpliendo su objetivo y asesorada por R. H. y el Depto. del D.F., la sociedad buscó y encontró una fuente de aprovisionamiento que cubriera sus necesidades presentes y tuviera posibilidad de aumento en el futuro, logrando que no interfiriera con las fuentes de agua potable de la ciudad de México.

La aguas de desecho que forman el Río de los Remedios, con un tratamiento adecuado, pueden ser usadas en procesos industriales. El reuso de éstas aguas tiene la ventaja de no sobre explotar las actuales fuentes de la ciudad, y la posibilidad de incrementar sus volúmenes a medida que las fuentes de abasto de la ciudad aumenten; actualmente la capacidad de la planta es de 150 lts/seg. Aguas de San Juan Ixhuatepec, S. de U., está formada por las siguientes empresas industriales:

- 1.- ACEROS CORSA, S.A.
- 2.- ANDERSON CLAYTON CO, S.A.
- 3.- CIA. HULERA EUZKADI, S.A.
- 4.- DIOSYNTH, S.A.
- 5.- FRENOS HIDRAULICOS AUTOMOTRICES, S.A.
- 6.- GEON DE MEXICO, S.A.
- 7.- ICI DE MEXICO, S.A. DE C.V.
- 8.- INDUSTRIAS VIDO, S.A.
- 9.- SPICER, S.A.
- 10.- VIDRIO PLANO DE MEXICO, S.A.
- 11.- VITRO FIBRAS, S.A.

De las cuales dependen aproximadamente 7,000 familias.

II,- ELECCION DEL METODO DE TRATAMIENTO Y LOCALIZACION GENERAL DE NUESTRAS INSTALACIONES .

El método de tratamiento así como su localización, se eligieron tomando en cuenta diversos aspectos como:

- a) Económicos (Construcciones y Equipos necesarios).
- b) Area disponible. (Imposible Lagunas de Oxidación).
- c) Cercanía de Distribución a los usuarios (Longitud necesaria de la Red de Distribución).
- d) Calidad necesaria del agua tratada para los distintos usos que le darían las industrias asociadas (parámetros por eliminar o reducir: Sólidos gruesos, pH, SS, DBO, Dureza, etc.).
- e) Flexibilidad suficiente para cambios posibles en la composición del influente, conservándose prácticamente constantes las eficiencias del proyecto de tratamiento

Después de haber analizado los anteriores factores se decidió utilizar el proceso convencional de lodos activados, porque con éste se llega a obtener un efluente de óptima calidad para los diferentes usos industriales de las empresas asociadas; además, dada la cercanía con la fuente de aprovisionamiento, Río de los Remedios, no requería un gran costo desde proyecto hasta operación, de las obras necesarias para captación y conducción; por otro lado, el costo del terreno era menor, ya que con éste proceso no es necesaria una área de instalación muy grande y cuando la planta esté preparada en un futuro para tratar 500 lps éstos se tomarán del interceptor-orientado el cual a la altura de la Lumbrera N° 12 queda muy cerca de la planta para su captación, ya que el terreno se encuentra al borde del Río de los Remedios, y en la falda del cerro del Chiquihuite. Este volúmen es comparable a la cantidad de agua que utiliza una ciudad de 250,000 habitantes diariamente, como la ciudad de Acapulco.

La utilización que en términos generales se dará al agua tratada será:

- 1.- Suministro de agua para torres de enfriamiento (se debe tomar en cuenta el problema de la espuma causada por los detergentes).

- 2.- Agua para cortinas de enfriamiento en hornos de fundición.
- 3.- Agua para enfriamiento en productos de laminación.
- 4.- Producción de vapor en calderas.
- 5.- Otros procesos industriales.
- 6.- Servicios Sanitarios (Con sobrecloración).
- 7.- Suministro de agua para tratamientos terciarios
- 8.- Suministro de agua para dilución de efluentes industriales.
- 9.- Suministro de agua para sistemas contra incendios.
- 10.- Riego de zonas verdes.
- 11.- Reposición de niveles de agua y almacenamientos y recarga de acuíferos subterráneos.

Cabe insistir que para lograr, que actualmente la primera etapa del proyecto esté en operación, se ha contado con el decidido apoyo y colaboración de las autoridades tanto Federales como Estatales.

Esto es un vivo ejemplo de la colaboración que debe existir entre los Organismos Públicos y la Empresa Privada.

III.- DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA PLANTA, ORGANIZACION INTERNA Y PERSONAL NECESARIO.

Las características del equipo, estructuras e instalaciones de la Planta en forma general, constan de lo siguiente:

- A.- OBRA DE TOMA EN EL RIO DE LOS REMEDIOS: Se cuenta con un pozo desarenador y sus respectivas rejillas y compuertas de control, y control de flotantes gruesos.
- B.- CONDUCCION DE AGUAS NEGRAS CRUDAS HASTA LOS TERRENOS DE LA PLANTA:
Se realiza con una línea de tubería de concreto de 76 cms. de diámetro por gravedad.
- C.- CARCAMO DE BOMBEO DE AGUAS NEGRAS: Contando con:
Caja de 7.00 M. de profundidad de concreto y con 2 bombas verticales de 50 HP. c/u.
- D. TRATAMIENTO PREPARATORIO: Registros reguladores mamparas de an noramiento de velocidad, rejillas; manual y automática, tanque-

desarenador, deflectores, retorno de orgánicos, mecanismo de rastras, verticales y dosificación de reactivos.

E.-TRATAMIENTO PRIMARIO Y SECUNDARIO: Un Clarificador Primario - (Tanque circular de 23 metros de diámetro con capacidad de 1,650 M³), y una caseta de lodos; un aereador, (tanque circular de 27-metros de diámetro con capacidad de 2,850 M³) un Clarificador Secundario, (tanque circular de 23 metros de diámetro con capaci - dad de 1,650 M³), y una caseta de locos activados.

F.-ALMACENAMIENTO Y BOMBEO DE AGUAS TRATADAS:

Capacidad de almacenaje 1,612 M³, 2 bombas de 75 H.P. c/u. y una de 150 H.P. con mamparas de choque para la cloración, con su res- pectiva caseta.

G.-LABORATORIO DE CONTROL.

H.-RED DE DISTRIBUCION.

Diámetro.- 30 cms. a 5 cms. (12" a 2"), longitud de la tubería, - 4,290 metros presión de salida 9 Kgs/cm²).

I.-Elementos Primarios y Secundarios de Medición, Instrumentación, 2 Centros de Control de Motores y diversos controles.

J.-COSTOS DE OPERACION: Los costos mensuales de Tratamiento de agua- están siendo soportados por las empresas usuarias en forma propor- cional al servicio suscrito (l.p.s.), de suministro de agua trata- da, y se ha calculado que el metro cúbico de agua tratada, considerando costos iniciales, amortización, operación y mantenimiento resulta de \$0.78, costo que comparado con el del agua potable es más bajo.

La eficiencia actual de la planta, medida en porciento de reducción de - Sólidos Sedimentables y Demanda Bioquímica de Oxígeno (D.B.O.) es del - 96%, ya que los valores comparativos de dichos parámetros expresados en- valores promedio durante varios resultados de distintos muestreos con -- un período cada uno son:

PARAMETROS:	INFLUENTE AGUA NEGRA CRUDA (A.N.C.)	EFLUENTE AGUA TRATADA (A.T.)	% DE REDUCCION.
SOLIDOS SEDIMENTABLES (S.S.)	4.7 ml/l	0.01 ml/l	99.98%
DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (D.B.O.)	475 mg/l.	19 mg/l	96 %

Con respecto al personal necesario para la correcta Operación y Mantenimiento de la planta, es aconsejable contar con el siguiente personal como el mínimo necesario: Un Gerente de Planta; un Jefe de Operación y Mantenimiento, un Jefe de Laboratorio, cuatro Operadores (por razones de turno), dos Operadores de Mantenimiento (uno mecánico y el otro eléctrico), y cinco Vigilantes. (por razones de turno). Al personal se le exigen determinados requerimientos y se le practican diferentes tipos de exámenes para poder ingresar, como son: llenar una solicitud manuscrita con su foto en donde proporcione todos sus datos generales, como: domicilio, trabajos anteriores, escolaridad, experiencias; presentación, dificultad o eficiencia de expresión, examen médico y un examen psicométrico (el cual da en términos generales: una idea de: capacidad intelectual, potencialidad, relaciones interpersonales, adaptabilidad, iniciativa, actitud hacia la autoridad, actitud hacia el grupo, capacidad de observación, don de mando, etc.

Factores después de los cuales se puede ubicar mejor al candidato al puesto y así efectuar su contratación o desechar su solicitud de ingreso a la empresa. Si la persona se encuentra capacitada para ingresar se le contratará temporalmente (generalmente por un período no mayor de 90 días) para poder medir, después de un intenso entrenamiento en el cual se le indiquen: funciones del puesto, responsabilidades, obligaciones, horario, conocimiento del reglamento interior del trabajo en el cual se indican en términos generales; definiciones, contratación, jornada de trabajo, pago de salarios, seguridad e higiene, orden y disciplina y disposiciones generales (permisos, vacaciones, etc); y si es la persona idónea, después de ése tiempo se le elabora un contrato por tiempo indefinido.

Las funciones y obligaciones para cada puesto son:

V. VIGILANTE.-

Vigilar la seguridad de las instalaciones de la Planta, evitando la entrada de personas no autorizadas y controlando visualmente el correcto funcionamiento de los equipos, reportando anomalías de inmediato al Operador en turno. Efectuar labores de jardinería y limpieza que le sean encomendadas en su turno, y otros trabajos y actividades propias del

puesto, hacer todo lo anterior conforme al manual de funciones del pues
to N° , reportando sus labores al Jefe Administrativo de la
Planta.

O. OPERADOR.-

Mantener el correcto funcionamiento del proceso de tratamiento del agua a través de sus diferentes etapas; operar los equipos de tratamiento, de medición y control, comprobándolo frecuentemente para detectar y reportar o reparar cualquier anomalía; así como efectuar los muestreos y análisis de laboratorio para controlar, sugerir cambios o realizar algún ajuste y así lograr que el efluente sea de una mejor y constante calidad, y otros trabajos y actividades propias del puesto. Hacer todo lo anterior conforme al manual de funciones del puesto N° , reportando sus labores al Jefe de Operación y Mantenimiento de la Planta.

O.M. OPERADOR DE MANTENIMIENTO.- (Mecánico y Eléctrico)

Efectuar el mantenimiento general preventivo y correctivo de todas las instalaciones y equipo de la Planta y red de distribución, aún el de re
puesto. Encargándose de las herramientas y equipo que para tal fin existan en la planta, y otros trabajos y actividades propias del puesto. Todo lo anterior se llevará a cabo conforme al manual de funciones del puesto N° . reportando sus labores al Jefe de Operaciones y Mantenimiento de la Planta.

J.A. JEFE ADMINISTRATIVO./

Llevar la contabilidad general de la Planta, realizar balances mensuales, efectuar cálculos y registros de:

Aportaciones, depreciaciones, pagos, compras, sueldos y salarios, presupuestos, declaraciones y pagos ante dependencias gubernamentales. Llevar expedientes de administración de todo el personal donde consten:

Sueldos, bajas, aumentos, pagos, préstamos, asistencias, vacaciones y prestaciones. Efectuar el cobro y depósito en Bancos de aportaciones e reportes de tratamiento de agua a cargo de los usuarios, y llevar el control de costos y gastos de acuerdo a presupuestos. Mantener la planta

perfectas condiciones de vigilancia, limpieza y jardinería con el personal de Vigilancia bajo su supervisión, y otros trabajos y actividades propias del puesto reportando sus actividades al Gerente de Planta.

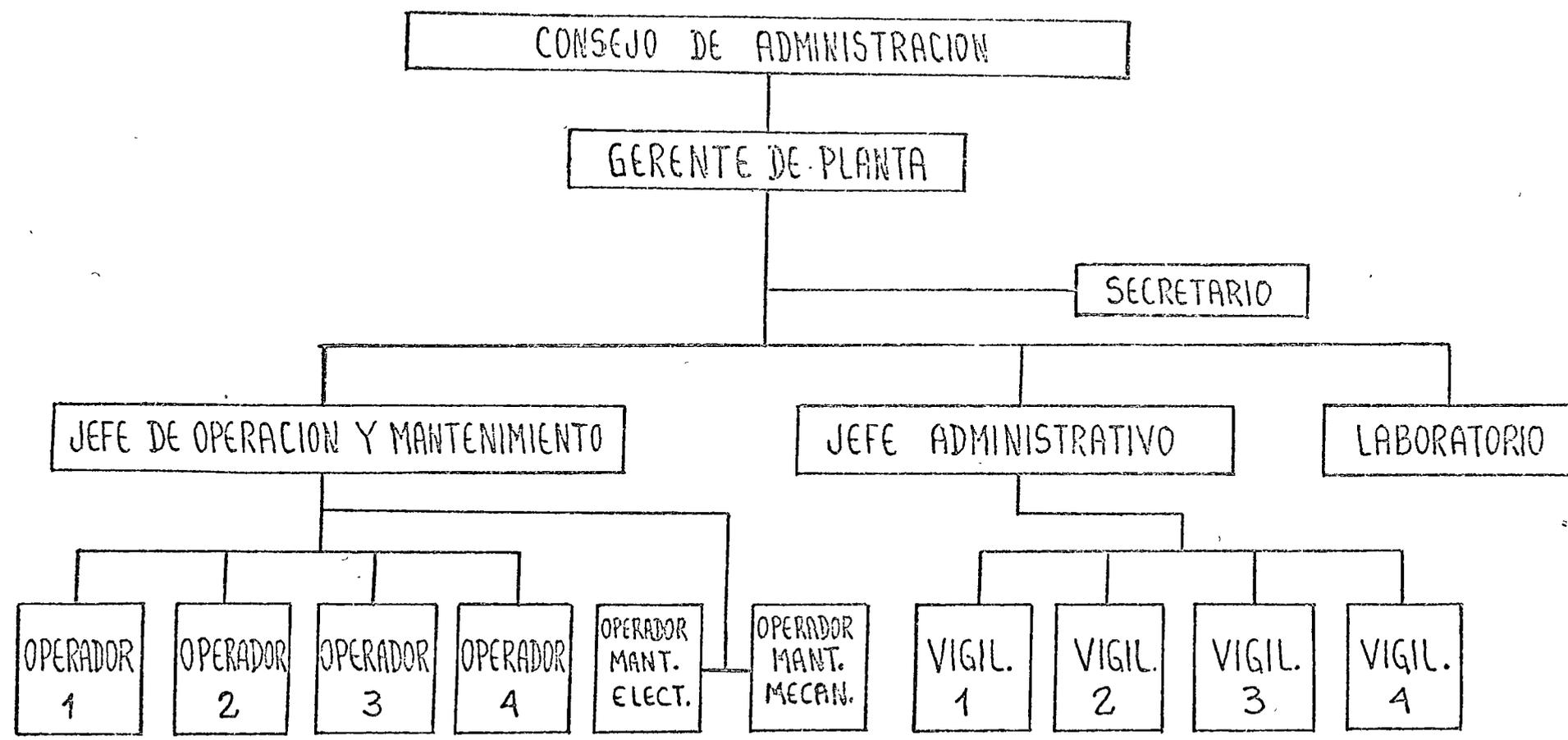
J.O. JEFE DE OPERACION Y MANTENIMIENTO.-

Responsable de la Operación y Mantenimiento de la Planta y su equipo, supervisar al personal a su cargo, realizando con éste los ajustes, cambios o reparaciones requeridos para lograr un efluente de óptima calidad manteniendo en equilibrio químico - biológico del proceso de tratamiento del agua y cuidar que los valores de los parámetros obtenidos del agua tratada estén dentro de los márgenes fijados como permisibles, según especificaciones al respecto y otros trabajos y actividades propias del puesto, reportando sus actividades al Gerente de Planta.

GERENTE DE PLANTA:

Dirección y control administrativo y operacional de la planta de tratamiento de Aguas Negras incluyendo entre otros los aspectos de costos de contabilidad; producción, mantenimiento y control de calidad, manejo de personal (contratación, salarios, designación de labores, etc.), seguridad y vigilancia; establecimiento de normas y políticas y en general todo aquello que se requiera para el funcionamiento eficiente de la Planta, reportando al Consejo Directivo de la Sociedad de Usuarios, ante quien deberá rendir cuenta de sus actividades.

Y el Organigrama de la Planta es el siguiente:



c.b

Como se sabe, la planta tiene que mantenerse en operación durante las 24 horas del día y todos los días del año, lo que origina la necesidad de implantar tres turnos de labores, los cuales pueden variar de acuerdo a las zonas donde estén localizadas las distintas plantas, por las diferentes condiciones climatológicas, facilidades de transportación, etc.

Un factor muy importante es el hecho de que se debe de rotar turnos por lo menos cada quince días para que se cambien los días de descanso, pues de lo contrario solo a un turno esto le tocarían los domingos como día de descanso, otros factores por lo cual esto es necesario pueden ser: mantener estrecho contacto con todos y cada uno de los empleados en la planta, ya que el personal administrativo tiene una jornada fija de labores y solo es posible dialogar, y supervisar directamente al personal del 1° y 2° turno pero se tendrá la dificultad de no poder hacerlo mismo con el personal que labore en el 3er turno.

Se fijan 15 días como mínimo para que el organismo en su ciclo alimenticio y de descanso se adapte, y no presente severos trastornos ni gastrointestinales ni de baja eficiencia.

Para cumplimentar lo anterior se elaboró una tabla de turnos, en donde si ustedes la revisan con cuidado, encontrarán que se cumple con los lineamientos dictados por la Ley Federal del Trabajo en el sentido de que las jornadas de trabajo según el turno no deben exceder de: turno diurno 48 horas semanales, turno mixto 45 horas semanales y turno nocturno 42 horas semanales (sumados en forma horizontal en la tabla). Y para que nos queden cumplidas y cubiertas con nuestro personal las 24 horas de trabajo que tiene el día (~~Esas~~ se suman en forma vertical en la misma tabla).

Tenemos también la necesidad de planear los días de descanso de los trabajadores por turnos, para lo cual necesitaremos un trabajador suplente el que trabajará en esos días que menciono, y su jornada de trabajo será la equivalente a 48 horas.

Tabla de Turnos:

TORNOS	HORARIOS :	LUNES	MARTES	MIÉRCOLES	JUEVES	VIERNES	SABADO	DOMINGO	CAMBIO	HORAS
1º TURNO	6.30 a 11.30 Y 12 a 14.30	30	30		30	30	30	30	I CADA 2 SEMANAS	48 Hrs
2º TURNO	14.30 a 19.30 Y 20.00 a 22.00	32	32	32		32	32	32		45 Hrs
3º TURNO	22.00 a 3.00 Y 3.30 a 6.30		34	34	34			34		42 Hrs
1º TURNO	6.30 a 11.30 Y 12 a 14.30	34	34		34	34	34	34	II CADA 2 SEMANAS	48 Hrs
2º TURNO	14.30 a 19.30 Y 20.00 a 22.00	30	30	30		30	30	30		45 Hrs
3º TURNO	22.00 a 3.00 Y 3.30 a 6.30		32	32	32			32		42 Hrs
1º TURNO	6.30 a 11.30 Y 12.00 a 14.30	36	36		36	36	36	36	III CADA 2 SEMANAS	48 Hrs
2º TURNO	14.30 a 19.30 Y 20.00 a 22.00	30	30	30		30	30	30		45 Hrs
3º TURNO	22.00 a 3.00 Y 3.30 a 6.30		34	34	34			34		42 Hrs
1º TURNO	6.30 a 11.30 Y 12.00 a 14.30	32	32		32	32	32	32	IV CADA 2 SEMANAS	48 Hrs
2º TURNO	14.30 a 19.30 Y 20.00 a 22.00	36	36	36		36	36	36		45 Hrs
3º TURNO	22.00 a 3.00 Y 3.30 a 6.30		34	34	34			34		42 Hrs

LOS NUMEROS QUE QUELARI DENTRO DEL CIRCULO COLOR :

SON LOS SUPLENTES

TRABAJARAN ESE DIA DE LAS 22.30 A LAS 6.30

TRABAJARAN ESE DIA DE LAS 10.30 A LAS 14.30

TRABAJARAN ESE DIA DE LAS 14.30 A LAS 22.30

LOS NUMEROS DENTRO DEL CUADRO PERTENECEN AL NUMERO DE CADA UNO, DENTRO DE LA PLANTA.

AGUAS DE SAN JUAN IXHUATEPEC SOCIEDAD DE USUARIOS

10-01

IV.- ANALISIS DETALLADO DE LAS INSTALACIONES Y METODOS DE OPERACION DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO HASTA LA OBTENCION DEL EFLUENTE DEL SEDI MENTADOR PRIMARIO.

Se buscó la mejor forma de aprovechar el terreno disponible que tiene una superficie de 11,500 metros cuadrados de tal manera que pudieran cumplirse varios requisitos; y así lograr que:

- 1.- La obra de toma quedara cerca de los linderos de la Planta.
- 2.- La construcción de la primera etapa del proyecto, fuera construída en tal forma que para la ampliación planeada a futuro no interfiriera.
- 3.- El proceso preparatorio cerca de la futura fuente alimentadora.
- 4.- El flujo del proceso de tratamiento a través de los módulos que dara balanceado hidráulicamente por vasos comunicantes, para lo cual se sobre elevaron las instalaciones del proceso preparatorio y de ahí, los demás niveles descendiendo de cota, lo cual se logró profundizando las cimentaciones proporcionalmente en los tanques subsecuentes.

El método de operación de la planta hasta lograr el efluente prima rio en términos generales se puede resumir así:

Se verifica:

- 1°- Que el nivel del Espejo del Río, del que se alimenta de Agua - Negra Cruda el proceso, nunca esté por debajo del nivel de cap tación de nuestra obra de toma (que por alguna causa: dragado, bloqueo o derivación pudiera suceder) ya que si no se cuenta con bombeo (en el caso de esta planta como ya se apuntó es con ducida por gravedad) puede ser de fatales consecuencias.
- 2°- Que el sistema de "mallas flotantes" se encuentre funcionando. Esto no es mas que un sistema de flotadores, los que impiden el paso hacia las rejillas que se encuentran en nuestra obra de toma de materiales sólidos de gran tamaños (animales muertos, troncos, cubetas, etc). mismos que taponearían muy seguido la rejilla de entrada.
- 3°- Efectuar la limpieza de las rejillas que se encuentran en la toma con la frecuencia que se requiera (dos veces por turno - en este caso) con un rastrillo y en forma manual, de tal mane ra que no se modifique la velocidad llegada al cárcamo de -

bombeario (en nuestro caso de 0.40 m/seg.), ni haya pérdidas de carga considerables; junto a los muros de la obra de toma construidas en forma de L, en sentido del flujo de la corriente del río, se encuentran dos rejillas, de barras paralelas de sección rectangular y con un espaciamento entre ellas de 3 centímetros y colocadas en forma perpendicular al flujo del agua, una antes y la segunda colocada después de un pozo desarenador (el que se tiene que limpiar manualmente cada 15 días). Las rejillas mediante un volante y su elevador roscado se pueden subir o bajar, ya sea para modificación, limpieza o para mantenimiento, teniendo siempre la posibilidad de que una u otra quede siempre cumpliendo con su función que es la de impedir el paso de sólidos gruesos o flotantes indeseables los que ocasionarían problemas en equipos subsecuentes como: roturas en bombas, taponamientos en tuberías, válvulas y conexiones, etc. Estas instalaciones se encuentran en la ribera del río, fuera de los terrenos de la planta.

- 4°- Vigilar los niveles del agua negra dentro del cárcamo de bombeo el cual en este caso se encuentra dentro del terreno y es de concreto con unas dimensiones de 3.60 X 5.10 X 6.00 de profundidad, dividido por una mampara de concreto en dos secciones que se utilizan para el almacenaje y bombeo de agua negra para el tratamiento y la otra sección para desalojar nuestros desechos. Para enviar al proceso preparatorio, de este cárcamo se cuenta con el equipo de bombeo adecuado ya que se tienen dos bombas de 50 HP c/u., con las que se obtiene en sus mejores condiciones de operación 150 lps, estas bombas son de pozo profundo, tipo turbina, de flecha hueca, motor de lubricación por aceite y con un paso de esfera de 4" de diámetro, y al final de los tazonos, dentro del nivel del agua cuenta con cedazos para evitar algún daño.
- 5°- Mediante una línea enterrada de 12" de diámetro es conducida el agua bombeada hasta el sistema preliminar a donde llegará a un registro que tiene una mampara de concreto para aminoramiento de velocidad y una tubería que elimina excedencias, de ahí es conducida mediante tubería hacia un registro en donde es alojada otra rejilla manual con opción a pasarse el flujo a través de la rejilla automática la cual actúa mediante un par de flo-

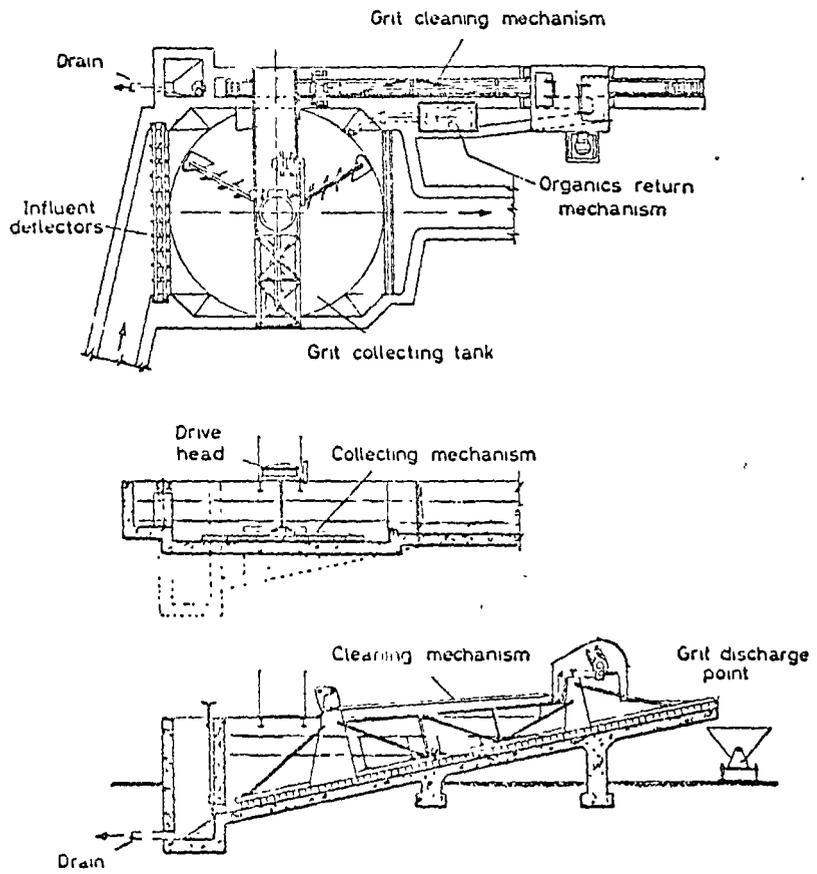


Figure 8. Dorr Detritor (By courtesy of The Dorr-Oliver Co., Ltd., Croydon)

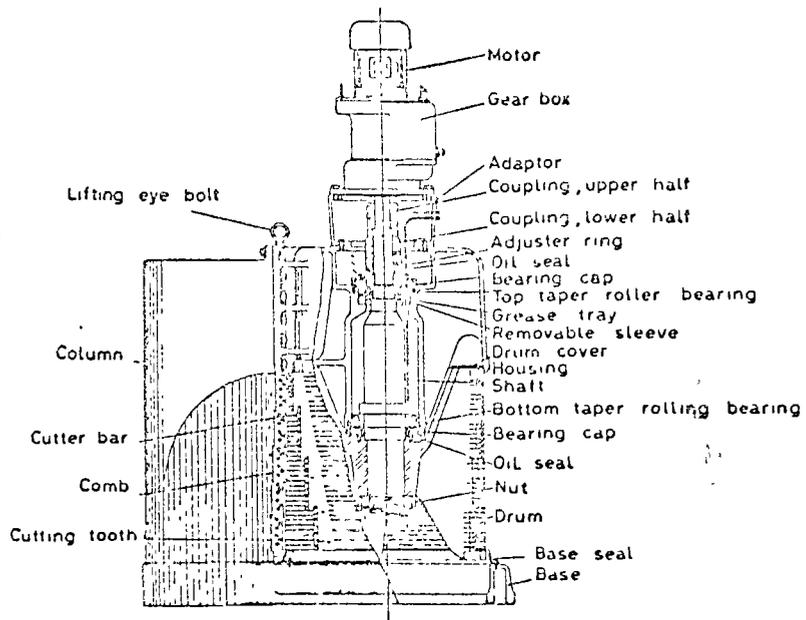


Figure 6 Section of 36T comminutor (By courtesy of Messrs Jones & Attwood Ltd, Stourbridge)

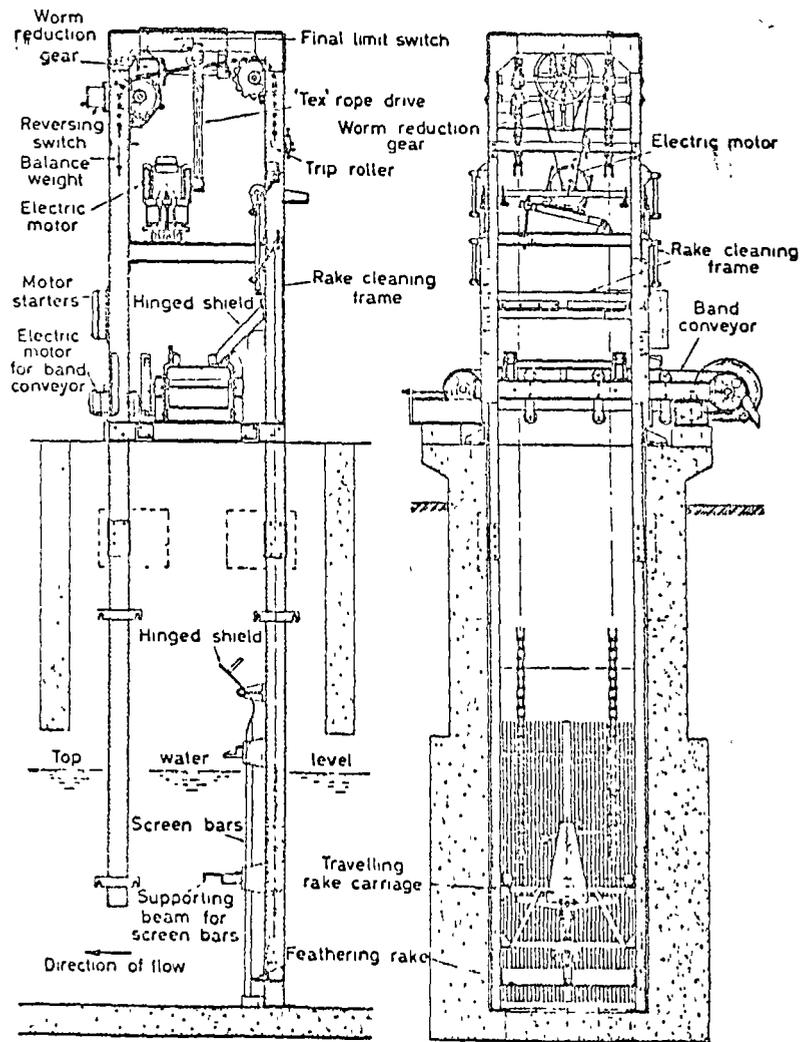


Figure 5 Simplex grab type screen. (By courtesy of Messrs Ames Crosta Mills & Co., Ltd., Heywood)

tadores colocados antes y después de la misma, la que al obstruirse con sólidos retenidos, causa una pérdida de carga, - aguas arriba lo que hace accionar el mecanismo y entonces mediante un peine móvil, vá limpiando la parte fija de la rejilla y esta basura es expulsada a través de una tolva superior hacia una meseta de desechos.

6°- De ahí el agua pasa ya al desarenador en donde se localizan - unos deflectores giratorios los que sirven para controlar que a través del desarenador la velocidad permanezca constante. El tanque desarenador es del tipo circular y cuenta con un equipo de rastras accionado por un motor de 1 HP, de operación continua al igual que el mecanismo anexo de rastras verticales para eliminación de las arenas y materiales inertes que fueron depositados en una tolva localizada en su nacimiento - junto al tanque; el agua sigue a través de un canal regulador que cuenta también con un Parshall el cual nos sirve como controlador de flujo y como medidor del Agua Cruda Negra.

7°- El agua después del recorrido anterior cae en un registro para ser enviado al Sedimentador Primario cuyas dimensiones son 23:00 metros de diámetro y 3.70 metros de altura, lo que dá como tiempo de retención, 3 horas. El Clarificador o Sedimentador Primario es circular y de flujo radial ascendente, tiene un anillo o "baffle" protector a la salida del flujo del agua por clarificar, y cuenta con un motoreductor de 0.5 HP de potencia el cual le imparte movimiento a la estructura de rastras para llevar todas las partículas sedimentadas a una tolva central de donde por efecto de la carga hidráulica son llevadas fuera del tanque. En uno de las rastras se aloja el brazo desnatador superficial para eliminar los flotantes y llevarlos a una caja o charola denatadora - de donde son extraídos y se envían esos residuos (flotantes, grasas, aceite y polvos, etc.), al alcantarillado junto con los residuos de las purgas, la velocidad del brazo desnatador es de - 2RPH (0.04 m/seg.).

En la periferia del tanque y antes de los vertederos existe un baffle que impide el paso de las natas flotantes al efluente primario

primario y sirve como gufa al brazo desnatador.

También cuenta con un andador o pasillo para el acceso al equipo del Tanque.

Los vertedores deben estar perfectamente nivelados.

Las purgas de los desechos sedimentados se eliminan automáticamente mediante un control electrónico de tiempo que de acuerdo a la capacidad de sedimentación del tanque y por condiciones ya experimentadas, se ha programado de manera que la válvula de purga se abra durante 2 minutos cada 30 minutos

8°.-Se cuenta también con una Caseta de Dosificación de Reactivos con la cual se piensa mejorar aún más las calidades del efluente sirviendo además para la eliminación de arcillas en temporadas de lluvias, teniendo instalados 3 dosificadores de sustancias químicas (coagulantes y ayuda-coagulantes), para: cal, sulfato de aluminio y algún polímero, que de acuerdo a las pruebas efectuadas en el laboratorio las cantidades necesarias por agregar son:

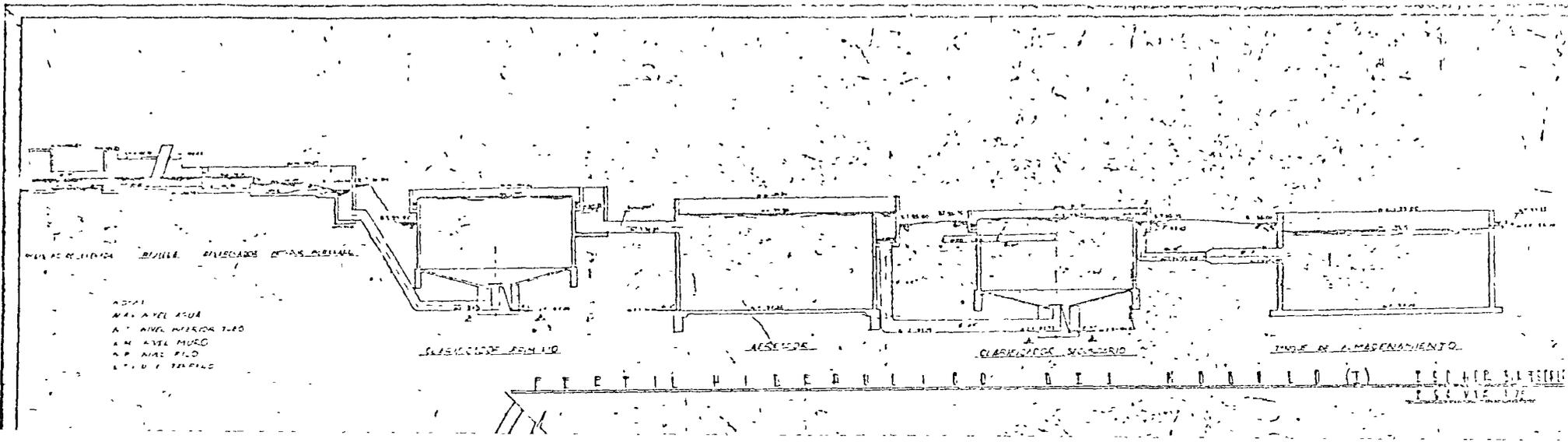
SUSTANCIA	CANTIDAD	PRECIO MENSUAL
CAL	50 P.P.M.	5,637.60 \$/MES
SULFATO DE ALUMINIO	30 P.P.M.	21,695.00 "
POLIMERO (NALCO 677)	1 P.P.M.	237.60 "

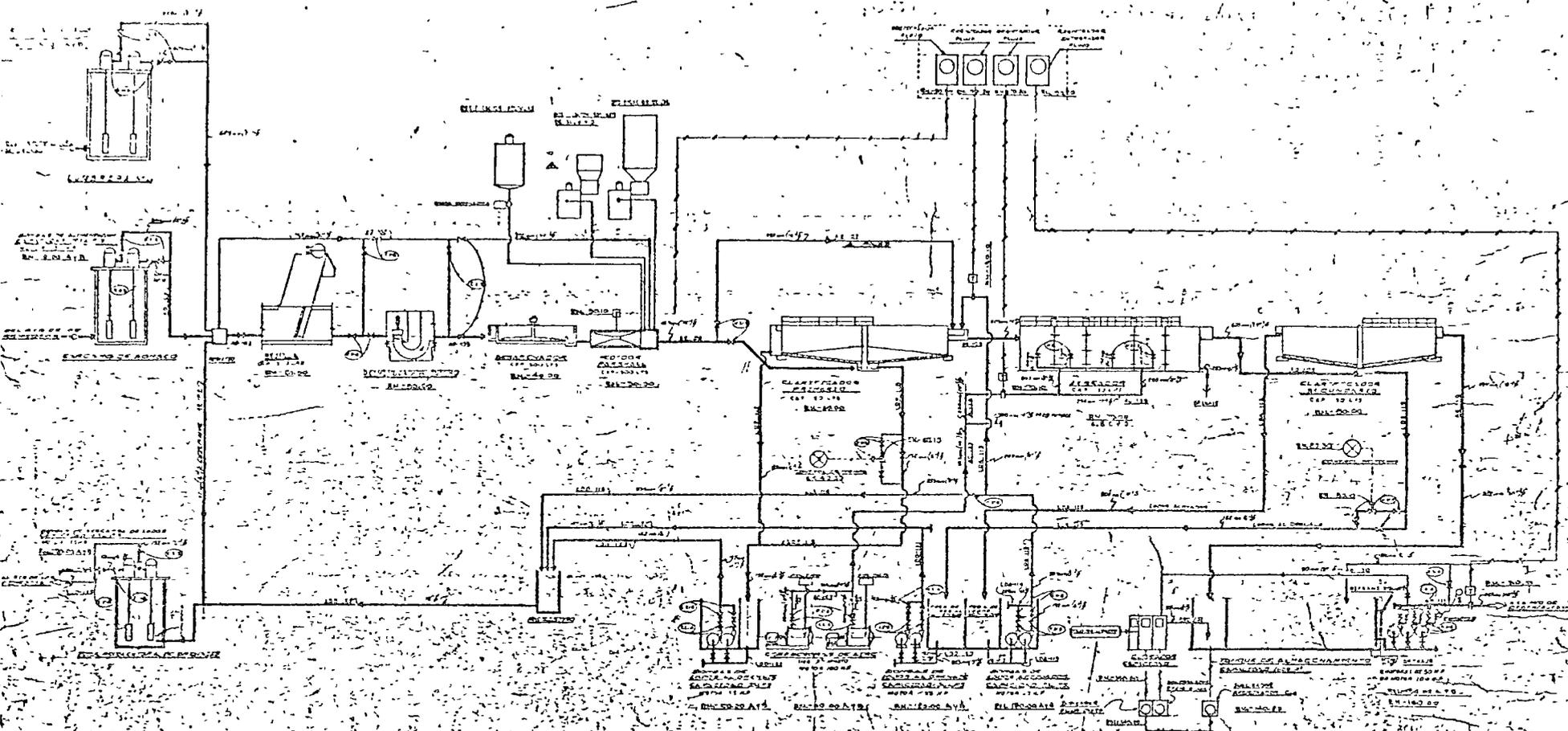
Pudiéndose observar el alto costo de la utilización de estos equipos. El funcionamiento de los dosificadores es muy simple: mediante un regulador programado se controla la velocidad a un motor, y este a su vez a un serpentín el que al estar cambiando la velocidad varía la dosificación del reactivo. Dentro del tanque de distribución del reactivo se cuenta con un motor que acciona una pequeña hélice para lograr un perfecto mezclado de la solución del reactivo por agregar, esta solución puede hacerse con agua tratada. Las muchas variables que pueden ser encontradas en las aguas negras requerirán alguna experiencia en la operación de la planta para obtener el máximo grado del tratamiento. En el diseño de la planta se han considerado sistemas para que el operador pueda variar la-

cantidad de aire, la recirculación de lodo activado y la cantidad de lodo activado al drenaje. El tiempo de clarificación y período de aereación son funciones del volumen del tanque y cambiarán únicamente con la cantidad de aguas negras entrando a la planta; no es muy aconsejable para fines de control de la operación estar modificando continuamente el flujo de entrada a la planta, desde luego se podrían tener variaciones ocasionales las que con la práctica del operador se podrían poner bajo control; en el caso de esta planta es aconsejable, en lugar de variar de volumen influente por fluctuaciones de consumo de los usuarios, variar el efluente derivado hacia el drenaje el agua tratada no consumida, de hecho el tanque de almacenamiento tiene una tubería de derrame hacia el drenaje para éste fin. Regulando la cantidad de lodo activado recirculado (Entre 20 y 40% de flujo-influente) y la cantidad de lodo tirado, el operador puede controlar la concentración de sólidos en el tanque de aereación y la cantidad de lodos en el clarificador final. La concentración de sólidos en el tanque de aereación deberá ser mantenida entre 1000 y 1500 p.p.m., sin embargo, hay plantas cuyas concentraciones de sólidos en este tanque son del orden de 4000 p.p.m. por lo que el punto óptimo entre esos límites puede ser encontrado únicamente con una cuidadosa observación de la operación de la planta y los registros que de ella se lleven. Variando la cantidad de aire suministrado, con diferentes concentraciones de lodo en los tanques de aereación, el oxígeno disuelto en varias partes del aereador y tanque de sedimentación puede ser mantenido sobre un mínimo tal que se mantenga la condición aeróbica indispensable para el tratamiento. La operación mecánica de la planta debe ser tal que la rejilla automática y el desarenador se mantengan en operación continua excepto por paros requeridos para limpieza y/o mantenimiento, períodos durante los cuales se deberá trabajar por el "By-pass" colocado para el caso.

El mecanismo del clarificador primario deberá también trabajar continuamente y llevar el lodo sedimentado hacia el pazo del -

centro y el material flotante a la caja de espumas. El lodo se drenará del centro del clarificador hacia la fosa de lodos primarios controlado por una válvula accionada por un "Timer". Las bombas que mandan los lodos de la fosa de lodos primarios al drenaje están actuadas por el control de nivel, de tal modo que según el nivel de la fosa llegué a cierta altura la bomba operará. Los materiales flotantes de la superficie del clarificador primario caerán a la fosa lateral del mismo, de ahí quedarán conectados con la fosa de lodos.





REVISIONS	
NO.	DESCRIPTION
1	AS SHOWN
PLANT DEPARTMENT OF CHEMICAL ENGINEERING	
UNIVERSITY OF CALIFORNIA	
SACRAMENTO CAMPUS	
SACRAMENTO, CALIF.	
DATE: 1954	
DRAWN BY: [Name]	
CHECKED BY: [Name]	
APPROVED BY: [Name]	

REPORTES DE OPERACION. -¹⁷ -

Se requiere llevar dos tipos de registro de datos de operación con el objeto de producir la mejor calidad posible de agua efluyente. En uno de ellos, el Reporte Diario, los operadores de cada turno deben asentar cambios significativos de operación y datos importantes (fallas de equipo, reparaciones, etc.), ambos requeridos para analizar la eficiencia de la planta. El otro es un resumen diario de la operación de la planta, similar al cuadro que se anexa. La finalidad de este cuadro es proporcionar una rápida visión de las características de operación y es útil para predecir los cambios a efectuar. Estos datos también servirán para comprobar los parámetros al diseñar cualquier planta futura que se tenga que suministrar para tratar agua de la misma fuente de abastecimiento.

- a) Reporte Diario - La frecuencia de las pruebas que se asienten en el libro de reporte diario se determinará por la experiencia. Inicialmente se sugiere lo siguiente:
- Caudal - Registrar cualquier cambio en el caudal (Volumen o calidad).
 - pH - Una vez por turno y al ocurrir cualquier cambio en el aspecto del influente.
 - Temperatura - Una vez por turno.
 - Gasto de Aire - Registrarlo para cualquier cambio de su caudal.
 - Lodos de Retorno - Registrar el caudal una vez por turno.
 - Sólidos sedimentables en el Aereador - Una vez por turno.
 - O.D. en el Aereador - Cuando se opera a 1.5 mg/lt: cada 4 horas. Cuando se opera a 0.5 mg/lt: Cada 2 horas.
 - SSLM (Sólidos suspendidos en el licor mezclado) - Una vez por día.
 - Frecuencia de purga de lodos - Una vez por turno o en cualquier cambio de su caudal.
 - Caudal a la red de distribución - Una vez por turno.
 - SSVLM (Sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado) - Una vez por día.

- b) Reporte Mensual - En el reporte mensual, las pruebas de D.B.O. se efectuarán inicialmente por lo menos cada tercer día, hasta que la carga característica de DBO quede establecida. Posteriormente será suficiente con efectuarlos cada tres días. Es recomendable al principio efectuar determinaciones de DBO durante la mañana, en la tarde y en la noche, para tomar experiencia de los cambios a través de 24 horas. Las pruebas de sólidos totales sedimentables y de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado se efectuarán con la frecuencia de las pruebas de DBO. Todos los demás datos serán resumidos del Reporte Diario de operación.

V.- PROBLEMAS DE OPERACION, POSIBLES SOLUCIONES Y MANTENIMIENTO.

Se sugieren métodos de operación para resolver algunos posibles problemas que pudieran surgir ya que, naturalmente, cada planta por sus características especiales es distinta de otra. Sólo a través de la planeación y estudio de las experiencias registradas es posible lograr los mejores resultados: buena calidad de agua al más bajo costo.

I.- EQUIPOS DE LA ENTRADA.

Una vez establecido el caudal de producción del sistema, ajustando la derivación del colector principal, deberán ajustarse también las válvulas de descarga de las bombas de agua cruda para que tales bombas operen continuamente con un nivel de 1/2 a 2/3 en el cárcamo de aguas crudas.

Cuando la planta esté en operación, los deflectores de entrada al Desarenador se posicionarán para impartir una distribución uniforme a través de la sección recta del Desarenador. Los dos mecanismos del Desarenador deberán operar continuamente.

Si fuera necesario hacer alguna reparación o inspección del Desarenador, el caudal podrá desviarse para enviarlo directamente a Clarificadores Primarios, pero será necesario tomar la precaución de purgar tales clarificadores con mayor frecuencia para evitar taponamientos en las líneas de purga.

II.- CLARIFICADORES PRIMARIOS.

El objetivo de los clarificadores primarios es el de eliminar los sólidos sedimentados y las natas con materiales flotantes.

La frecuencia de purga de los lodos se programará de acuerdo a la experiencia que progresivamente se gane y para iniciar las operaciones se recomienda partir de un ajuste en los Timers de 1 minuto abierto / 30 minutos cerrado.

Puede ser recomendable reducir las purgas durante la noche ya que, no esperando a esas horas un contenido elevado de sólidos, si se mantiene la misma frecuencia de purgas que durante el día se ocasionará una pérdida excesiva de agua.

Las natas y flotantes eliminados deben contener agua en grado suficiente para que sin dificultad fluyan por las tuberías. Si tal fluidez es deficiente y tiende a haber taponamientos, se recomiendan las siguientes medidas:

- a) Bajar un poco la cuchilla del desnatador para obtener más agua con la operación de desnatado.
- b) Si lo anterior no resuelve el problema, se recurrirá a instalar una tubería de 1" de diámetro 12" abajo del nivel del agua de cada clarificador para descargar en la caja colectora de natas.

Si alguna de las líneas de salida de lodos de los clarificadores se obstruye, se debe poner inmediatamente fuera de servicio el mecanismo de movimiento de las rastras hasta que la tubería de lodos quede limpia. Al activar nuevamente el mecanismo, debe aumentarse la frecuencia de purga durante la primera hora de trabajo y en seguida normalizarla.

Se recomienda instalar una conexión entre la válvula manual y la válvula de diafragma de las líneas de purga de lodos para introducir agua a presión, o bien, aire a 100 psi en casos de taponamientos.

MANTENIMIENTO DE LA PLANTA Y DEL EQUIPO.

El término mantenimiento se puede definir como el arte de conservar equipo de la planta y sus estructuras en condiciones apropiadas para llevar a cabo las operaciones a que están destinados, con un correcto mantenimiento se previenen las emergencias, o descomposturas - imprevisibles por lo tanto se debe tomar en cuenta el factor diseño y operación. Si un diseño es adecuado y el equipo se construye con el mejor material la operación se debe hacer con un mínimo de mantenimiento.

Los planos de diseño de la planta mostrando las dimensiones de cada unidad así como las tuberías, válvulas y compuertas se deben tener a la mano para referencia inmediata.

Para el buen funcionamiento y conservación de una planta de tratamiento de aguas negras es necesario disponer de una reserva de agua que se pueda utilizar a alta presión para limpieza, y lavado de tanques, líneas, canales, etc. Para lograr un buen programa de mantenimiento se deben observar las siguientes reglas:

- 1.- Conservar la planta perfectamente aseada y ordenada.
- 2.- Establecer un plan para la ejecución de las operaciones cotidianas.
- 3.- Hacer un programa de revisión rutinaria de inspección y lubricación
- 4.- Llevar los datos y registros de cada una de las piezas de los equipos
- 5.- Observar las medidas de seguridad.

Es muy importante llevar los registros al día ya que por una simple revisión de dichos registros se puede determinar el desgaste de piezas y qué repuestos se deben de tener en existencia. Se debe llevar una tarjeta por cada pieza y hacer las anotaciones periódicas de lubricación, revisión, limpieza y reposición anotando la fecha que se llevó dicho trabajo.

En lo que respecta a lubricación se recomienda llevar una lista exclusiva para este servicio de todos los equipos así como las instrucciones para su lubricación incluyendo el tipo de lubricante y frecuencia de lubricación. De esta manera se puede saber la fecha en que-

debe lubricarse cada equipo; para que un programa de éste tipo tenga éxito debe ser aceptado por el personal de la planta ya que en caso de que el personal no esté plenamente convencido de la importancia de dicho programa, éste fallará.

Las anotaciones en las tarjetas deberán ser concisas y claras. Para que el programa de mantenimiento funcione eficazmente es necesario tener un conocimiento completo de los equipos y seguir en el programa planeado además, que las reparaciones que se lleven a cabo deberán ser por personal especializado.

EQUIPO ELECTRICICO.-

Ya que la mayoría de las instalaciones de la planta funcionan con electricidad y que el 90% de las fallas se deben a la humedad, suciedad, fricción y vibración se debe tener un programa de limpieza rutinario para eliminar la suciedad; los motores sujetos a la intemperie deben de ser a prueba de goteo y de ser posible protegerlos devanados con esmaltes especiales para evitar la humedad ya que dicha humedad nos perjudica los aisladores y provoca corto circuitos para evitar la fricción se deben utilizar los aceites acacuados y procurar que los equipos no trabajen en seco.

Los equipos de control eléctrico deberán revisarse periódicamente para verificar si sus partes móviles están libres y las presiones en los contactos sean firmes también es muy importante que estén operando con el voltaje prescrito lo más importante de todo es cerciorarse que los controles eléctricos estén secos y limpios y por lo menos cada seis meses se deben revisar las conexiones de sobrecalentamiento y corto circuito de los motores para tener la seguridad de que los elementos funcionen libremente. Cuando un equipo se pare por si solo, se deberá localizar la falla antes de ponerlo en operación nunca - - - - -

se deberán de colocar puentes en lugar de elementos térmicos ya que éstos no ofrecen ninguna protección al motor y pueden permitir su destrucción por sobrecarga.

La lubricación como se ha dicho en un programa de mantenimiento es uno de los puntos más importantes y se deben procurar el empleo de la mejor calidad de aceites y grasas.

El sistema de bombeo es quizá lo más importante del equipo de una planta de tratamiento de aguas negras, ya que si no se cuenta con bombas de reserva se tendrá que parar el proceso o desviar las aguas negras por lo tanto se recomienda tener por cada bomba en operación una de reserva instalada para estarlas alternando y darles el correcto mantenimiento preventivo. En los equipos de bombeo deberán llevarse a cabo inspecciones diarias en los cojinetes para ver si no hay calentamientos y ruidos extraños; los motores deben trabajar a su velocidad de operación; los equipos de control que se encuentren en buenas condiciones vibraciones, que los prensa-estopas, no tengan un goteo excesivo en caso de que no sean autolubricados por agua y que no se encuentren demasiado apretados.

Debido a que las aguas negras son más difíciles de bombear que el agua por la presencia de tierra y arena ya que se presenta un efecto abrasivo sobre las flechas e impulsores y causan desgastes prematuros, por lo tanto se debe tener cuidado que las bombas estén diseñadas para bombear agua negra.

Como complemento de un buen mantenimiento es necesario contar con una dotación de herramientas y tener un lugar para cada pieza procurando llevar un riguroso control de las mismas.

ESTRUCTURAS.-

Las estructuras de la planta de aguas negras tales como canales, tanques y fosas, debe desaguarse cuando menos una vez por año para revisarlos y aplicar una capa protectora si fuera necesario; ya que existe la posibilidad de que se produzca ácido sul-

El hidrico no debe utilizarse pintura a base de plomo. Las pinturas asfálticas prestan servicios satisfactorios pero debido a sus colores negros son muy pocos vistosos por lo que han caído en desuso. En los lugares donde no hay excesiva humedad y vapores se pueden utilizar las resinas coloreadas de alquilo, o pinturas a base de hule clorado ya que son de mejor apariencia; en las instalaciones de edificios, pinturas de vinilo o de esmaltes sobre las partes de madera, concreto, ladrillo y superficies enyesadas.

Los mecanismos de rastras deben conservarse de manera que funcionen correctamente los dispositivos de seguridad que se usan para proteger el equipo cuando hay sobrecarga.

Los cloradores se mantendrán de manera que no haya escapes de cloro ya que éste, en la atmósfera es muy corrosivo y acaba por destruir las partes del clorador así como el equipo mecánico y eléctrico instalado cerca del clorador. La presencia de una fuga de cloro puede localizarse fácilmente manteniendo una esponja empapada con amoníaco cerca del lugar en que se encuentra la fuga, el amoníaco al reaccionar con el cloro produce vapores blancos.

Todas las tuberías que se encuentren enterradas deberán llevar un recubrimiento especial que consiste en una capa de pintura anticorrosiva, una capa de fibra de vidrio y por último una de vidrimate.

En lo que respecta a las instalaciones de edificios se le debe dar mantenimiento a ventanas, marcos, puertas, barandales, etc. Por experiencia se recomienda utilizar pinturas de buena calidad que aunque sean más caras a la larga resultan más económicas.

También se deben tener zonas verdes para dar una mejor vista general a la planta y que esta tenga una mejor presentación para que la comunidad se encuentre orgullosa de ella.

Se fomentará la visita de ciudadanos así como de escuelas a una planta bien instalada, bien cuidada y bien operada y deberán ser recibidos cordialmente y guiados por toda la planta teniendo cuidado que se sujeten a las normas de seguridad propias y contestándoles las preguntas adecuadas.

Aguas de San Juan Ixhuatepec, S. de U.

Planta de Tratamiento de Aguas Negras

REPORTE DE EQUIPO EN OPERACION

FECHA _____ DE 197

EQUIPO	TURNO 1	TURNO 2	TURNO 3
Regula en Cbra de Toma			
Bomba en Pozo Desarenador			
Regula en Pozo Desarenador			
Bombas A. N. C. No 1 y 2			
Regula Automática			
Desarenador			
Retorno Orgánico			
Mecanismo de Limpieza			
Dosificadores Reactivos No. 1 y 2			
Agitadores Reactivos No 1, 2 y 3			
Bomba de Reactivo			
Clasificador Primario			
Bombas F. L. D. No 1 y 2			
Agitadores Aereador No 1, 2, 3 y 4			
Supl-dores No. 1 y 2			
Motor Diesel			
Clasificador Secundario			
Bombas F. L. A. No 1, 2, 3, 4 y 5			
Ultrador			
Bombas Agua Tratada No. 1, 2 y 3			
Bombas Lodos al Río No. 1 y 2			
Bombas de Agua Potable			
Alumbrado			
Instrumentación			
Cilindros de Cloro No. 1, 2 y 3			

OPERADOR 1 _____
 OPERADOR 2 _____
 OPERADOR 3 _____

OBSERVACIONES _____

REPORTE DE LABORATORIO

Aguas de San Juan Ixhuatepec, S. de U.
 Planta de Tratamiento de Aguas Negras

Fecha _____

TURNOS	HORA	PH		Sólidos Sedimentables			SOLIDOS SUSPENDIDOS			OXIGENO DISUELTO		Temperatura	Presión Barométrica	OBSERVACIONES
		Entrada	L. M.	L. R.	L. M.	L. R.	C. S.	L. M.	C. S.	°C	Kgs /cm ²			
1	7.00													
	8.00													
	9.00													
	10.00													
	11.00													
	12.00													
	13.00													
14.00														
2	15.00													
	16.00													
	17.00													
	18.00													
	19.00													
	20.00													
	21.00													
22.00														
3	23.00													
	24.00													
	1.00													
	2.00													
	3.00													
	4.00													
5.00														
6.00														

29-

1o. TURNO _____

2o. TURNO _____

3o. _____

Planta de Tratamiento de Aguas Negras

REPORTE DE MEDICION

TURNO	Hora de Medición	A. N. C. M ³ /Turno	AGUA TRATADA		L R Lts /Seg	AIRE M ³	PURGAS		C L O R O	
			M ³ /Turno	Kg /cm ²			C. P.	C. S.	Kgs	Kg /Turno
1	7:00									
	8:00									
	9:00									
	10:00									
	11:00									
	12:00									
	13:00									
	14:00									
2	15:00									
	16:00									
	17:00									
	18:00									
	19:00									
	20:00									
	21:00									
	22:00									
3	23:00									
	24:00									
	1:00									
	2:00									
	3:00									
	4:00									
	5:00									
	6:00									

EDO. DE MEXICO, A _____ DE 197 _____

OBSERVACIONES _____

OPERADOR 1 _____

OPERADOR 2 _____

OPERADOR 3 _____

Aguas de San Juan ²⁸ Ixhuatepec, S. de U.

Planta de Tratamiento de Aguas Negras

REPORTE DE LABORATORIO

ANALISIS DEL EFLUENTE FINAL

FECHA	Turno	ALC HCO ₃	Dureza	Ca.	Mg.	CL.	SO ₄	pH	S. S.	A. B. S	Conduc- tividad	ORIO PO ₄	D. B. O.	
													C. P.	C. S.
	1o.													
	2o.													
	3o.													
	1o.													
	2o.													
	3o.													
	1o.													
	2o.													
	3o.													
	1o.													
	2o.													
	3o.													
	1o.													
	2o.													
	3o.													
	1o.													
	2o.													
	3o.													
	1o.													
	2o.													
	3o.													
	1o.													
	2o.													
	3o.													

1er. TURNO _____

2o TURNO _____

3er TURNO _____

Año 19 _____

201-

Aguas de San Juan Ixhuatepec, S. de U.

Planta de Tratamiento de Aguas Negras

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO

METODO DIRECTO DE DILUCION

REPORTE DE LABORATORIO

FECHA	HORA	Des. T A	Frasco Número	% Dilución	O. D. Bco.	p p. m. D B O	FECHA	HORA	C. P. C. S.	Hora	% Dilución	O. D. Bco.	p p. m. D. B O

Operator _____

Aguas de San Juan Ixhuatepec, S. de M.
 Planta de Tratamiento de Aguas Negras

REPORTE.- DE MANTENIMIENTO PREVENTIVO Y CORRECTIVO ELECTRO - MECANICO

CONCEPTO	Trabajo Realizado	Tiempo Empleado	Observaciones
Obra de Toma			
Cárcamo de Bombeo			
Desarenador			
Clarificador Primario			
Aereador			
Clarificador Secundario			
Fosas: LA y LD			
Almacenamiento			
Cloración			
Subestación			
Edificios			
Centro de Control de Motores			
Instrumentación			
Dosificación			
Sala de Máquinas			
Herramientas y Equipos			

Estado de México, a

de 197

OPERADOR DE MANTENIMIENTO

30 -

Aguas de San Juan Ixhuatepec, S. de U.
 REPORTE DIARIO DE TRABAJO DE VIGILANCIA

FECHA _____

TURNO _____

TRABAJO REALIZADO	TIEMPO	OBSERVACIONES
Limpieza casa a vigilancia y comedor		
Limpieza de oficinas		
Limpieza entrada a oficinas y al frente		
Limpieza en cárcamo de bombeo		
Podar pasto		
Limpieza casetas de lodos al D. y L. activados		
Recorrido a la Planta		
Ayudar operador		
Regar plantas y pasto		
Llevar recado a		
Limpieza Cuarto de máquinas		
Limpieza de bodega		
Lavar cristales de		
Otros		

 Nombre Firma y No. ASJISU.

31-

Reporte Diario de Vigilancia

REPORTE DIARIO DE VIGILANCIA

HORA DE ENTRADA	REMISION	MATERIAL QUE ENTRA	MATERIAL QUE SALE	HORA DE SALIDA	OBSERVACIONES

Aguas de San Juan Ixhuatepec, S de U.

VALE DE CAJA CHICA

Fecha _____

Por \$ _____

Recibí la cantidad de: \$ _____

Para _____

Vo. Bo.

Aguas de San Juan Oxhuatepec, S. de U. No 956

"PASE PERSONAL"

Fecha _____

Hora de entrada _____

A favor de _____
(Nombre) (Compañía)

Para _____
(persona a ver) (asunto)

Firma del visitante

Persona entrevistada

Vigilancia

Hora de salida _____

Aguas de San Juan Texhuatpec, S. de U.

AV. DE LA PRESA No 1

FACC. IND. LA PRESA

EDO DE MEXICO

Recibimos de: _____

Para su revisión y pago lo siguiente:

FECHA	CONCEPTO	VALOR	
Cobrar			

Planta de Tratamiento de Aguas Negras



3



Desinfección De Aguas Negras

DR. ANASTACIO LOPEZ ZAVALA

En un proceso primario de tratamiento de aguas negras, los sólidos flotantes suspendidos y sedimentables de las aguas negras sin tratar, se reducen mediante sedimentación, rejillas finas o fosas sépticas. Esta reducción es variable y depende del tipo de tanque empleado, rectangular o circular, del tiempo de retención y de la velocidad de asentamiento.

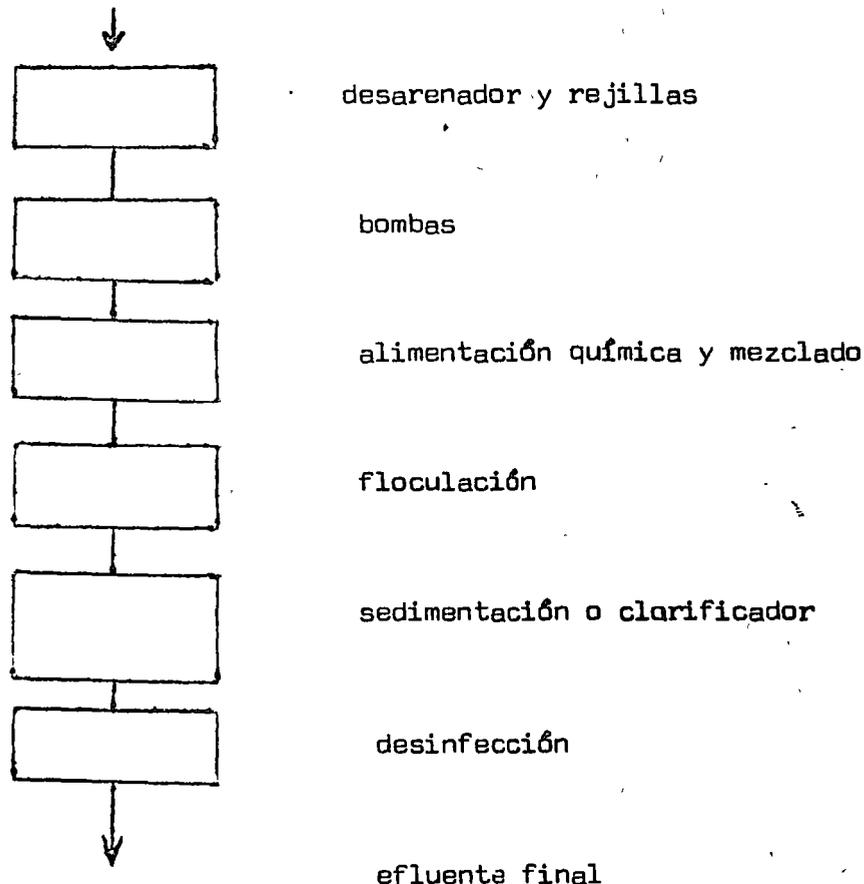
En sedimentación normal se han obtenido valores de reducción del orden de 58% de sólidos suspendidos y de 37% de reducción en DBO, para períodos de retención de 2 horas. El proceso de desinfección por consiguiente, puede llevarse a cabo durante esta etapa del tratamiento de aguas negras en mayor o menor eficiencia, dependiendo de la cantidad de sólidos suspendidos y de DBO removidos.

Desinfección significa "la destrucción de bacterias patógenas y otros organismos dañinos, pero no necesariamente las esporas".

La desinfección se ve ayudada por otros procesos diferentes de la sedimentación normal como por ejemplo la precipitación química, pues al producirse el floculo de precipitación se aumenta la sedimentación, aumentando la remoción de DBO, aunque se aumenta así mismo la acumulación de lodos. Debe de mencionarse sin embargo, que es precisamente la disposición final de lodos, el problema a menudo más agudo en el tratamiento de desechos líquidos.

El proceso de la precipitación química esencialmente está compuesto de los siguientes pasos: a) alimentación del agente precipitador a un dispositivo de mezclado con agua; b) en seguida la mezcla se alimenta a las aguas negras que han pasado previamente por un tratamiento preliminar; c) en seguida la mezcla va hacia el floculador en donde se agita lentamente a modo de inducir una buena coagulación y floculación. De aquí pasa al tanque sedi-

mentador o clarificador en donde se separan las espumas y el lodo, para tener completo el proceso de precipitación química. El diagrama siguiente representa los pasos descritos anteriormente:



Hablando históricamente el tratamiento químico se inició en Inglaterra alrededor de 1885 y en los E.E.U.U de N.A. en 1935. De esta fecha para acá se empezó a emplear el proceso biológico lo cual hizo que la precipitación química disminuyera en cuanto a popularidad. Al presente, debido a la existencia de mejores sustancias químicas a menor costo, mejor equipo mecánico para el manejo de las sustancias así como un mejor conocimiento de la química que interviene en el proceso, la precipitación química tiene más uso.

Resultados y Limitaciones:

La precipitación química reduce sólidos suspendidos y DBO. El proceso es inferior a oxidación biológica en cuanto a la remoción de DBO, nitrogeno orgánico, carbon orgánico y compuestos de amoniaco.

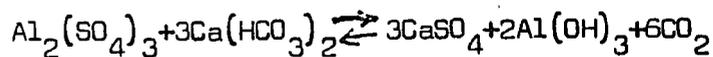
Se puede decir que se obtienen reducciones del orden de 80% de sólidos suspendidos y de hasta 60% de DBO usando dosis normales de agentes precipitantes. (vgr. 90 ppm de ^{alumbre}alúmina). Como no se emplea aire durante el proceso, la descomposición del efluente es más fuerte, comparado con el efluente de un proceso biológico. Es necesario tomar en cuenta estas características para dosificar la demanda de cloro, de por sí muy alta en aguas negras crudas. El cloro libre se encuentra solamente después de su aplicación durante el tratamiento de aguas negras. Su presencia indica que la demanda de cloro de la A.N. ha sido satisfecha y que casi la vida ha desaparecido de ellas con excepción quizá de algunas esporas y organismos enguistados en los sólidos. La demanda de cloro o sea la cantidad de cloro que producirá un residuo es una medida de la cantidad de materia orgánica presente. Esta demanda en A.N. normales puede ser de 5 a 50 mg/l.

Química del Proceso:

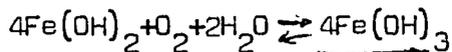
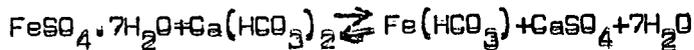
En primer lugar, se reconoce que el éxito del proceso depende de la formación del grumo, de la clase de precipitantes químicos y su cantidad. Dentro de los más usados se encuentran, alumbre; $Al_2(SO_4)_3$, cal; $Ca(OH)_2$, sulfato ferroso hidratado; $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, sulfato férrico; $Fe_2(SO_4)_3$, etc;

Estos agentes en contacto con el A.N. forman una reacción para producir el precipitado el cual a su vez absorbe y precipita sólidos suspendidos y coloidales. Las reacciones hipotéticas que ocurren son las siguientes:

Con Alúmina (Alumina)



Copora y Cal



Los agentes se seleccionan tomando en cuenta costo, cantidad, manejo y almacenamiento. Se pueden ver características de algunos de ellos en la tabla adjunta.

La cantidad se determina de la relación estequiométrica de las ecuaciones anteriores, pero en la práctica se hace a través de pruebas. El agente más usado es el cloruro férrico. El manejo de estos agentes requiere cuidado especial, en igual forma que su almacenamiento. Los aparatos para la dosificación de los agentes químicos pueden ser operados manual o automáticamente y operan para los estados gaseoso, líquido, sólido o en solución. El cloro y SO_2 son de los pocos que se dosifican en forma de gas.

Los agitadores o mezcladores deben siempre emplearse para mezclar bien los precipitantes en solución antes de aplicarlos a las aguas negras. El mezclado se lleva a cabo por agitación violenta en un "Mezclador instantáneo", o en un tanque de aereación o en algún otro aparato. El período de mezclado deberá ser de 30 a 180 segundos, ya que un tiempo más largo puede lastimar el floc o grumo ya formado.

El retorno del lodo al influente del floculador ayuda en la coagulación y reduce la cantidad de agente químico requerido. La cantidad de lodo que se retorna depende de las características de las aguas negras, pero debe dosificarse a modo de tener un contenido de sólidos suspendidos en el licor mezclado de alrededor de 2500 mg/l.

La floculación es la formación de grumos de materia sedimentable con un area superficial relativamente grande con respecto al peso del grumo. Estos grumos al descender al líquido, arrastran consigo otras partículas sedimentables, aumentando la eficiencia en la remoción.

La floculación química es la más común. Puede haber floculación mecánica o biológica. El agente químico debe mezclarse completamente con las aguas negras antes de entrar a la cámara de floculación. Aquí se debe permitir un tiempo de alrededor de 30 a 40 minutos para permitir la formación del grumo, siendo la velocidad a través del floculador ^{mayor} de 1.0 a 1.5 metros por minuto a modo de prevenir sedimentación en el floculador. De aquí pasa el A.N. al sedimentador.

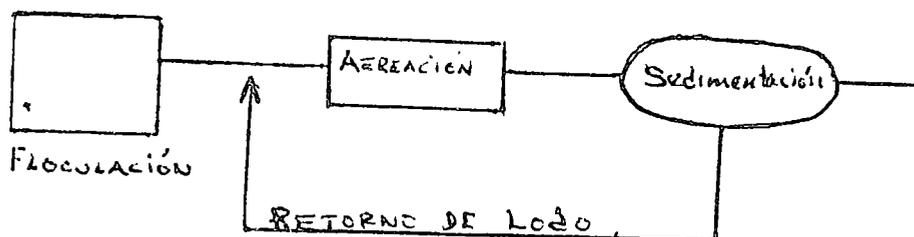
Existen varios patentes en el tratamiento químico de A.N. Los más conocidos son los que corresponden a los procesos siguientes:

Proceso Scott-Darcey

Una solución de cloro se pasa a través de una cámara que contiene pedacaría de fierro, produciendose cloruro férrico, listo para la aplicación a las A.N. Se requiere una concentración de 3000 mg/l de cloro en la solución para que se forme el Fe_2Cl_3 . Si es menor o el contacto con el fierro es muy largo, se forma el $FeCl_2$.

Proceso Guggenheim

Se introduce un período de aereación de alrededor de $1\frac{1}{2}$ horas en el agua negra floculada con sal de fierro en el estado férrico. El lodo del sedimentador se retorna a aereación.



Proceso Laughlin

Emplea Fe_2Cl_3 y $\text{Ca}(\text{OH})_2$ como coagulantes, seguido por sedimentación y filtración a través de filtros de magneto el cual entra en operación en cuanto el nivel de agua queda sobre el filtro.

Proceso Putnam

Emplea como coagulantes: cal, carbon, sal férrica, lodo retornado y floculación mecánica. El efluente se filtra en un filtro rápido de arena. Se remueven así hasta un 99% de solidos suspendidos y ⁸⁹89% de DBO. Este proceso incluye la remoción de agua del lodo a través de un filtro de vacío y después destilación por calor.

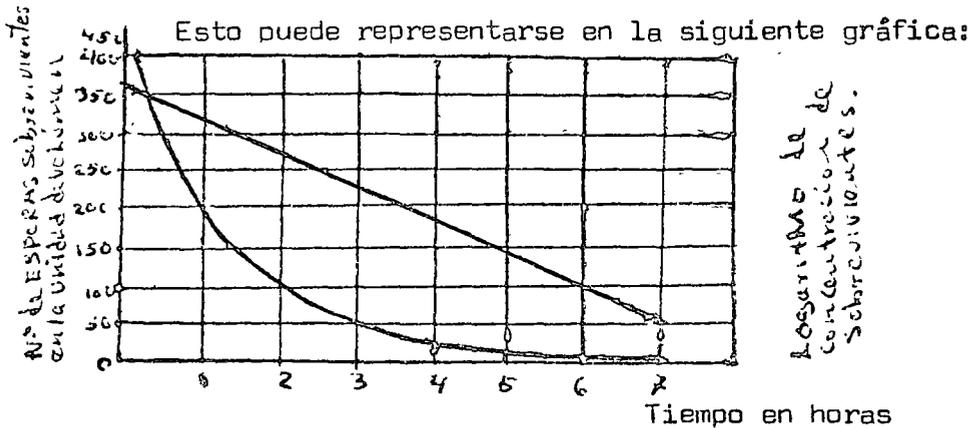
Métodos y Propósitos de la Desinfección:

Una vez que ha sido removida cierta cantidad de solidos suspendidos y de DBO en las aguas negras, ya sea mediante el uso de la sedimentación plana o con ayuda de la precipitación química, el efluente puede ser desinfectado por varios métodos, de los cuales la cloración es el más usual. Esta desinfección sirve para proteger los abastecimientos públicos de agua, la vida piscícola, las playas, para prevenir enfermedades, para disminuir DBO en aguas receptoras y para otros propósitos.

Esterilización es la destrucción de toda vida bacteriana, incluyendo esporas. Aún los agentes más fuertes no llevan a cabo la esterilización completa. El cloro y sus compuestos son practicamente los únicos usados para la desinfección de A.N. Aunque hay varios métodos físicos y químicos que se emplean en la destrucción de bacterias.

El proceso de desinfección no se realiza en seguida sino que es una operación gradual en la que el número de organismos muertos por unidad de tiempos mayor al principio y se reduce a medida que aumenta el período de contacto. Si el número de sobrevivientes por unidad de volúmenes se grafican en relación al tiempo, se produce una curva. Si se toman los logaritmos de el

número de sobrevivientes, entonces se tiene una línea recta.



El proceso de desinfección parece seguir la ley masa-acción y proceder de acuerdo con la ecuación monomolecular, o una reacción de primer orden, siempre y cuando el desinfectante se encuentre en exceso.

$$\frac{-dN}{dt} = KN \quad \text{ó} \quad \frac{1}{t_2 - t_1} \log \frac{N_1}{N_2} = K$$

en donde N_1 y N_2 representan el número de bacterias sobrevivientes en la unidad de volumen después de los tiempos t_1 y t_2 respectivamente.

Mientras más grande sea el número de células presente, mayor será el tiempo necesario para la esterilización completa. Esto se muestra en el siguiente ejemplo: Se tienen 200,000 organismos por ml. de E. coli en una suspensión. Si la bacteria es destruida a razón de 90% por minuto, el número de sobrevivientes al final de 7 minutos será:

200,000 20,000 2000 200 20 2.0 .20 .02

La última cifra indica que quedan vivas 2 bacterias de E. coli en 100 ml. de la suspensión. Si en vez de 200,000 la suspensión contiene 10^7 bacterias coliformes por 100 ml., al cabo de 7 minutos quedará solo 1 bacteria coliforme por 100 ml. de suspensión.

Algunos de los agentes físicos incluyen la electricidad, en la destrucción de organismos en las aguas negras, pero los resultados finales no han sido de confianza para que sean de importancia práctica.

Otro agente que se ha experimentado son las ondas sónicas y supersónicas, en la banda de 8900 ciclos por segundo para alta frecuencia, producidas por un tubo de níquel vibrando en un campo electromagnético y en resonancia con un circuito eléctrico de 2000 volts. El conteo de bacterias E. coli se ha reducido hasta en un 99% con período de exposición de 40 a 60 minutos. Parece ser que el efecto total se debió a una agitación violenta dentro de la célula.

Con ondas supersónicas de 200,000 a 1,500,000 ciclos por segundo también se han obtenido efectos destructivos sobre bacteria y otros organismos, incluyendo levaduras.

Se han empleado así mismo los rayos alfa, beta y gama, () especialmente en la destrucción de enzimas, también rayos ~~rayos~~ catódicos y rayos X. El índice de coliformes en efluentes de A.N. ha sido reducido hasta en un 99% con dosis de 50,000 reps* y el conteo total se ha reducido en 99% con 100,000 reps, usando radiación gama. La desinfección con radiación gama no se afecta con valores de pH entre 5.0 y 8.5 . En la esterilización de utensilios de alimentos se emplean de 1 a 3 millones de reps como dato comparativo.

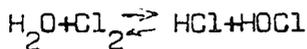
* rep (roentgen equivalent physical) es la unidad de una dosis absorbida de 93 ergs por gramo.

Algunas Características del Cloro:

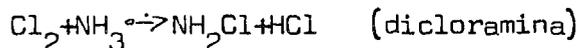
Las que afectan el manejo y la cantidad que se usan son las siguientes:

(1) Es tóxico; su olor se detecta a 3,5 ppm; produce irritación de la garganta a 15 ppm, tos a 30 ppm y es fatal a 1000 ppm. (2) Es 2.5 veces más pesado que el aire; las fugas se encuentran cerca del suelo. (3) No es ni combustible ni explosivo. (4) Es muy corrosivo a 90° C. o más, y a temperaturas normales cuando hay humedad.

Cuando se agrega a A.N. el cloro forma compuestos como HOCl, OCl y cloraminas. El efecto germicida se debe probablemente a la reacción de estos compuestos, principalmente HOCl con las enzimas de la célula bacteriana. El valor germicida del cloro depende de pH, temperatura, tiempo y concentración. El pH es muy importante en la formación de HOCl que es más efectivo que el OCl (HOCl, ácido hipocloroso).



Con cloramina NH_2Cl , la reacción que las produce es:



Por ejemplo, a 20° C y con pH de 5.0 o menos la relación de HOCl a OCl es 0.997 o más y a pH de 10 o más la relación es de 0.005 o menos. El efecto de temperatura dentro de los límites normales de tratamiento de A.N. no es de importancia.

El efecto del tiempo queda expresado en la ley de Chick:

$$\log \frac{N_1}{N_2} = kt$$

que ya se mencionó anteriormente. El valor de k es constante para cada tipo de organismo.

Cantidad de Cloro

Depende de: calidad del A.N. por tratar, estado de decomposición, grado de desinfección, periodo de contacto, pH y temperatura.

Hess propone la relación:

$$\frac{1}{\log NMP} = a+bR$$

a,b,-constantes

R-cloro residual total

En la tabla adjunta se tienen datos de cantidad de cloro requerida. En general un cloro residual de 0.5 mg/l y periodo de contacto de 30 minutos es suficiente para desinfección. Hay una regla que dice "1 ppm de cloro puede reducir DBO en 2 ppm"

Cuando se emplea la cloración al punto de quiebre, la reducción de DBO es permanente, y no aumenta.

El cloro normalmente se dosifica en solución acuosa requiriendo aproximadamente 140 litros de agua por kilogramo de gas cloro a 18°C.

En estado sólido el cloro se encuentra como hipoclorito de calcio $CaOCl_2$ que contiene un 33% en peso de cloro; como HTH (High Test Hypochlorite) con 66% de cloro; y como hipoclorito de sodio.

La aplicación de cloro a A.N. reduce la DBO hasta un 35% y reduce el conteo bacteriano como ya vimos. Si no se tiene cloro residual, la bacteria que sobrevive la cloración, incluyendo E. coli, se multiplica muy rápidamente después, aumentando el conteo inicial.

Factor de Decontaminación

$$F = \log \frac{100}{100-P}$$

donde P es el porcentaje de remoción

Ejemplo:

Plantas con tratamiento primario

Conteo = 10^7 coliformes por 100 ml.

- (a) 50% se remueven por sedimentación
- (b) 99% del remanente por cloración
- (c) el efluente se diluye 10:1 en el cuerpo receptor de agua
- (d) la disminución por muerte es 75% por día

Tiempo a la toma de agua, aguas abajo es de 1.5 días.

Cual es el porcentaje total removido de bacteria necesario en la toma de agua para que se tenga un conteo de 1.0 coliforme por 100 ml.

Solución:

Los valores de F para cada paso son los siguientes:

(a) 0.30, (b) 2.0, (c) 1.0, (d) $1.5 \times 0.6 = 0.9$

entonces $\Sigma F = 4.2$

y de aqui se tiene 99.994 por ciento de reducci3n.

FIN

Bibliografia

- 1.- Salle, A.J. "Fundamental Principles of Bacteriology"
McGraw Hill Book Company, Inc. 1961.
- 2.- Sawyer, Clair N. "Chemistry for Sanitary Engineers"
McGraw Hill Book Company, Inc. 1960
- 3.- Collins, F.H., Deaner, D.G. "Sewage Chlorination versus Toxicity-
A Dilemma" J.E.E.D.? A.S.C.E. Vol. 99, No. EE6, Dec. 1973, Pag. 761

Table 19-6

CHLORINE REQUIRED FOR DISINFECTION

Sewage or Effluent	mg/l *	mg/l †
Raw sewage	6-12	20-25
septic	12-25	...
Settled sewage	5-10	15-20
septic	12-40	...
Chemical precipitation	3- 6	20
Trickling filter, standard, normal	3- 5	12-15
standard, poor	5-10	...
High-rate trickling filter	..	15-20
Activated sludge, normal	2- 4	5-15
poor	3- 8	...
Sand filter, normal	1- 3	5-10
poor	3- 5	...
Odor control, etc.	...	10-20

From L. H. Enslow, *Modern Sewage Disposal*, Federation of Sewage Works Societies, 1938, p 98, and W. N. Grune, *Water and Sewage Works*, August, 1951, p. 350.

From L. G. Rice, *Water and Sewage Works*, October, 1950, p. 436.

Health boards require a residual of 0.5 mg/l and a contact period of 30 min, although only 15 min is required by a few states, when sewage effluents are being treated.²⁹ Warrick³⁰ states that with strongly septic, raw sewage it may take as much as 40 ppm. For BOD reduction 1 ppm of chlorine may reduce the BOD by 2 ppm.³¹ Groff and Ridenour³² as a result of study of breakpoint chlorination of sewage, concluded that:

Chlorination to the breakpoint did not result in increased BOD reduction over that obtained by the low dosages of chlorine commonly used, but the reduction was permanent; the BOD of a chlorinated sewage varies directly with the residual chlorine beyond the first mg/l of chlorine added; the BOD reduction obtained with low dosages of chlorine in amounts sufficient to give a slight residual was not permanent but lasted only shortly after the beginning of the second stage of oxidation.

See *Sewage Works Eng*, March, 1918, p. 120.

See *Water and Sewage Works*, April, 1951, p. 179.

See also *Water and Sewage Works*, May, 1919, p R-137, March, 1951, p 130,

June 1, 1955, p R-277. W. N. Grune, *Water and Sewage Works*, August, 1951, p. 350.

G. Groff and G. M. Ridenour, *Sewage Works Jour*, September, 1913, p 847.

Table 19-3

SOME CHARACTERISTICS OF CHEMICAL COAGULANTS

Chemical	Remarks
Ferric chloride	a Preferable for sludge conditioning in activated sludge
	b Most economical for plants requiring more than 7 tons of iron annually, with facilities for handling it
	c Available as anhydrous, solid, lump, or aqueous solution.
	d Can be made locally of chlorine and iron or steel scrap.
	e Floc forms satisfactorily at all temperatures.
	f Suitable for oxidizing H ₂ S with high pH.
	g Highly corrosive and difficult to handle
	h Solution must be stored and handled in rubber-lined containers and pipes.
	i Useful in odor and corrosion control forming iron sulfide with H ₂ S, and is not absorbed by organic matter. Cheaper than chlorine for the purpose
	j Coagulates best with pH below 7.0, optimum at 5.5.
	k Generally considered the best coagulant available
	l Anticipated percentage removal \pm S.S.* = 90 to 95, BOD = 80.
	m Dose at optimum pH = 2.0 to 2.5 gr. per gal.
Chlorinated copperas	a Good for sludge conditioning in activated sludge.
	b Economical for plants requiring more than 7 tons of iron annually, with facilities for handling it
	c Poor at pH 7.0, good at 5.5 and 9.0 to 9.5 with dose of 2.5 to 5.9 gr per gal.
	d Per cent reduction S.S. = 80 to 90 and BOD = 70 to 80.
Ferrous sulfate (copperas)	a pH greater than 7.7 favors oxidation to ferric hydroxide.
	b Dry feeders not easily used because of caking but are used.
	c Tendency for cheaper grades to cake during storage.
	d First cost is relatively low.
	e Widely available as waste product from steel mills.
	f Optimum pH about 9.0 with dose 2.5 to 5.0 gr per gal.
	g Overdose results in undesirable after-precipitation.
	h Can be fed in solution form.
Ferric sulfate (ferrisul)	a More efficacious than copperas or chlorinated copperas when used with lime
	b pH best about 8.0 to 8.5 with dose about 2.5 gr per gal.
	c Per cent reduction S.S. = 80 and BOD = 60.
	d Can be fed dry or as a liquid.
Alum	a Not yet widely used in sewage treatment.
	b Economical and conveniently handled.
	c Can be used with dry feeder
	d pH range from 6.0 to 8.5, above 7.0 most practical.
	e Dose 5-6 gr per gal with per cent reduction S.S. = 80 and BOD = 60.
Clay and other inert materials Bentonite clay, sand, asbestos fiber, paper, etc †	a Not yet tried on plant scale
	b Dosages of 100 ppm in lab have given excellent results
	c Bentonite floes readily over wide pH range with natural alkalinity.
	d Materials other than bentonite not yet developed practically.
Lime CaO = quick Ca(OH) ₂ = hydrated	a Can be dry-fed.
	b Non-corrosive
	c Commonly used for upward adjustment of pH
	d Quick lime must be stored in dry steel tanks and must be hydrated (slaked) before use. Dry hydrated lime can be stored in any dry place.
Sodium carbonate (soda ash)	a Non-corrosive.
	b Can be fed dry.
Chlorine	a Corrosive and toxic. Can be stored in cast iron, lead, glass, or rubber.
	b Requires special dosing equipment
	c Useful in odor and concrete-corrosion control and to control flux and ponding on filters
Aluminum chloride	a Optimum pH 5.5 and 9.0, gr per gal at 9.0 = 5 and at pH of 5.5 = 2.5 to 5.0.

* S.S. = settleable solids

† See also R. D. Hoak, *Water and Sewage Works*, June 1, 1955, p R-315.



CHAPTER 11

COST ESTIMATES

11.1 General

In general terms, suspended solids removal processes have an economy of size. In other words, larger capacity units evince lower treatment costs per unit volume of wastewater treated. This is due mainly to two factors, decreased capital costs per unit volume and decreased operating costs owing to more efficient usage of land, personnel and time. Although the actual values of these two factors varies for each process discussed, there is evidence that the above generalization is valid. Thorough treatises of costs for the suspended solids removal processes are available elsewhere (1), (2), (3). Most of the materials included in this text are from those sources. Care must be taken to denote the difference in amortization rates and periods and to adjust costs to current levels by use of available cost indices. Even after these normalizing adjustments are made, most estimates are not directly comparable due to differing geographical, administrative and design problems and varying assumptions. The most prudent use of the data provided is for guideline information on the relative costs of the processes and the variation in costs which might occur.

11.2 Process Costs

Figure 11-1 illustrates the estimated cost of a chemical clarification system utilizing solids-contact reactors (1). A recent estimate for two-stage lime clarification, excluding chemicals, shows costs varying from 11 cents/1000 gallons at 1 MGD down to 2.7 cents/100 gallons at 100 MGD (2). Evans and Wilson (3) indicates Tahoe costs for lime treatment, recalcination, recarbonation and sludge disposal to be 10.8 cents/1000 gallons for their 7.5 MGD facility. An October, 1970, estimate for two-stage lime clarification, recalcination, recarbonation and sludge disposal varies from 25.3 to 5.9 cents/1000 gallons for 1 and 100 MGD, respectively (4).

Capital costs for conventional sedimentation tanks (1) are shown in Figures 11-2 and 11-3. Barnard and Eckenfelder (5) related the cost of primary sedimentation to surface area using an overflow rate of 800 gpd/sf:

$$C = SA \left\{ 17.3 + \frac{6.7}{(SA)^{0.9}} \right\}$$

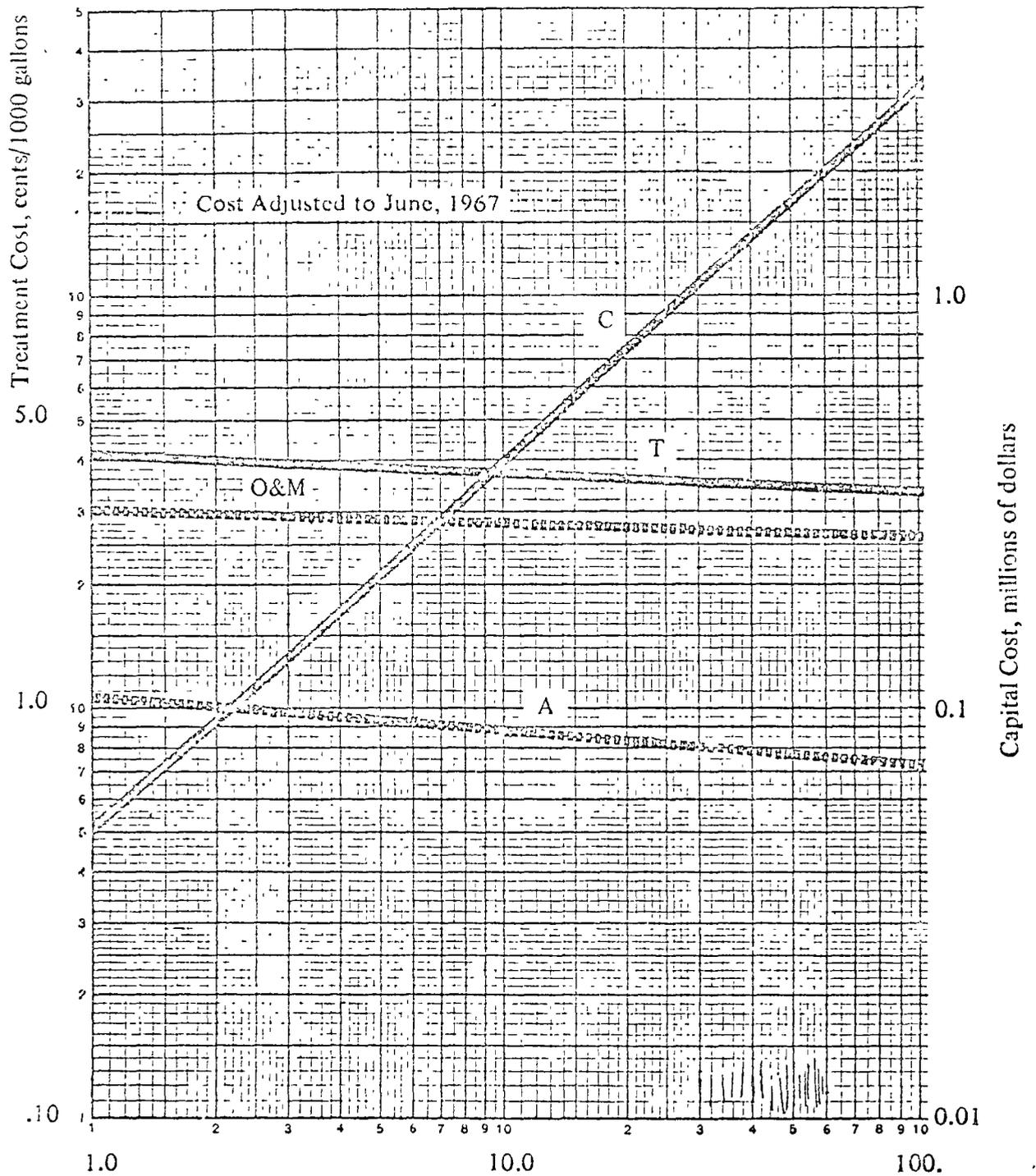
where:

C = capital cost in dollars

SA = surface area in $\frac{\text{square feet}}{1000}$

Their estimate for secondary clarifiers (overflow rate = 750 gpd/sf) was:

$$C = SA \left\{ 16.2 + \frac{6.9}{(SA)^{1.13}} \right\}$$



- C = Capital Cost, millions of dollars
- A = Debt Service, cents per 1000 gallons (4-1/2% - 25 yr.)
- O&M = Operating and Maintenance Cost, cents per 1000 gallons
- T = Total Treatment Cost, cents per 1000 gallons

Figure 11-1. SOLIDS REMOVAL BY COAGULATION & SEDIMENTATION

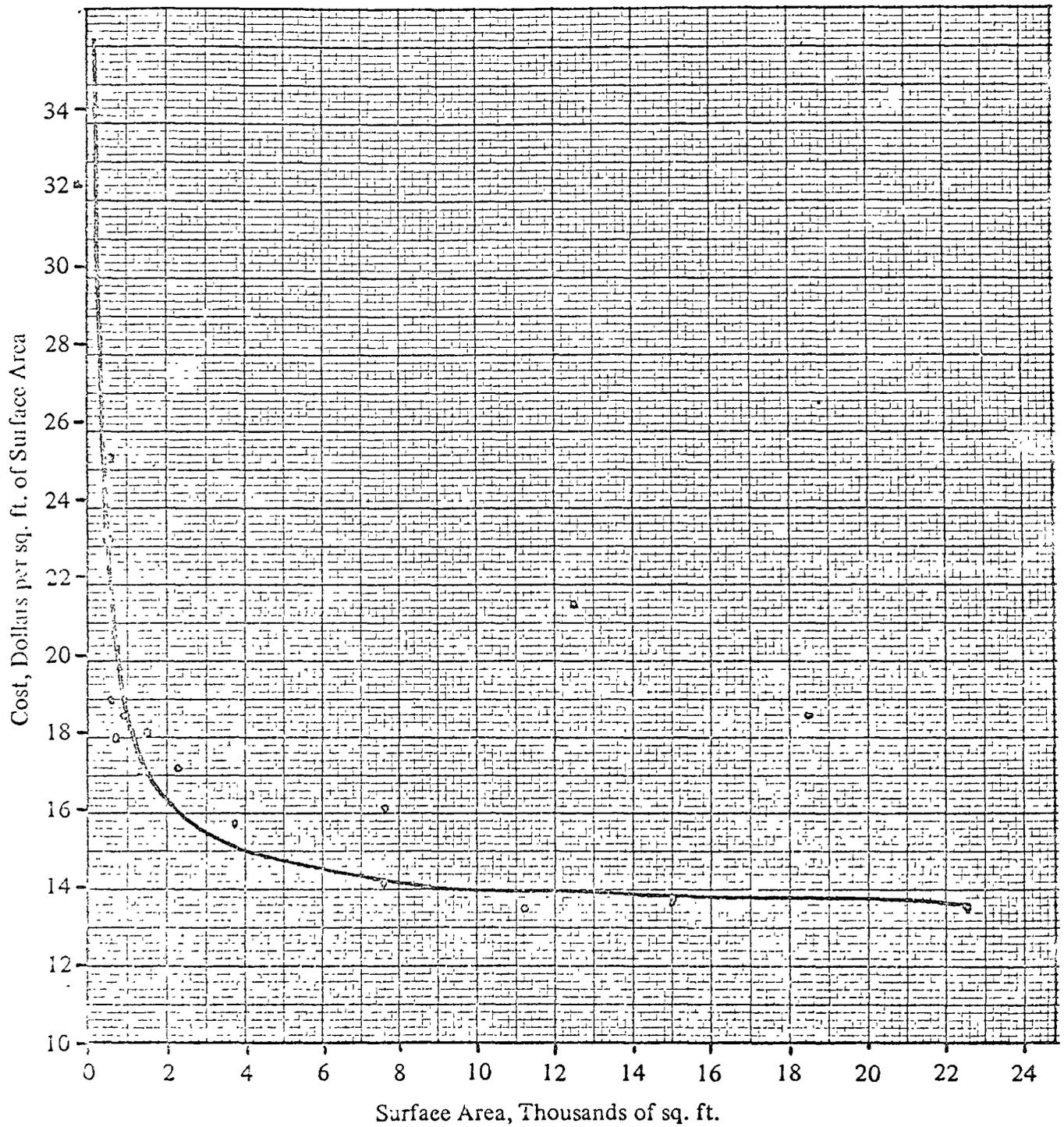


Figure 11-2. COST OF PARIMARY SEDIMENTATION TANKS
 January 1960 ENR Index = 812

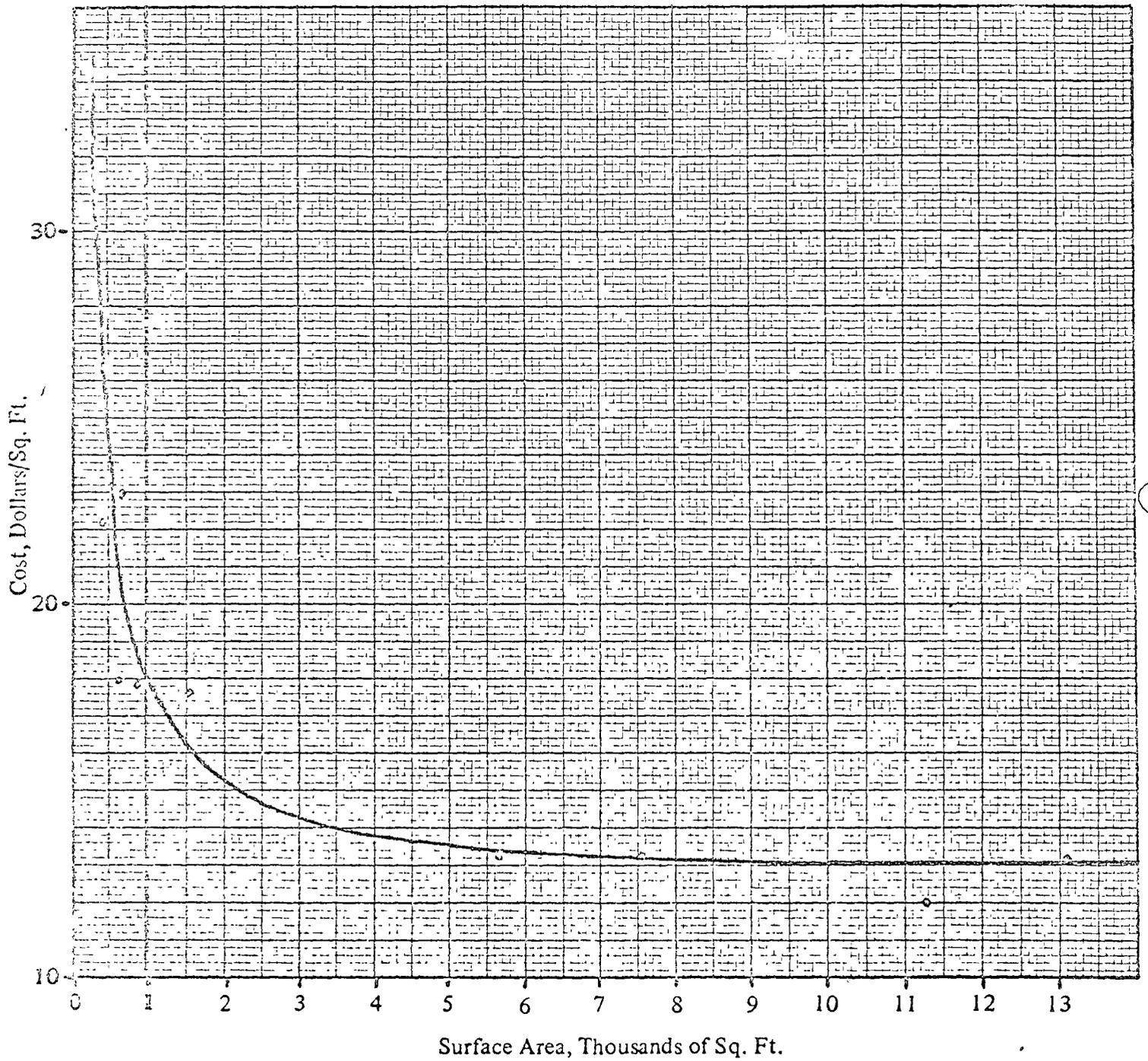


Figure 11-3. COST OF FINAL SETTLING TANKS
 January 1960 ENR Index = 812

YEAR	Table 11-2 SEWAGE TREATMENT PLANT CONSTRUCTION COST INDEX												ANNUAL INDEX
	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	
1957													98.04
1958													101.50
1959													103.65
1960													104.96
1961													105.83
1962									107.19	107.20	107.03	106.84	106.99
1963	106.80	107.05	107.08	107.11	107.22	107.78	108.07	108.52	108.58	109.54	109.51	109.60	108.52
1964	109.64	109.45	109.53	109.57	109.70	109.99	110.24	110.54	110.63	110.69	110.73	110.68	110.11
1965	110.82	111.04	111.07	111.12	111.15	111.83	112.31	112.57	112.70	112.82	112.87	113.09	111.95
1966	114.05	114.60	114.77	115.08	115.34	116.05	116.82	116.92	117.11	117.51	117.46	117.48	116.10
1967	117.76	118.08	118.11	118.22	118.34	119.11	119.63	120.28	120.59	120.89	120.91	121.01	119.41
1968	121.10	121.20	121.21	121.55	121.71	122.49	123.39	123.69	124.53	126.80	127.24	127.71	123.55
1969	128.68	129.50	129.84	130.03	130.03	131.11	132.44	135.34	135.46	135.85	136.61	136.86	132.65
1970	137.63	137.87	138.15	138.49	141.18	143.03	146.25	146.70	147.45	148.07	149.28	149.63	143.64
1971	150.60	150.89	153.34	155.41	157.29								

Source: Sewer and Sewage Treatment Plant Construction Cost Index, FWPCA, Dept. of Interior, Dec. 1967

Table 11-1
YEARLY COST INDICES

Year	Marshall & Stevens installed-equipment indices		Engineering News-Record Construction index	Handy-Whitman index for water treatment plants ¹		Engineering News-Record Building cost index	Chemical Engineering plant instruction index
	1926 = 100		1913 = 100	1936 = 100		1913 = 100	1957 - 1959 = 100
	All Industry	Process Industry		Large Plant	Small Plant		
1956	209	206	690	275	276	491	94
1957	225	224	724	288	289	509	99
1958	229	228	759	296	296	525	100
1959	235	232	797	311	309	548	102
1960	238	237	824	317	317	559	102
1961	237	236	847	315	315	568	101
1962	239	237	872	324	322	580	102
1963	239	238	901	330	327	594	102
1964	242	241	936	340	336	612	103
1965	245	244	971	350	346	627	104
1966	252	252	1021	368	362	652	107
1967	263	256	1043 ²	380 ²	274 ²	660	110
1968	273	270	1111 ²			695	114
1969	285	282	1206 ²			760	119
1970	294 ³	292 ³	1311 ²			801	123 ²

1. Based on July of the year.
2. Based on January of the year.
3. Based on the first quarter of the year.

Table 38-1 Costs of Wastewater Treatment Works
A. Per capita cost of construction in U.S. dollars as of 1965*

Treatment Units	Basic per Capita Cost	Population Factor†
1. (a) Imhoff tanks	20	$10^2 P^{3/4}$
(b) (a) and trickling filters	26	$10^2 P^{3/4}$
2. (a) Mechanized settling and heated digestion tanks	35	$10^{1/2} P^{3/4}$
(b) (a) and trickling filters	45	$10^{1/2} P^{3/4}$
(c) (a) and activated-sludge units	47	$10 P^{3/4}$
3. Stabilization ponds	0.90	$10 P^{3/4}$

B. Per capita cost of operation in U.S. dollars 1960

Treatment Plant	Population				
	10^2	10^3	10^4	10^5	10^6
1. Primary	...	2.7	1.4	0.91	0.67
2. Trickling filters					
Low-rate	...	3.5	1.3	0.75	...
High-rate	...	4.6	1.4	0.73	...
3. Activated-sludge	9.2	3.5	1.9	1.2	0.88

* For years other than 1965, multiply by a suitable cost index.
† For a given population P , multiply basic per capita cost by this factor.

1. For single works: economies of scale (Table 38-1) in construction and operation and in proficiency and efficiency of personnel.
2. For multiple works: economies of site in transmitting water and collecting wastewater, in opportunities for plant and network expansion, and in benefits of location.
3. For centralized works: economies of communication in centralized administrative offices, and in services such as repair shops, warehouses, and garages.
4. For distant works: economies of investment in real estate acquisitions and taxes, in opportunities for plant expansion, and in the provision of on-site housing of key operating personnel.

38-2 Treatment Costs

Within U.S. water-supply systems as a whole, water purification works—as of 1965—cost no more than 10% of the total per capita replacement cost of \$300 (Sec. 2-10, Vol. 1). The construction cost of conventional filtration plants is close to \$250,000 per mgd capacity, varying approximately as

$Q_t^{-1/2}$, where Q_t is the rated capacity in million gallons daily, and the cost of water treatment is about \$70 per million gallons exclusive of fixed charges, varying approximately as $Q_t^{-2/3}$, where Q_t is the rate of treatment in million gallons daily.¹

The cost of sanitary-sewer systems lies between \$30 and \$100 per capita in the United States as of 1965 (Sec. 3-10, Vol. 1). Understandably, loading parameters of wastewater treatment works can be compared more satisfactorily on a per capita than a flow basis, and this holds true also for their costs. Because wastewater-treatment processes vary relatively more widely in kind than do water-purification processes, the costs of wastewater-treatment plants are summarized here in tabular form (Table 38-1).²

38-3 Plant Siting

Topography, foundations, and physical hazards are key *siting determinants* in plant construction. Construction costs of plants operating with much head loss may be reduced by placing them on a hillside. Other possible advantages are ground-level entrance to the upper floors of service buildings. Not least is that, like "a city that is set on a hill," a side-hill water or wastewater plant, too, "cannot be hid." If properly conceived, it can, indeed, become a focal point in the landscape and a proud reminder of civic enterprise. Examples are side-hill water-filtration plants and trickling-filter works.

Foundation conditions are important both during and after plant construction. Wet sites must be dewatered while building is in progress, and completed structures may have to be weighted down to counter hydrostatic uplift. On poor foundations, structures must be placed on piles or mattresses. Rock sites can be exploited only at much expense.

Flooding is a common hazard shared by both water- and wastewater-treatment works. Water sources and receiving waters are often nearby and may, at times, carry flood flows of considerable magnitude. To safeguard vital water supplies, high-water estimates may be based on the statistically expected 1000-year or 10,000-year flood. Among alternative ways of protecting vulnerable works are (1) building them above high-water mark; (2) surrounding them by dikes; (3) making basement structures watertight; and (4) locating sensitive equipment above flood level. Essential in all cases is the preservation of access to and egress from the

¹ G. T. Orlob and M. R. Lindorf, Cost of Water Treatment in California, *J. Am. Water Works Assoc.*, 50, 45 (1958).

² P. P. Rowan, K. L. Jenkins, and D. W. Butler, Sewage Treatment Construction Costs; and P. P. Rowan, K. L. Jenkins, and D. H. Howells, Estimating Sewage Treatment Operation and Maintenance Costs, *J. Water Pollution Control Fed.*, 32, 594 (1960); and 33, 111 (1961), respectively.

1

2

3

4

PRESUPUESTO APROXIMADO.

CONCEPTO.	CANTIDAD.	PRECIO UNITARIO.	TOTAL.
1.- Trazo	95,000 M2.	\$ 1.04	\$ 98,800.00
2.- Limpieza del Terreno.	95,000 M2.	1.20	114,000.00
3.- Excavación en material clase II	30,000 M3.	20.74	622,200.00
4.- Escarificación.	30,000 M2.	5.00	150,000.00
5.- Taludes.	52,500 M3.	35.00	1,837,500.00
6.- Barda Perimetral.	1,250 M.	200.00	250,000.00
7.- Cajas de control.	3	20,000.00	60,000.00
8.- Tuberías.	LOTE.	- - -	75,000.00
9.- Contacto de Cloro.	1	25,000.00	25,000.00
10.- Caseta de Operación.	12 M2.	1,000.00	12,000.00
11.- Recirculación.	1	50,000.00	50,000.00
12.- Bombas de Recirculación.	2	30,000.00	60,000.00
13.- Equipo de Cloración.	1	35,000.00	35,000.00
T O T A L \$			<u>3,389,500.00</u>

NOTA: Este presupuesto considera que el material de excavación es adecuado para la construcción de los taludes de contención.

México, D. F., a 6 de Diciembre de 1973.

LAGUNAS DE OXIDACION
DELEGACION TLAHUAC.

PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS "ACUEDUCTO DE CUAD.LUPE".

COSTO APROXIMADO DE LAS PARTIDAS.

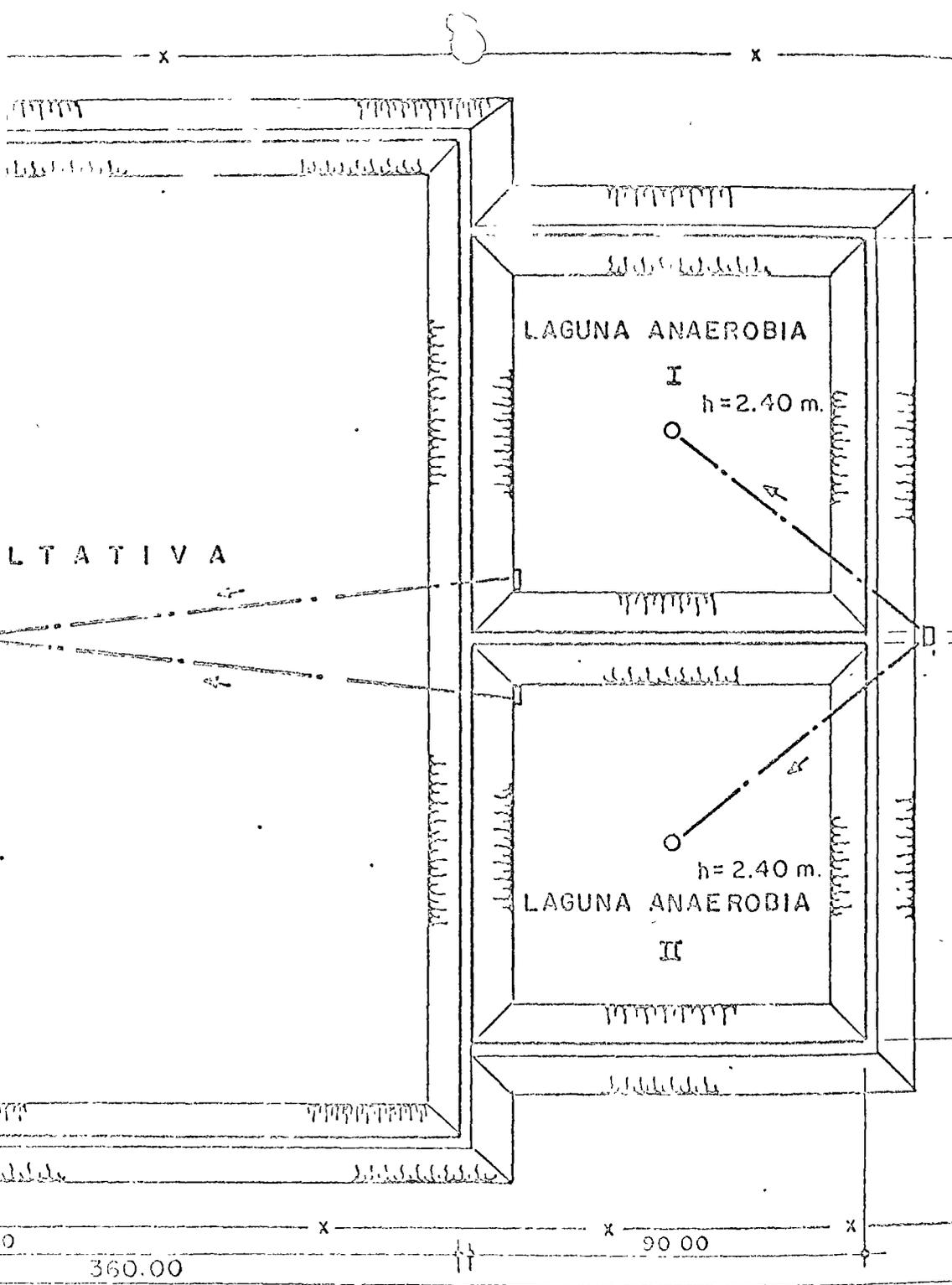
PARTIDA.	C O N C E P T O .	COSTO.
1	RECOLECTORES DE LODOS SED. PRIMARIOS	\$ 340,000.00
2	CANALES DESNATADORES.	20,000.00
3	RECOLECTORES DE LODOS SED. SECUNDARIO.	380,000.00
4	AERADORES SUPERFICIALES.	540,000.00
5	MODULOS TUBULARES.	250,000.00
6	VALVULAS PARA DIGESTORES.	20,000.00
7	QUEMADOR DE GAS.	30,000.00
8	CLORADORES Y MEDIDOR DE GASTO.	110,000.00
9	BOMBAS.	
	A AGUAS CRUDAS.	70,000.00
	B LODOS ACTIVADOS.	30,000.00
	C LODOS DEL DIGESTOR.	35,000.00
	D LODOS PRIMARIOS.	20,000.00
	E RIEGO.	25,000.00
10	DESMENUZADOR.	100,000.00
	T o t a l .	\$ 1'970,000.00
		=====

México, D. F., a 29 de Noviembre 1972.

1

0

8



DATOS DE PROYECTO

GASTO DE DISEÑO
 $Q = 50 \text{ l.p.s.}$

90.00
 X
 90.00
 X
 90.00
 X

Sup. 9.54 Ha.

M E T R O S
 0 10 20 30 40 50
 ESCALA
 1:1500

360.00

90.00

D.D.F. DIRECCION GENERAL DE OBRAS HIDRAULICAS
 OFICINA PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
 DELEGACION DE TULAHUAC
 LAGUNAS DE OXIDACION
 DIRECTOR SUB-DIRECTOR
 INGENIERO EN OBRAS HIDRAULICAS

Sedimentación Simple.

ING. FRANCISCO
MONTESANO
URANGA

Introducción

1. Puntos Previos

1.1 Viscosidad

1.2 Parámetros

1.3 Teorema de Buckingham

2. Sedimentación de partículas separadas - líquidos en reposo

2.1 Descripción

2.2 F_I

2.3 Resistencia que opone el fluido a la fuerza F_I

2.4 Equilibrio de las dos fuerzas

3. Dos fórmulas: Stokes y Newton

3.1 Ley de Stokes

3.2 "Fórmula de Newton"

3.3 Uso de gráficas

3.4 Ejemplo.

3.5 Sedimentación retardada.

3.6 Sedimentación de partículas separadas - Flujos Continuos.

4. Proyecto de un desarenador.

5. Remoción de partículas cuya $v_s \geq v_o$

6. Remoción de una parte de partículas cuya $v_s < v_o$

7. Eficiencia

8. Eficiencia del desarenador proyectado en el número 4.

Sedimentación Simple.

Introducción.

Con el fin de estudiar el fenómeno de la sedimentación, hasta ahora se la ha clasificado en muy diversas formas; bajo diversos aspectos, y así se habla de:

Sedimentación:

Primaria

Secundaria

Simple

Con coagulantes

De partículas separadas

De partículas que coalescen

Como proceso unitario

Como operación unitaria

A la vista de todos estos nombres, podemos observar que todos ellos pueden quedar incluidos en la clasificación fundamental de

Sedimentación de partículas separadas

Sedimentación de partículas flocculentas

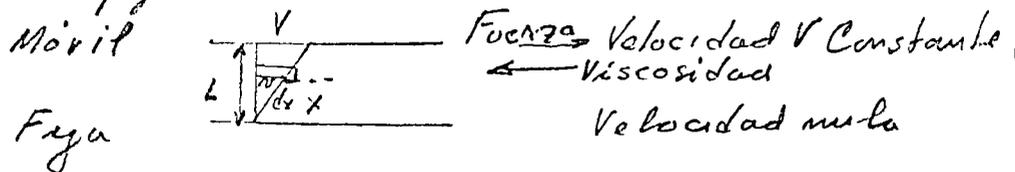
Por tal razón, comenzaremos nuestro estudio con una revisión de los conceptos teóricos fundamentales de la sedimentación de partículas separadas; a esta revisión la llamaremos

1. Puntos previos

1. Viscosidad.

Es la resistencia que un fluido opone al es-fuerzo cortante.

La descripción del fenómeno físico de la viscosidad puede hacerse imaginando dos placas paralelas situadas a una distancia L relativamente pequeña como en la figura:



Suposiciones básicas

a) Las partículas en contacto con la placa móvil tienen una velocidad constante V . Las que están en contacto con la placa fija tienen una velocidad nula.

b) El límite de la razón de cambio de la velocidad v respecto de la distancia x , (cuando $x \rightarrow 0$) es constante:

$$\frac{dv}{dx} = k = \frac{V}{L}; \text{ gradiente de velocidad}$$

c) El esfuerzo cortante τ del fluido es proporcional a la razón de cambio de la velocidad respecto de la distancia, y portanto es proporcional al gradiente

$$\tau = \mu \frac{dv}{dx}; \quad \tau = \mu \frac{V}{L}$$

El coeficiente de proporcionalidad μ , es a lo que se llama viscosidad dinámica o absoluta.

Dimensiones de μ

Para un sistema cuyas unidades fundamentales sea M, L, T .

$$\tau = \frac{\text{Fuerza}}{\text{Area}} = M L^{-1} T^{-2}$$

$$V = \text{Velocidad}; L T^{-1}$$

$$\mu = \frac{\tau L}{V};$$

$$\text{Dimensiones de } \mu: M L^{-1} T^{-1}$$

En el sistema cgs

$$1 \text{ Poise} = \frac{\text{Gmasa}}{\text{cm} \cdot \text{seg.}}$$

Para un sistema cuyas unidades fundamentales sean FLT

$$M = \frac{\text{Fuerza}}{\text{Aceleracion}}; \quad M = F L^{-1} T^{-2}$$

$$\mu = FL^{-2}T$$

En el mismo sistema cgs, tomando la dina como unidad de fuerza.

$$\text{Dimensiones de } \mu = \frac{\text{dina seg}}{\text{cm}^2}$$

Se le llama viscosidad cinemática al cociente $\frac{\mu}{\rho} = \nu$ (Nú) en lo que ρ es la masa de la unidad de volumen del fluido.

$$\text{Las dimensiones de } \nu \text{ serán } \frac{L^2}{T}$$

$$\text{En el sistema cgs ; } \nu = \frac{\text{cm}^2}{\text{seg.}} ; \text{ Stokes.}$$

1.2. Parámetros

Constantes que apareciendo en en las expresiones matemáticas de los diversos fenómenos, sirven de base de comparación, cuando su valor varía. Ejemplo de ella es la constante de Reynolds

$$R = \frac{L v \rho}{\mu} = \frac{L v}{\nu}$$

Pueden ser adimensionales.

1.3 Teorema de Buckingham

Véase Mecánica de Fluidos ; Serie Schaum.

2. Sedimentación de partículas separadas. Líquido en reposo.

2.1 Descripción oral del fenómeno.

Causas y efectos.

Causas: Fuerza de inercia F_I debido a la gravedad, disminuida por la pérdida de peso debido al desalojamiento de fluido.

Fuerza de arrastre F_D debido a la viscosidad del fluido.

Efectos: Equilibrio de F_I y F_D ; $F_I = F_D$.

La partícula cae con velocidad constante

2.2 Cuantificación de F_f

Si $\rho =$ Densidad del fluido (Masa de la unidad de Volumen)

$\rho_s =$ Densidad de la partícula (Masa de la unidad de Volumen)

$V =$ Volumen de la partícula

$$F_f = (\rho_s - \rho) V g$$

$g =$ Aceleración de la gravedad

2.3 Resistencia que opone el fluido a la caída.

Similitud del fenómeno de sedimentación de partículas suspendidas en el seno de un fluido en reposo, al fenómeno de arrastre de un fluido en movimiento, en una partícula en reposo.

La fuerza de arrastre es función de $\rho, \mu, L, v,$

Se puede obtener una expresión

$$F_D = f(F_D, \mu, \rho, L, v) = 0$$

aplicando el Teorema de Buckingham.

Si el conjunto de dimensiones básicas es $F, L, T,$
 $k = 3$

El número de variables físicas de la función $f,$
es $n = 5$

De acuerdo con el Teorema de Buckingham se tendrán $n - k = 5 - 3 = 2$ parámetros adimensionales $\pi,$ en tal forma que el fenómeno del arrastre puede representarse por la función

$$\Phi(\pi_1, \pi_2) = 0$$

Si Π_1 es un monomio adimensional de las variables L, v, ρ, F_D , elevadas a potencias desconocidas a, b, c, d , respectivamente, las dimensiones de Π_1 serán $L^a F^b T^c$. Entonces se puede establecer la igualdad

$$\Pi_1 = L^a F^b T^c = L^a v^b \rho^c F_D$$

Para L ; $0 = a + b - 4c$

Para F ; $0 = c + 1$

Para T ; $0 = -b + 2c$.

La solución de estas tres ecuaciones da:

$$a = -2$$

$$b = -2$$

$$c = -1$$

$$d = 1$$

$$\Pi_1 = L^{-2} v^{-2} \rho^{-1} F_D$$

$$\Pi_1 = \frac{F_D}{L^2 v^2 \rho}$$

Aplicando en forma semejante el Teorema de B. al Π_2 , cuyas variables sean L, v, ρ, μ , se obtiene que

$$\Pi_2 = \frac{\mu}{L v \rho} ; \quad \Pi_2 = \frac{1}{R}$$

La función $\phi \left(\frac{F_D}{L^2 v^2 \rho}, R \right) = 0$

puede ser

$$\frac{F_D}{R L^2 v^2 \rho} - R = 0$$

$$F_D = K L^2 v^2 \rho R$$

$$F_D = 2KR \rho L^2 \frac{v^2}{2}$$

Haciendo $2KR = C_D$; coeficiente de arrastre

y $L^2 = A_c$; area de la proyección de la partícula

$$F_D = C_D \rho A_c \frac{v^2}{2}$$

Se sabe experimentalmente que C_D no es constante, sino que es función de R , en tal forma que:

$$\text{para } 10^3 < R < 1; \quad C_D = \frac{24}{R}$$

$$\text{" } 1 \leq R < 10^4; \quad C_D = \frac{24}{R} + \frac{3}{\sqrt{R}} + 0.34$$

$$\text{" } 10^3 < R < 10^4; \quad C_D = 0.4$$

Por tanto, C_D es continuo, pero por tramos.

2.4 Equilibrio de las dos fuerzas: $F_I = F_D$

$$\frac{1}{2} C_D \rho v_s^2 A_c = (\rho_s - \rho) V g$$

$$v_s = \sqrt{\frac{2g(\rho_s - \rho)V}{C_D \rho A_c}}$$

Para partículas esféricas: $V = \frac{\pi d^3}{6}$; $A_c = \frac{\pi d^2}{4}$

$$\frac{V}{A_c} = \frac{2}{3}d$$

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} \frac{\rho_s - \rho}{\rho} d} \quad \text{--- (A)}$$

Si S_s = Gravedad Esp. de la partícula,
y aceptamos que $S_s = \frac{\rho_s - \rho}{\rho}$

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} (s_s - 1) d} \quad \text{--- (B)}$$

3. Dos fórmulas; Stokes y Newton

3.1 Ley de Stokes.

Si en (A) se reemplaza C_D por $\frac{24}{R}$

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{gR}{24} \frac{\rho_s - \rho}{\rho} d}$$

Como $R = \frac{v_s d \rho}{\mu}$

$$v_s = \sqrt{\frac{4g}{(3)(24)} \frac{v_s d \rho}{\mu} \frac{\rho_s - \rho}{\rho} d}$$

haciendo operaciones y simplificando

$$v_s = \frac{1}{18} g d^2 \frac{s_s - 1}{\nu}$$

Ley de Stokes con la condición de que $10^{-3} < R < 1$; Según Fair - Geyer - Okun.

3.2 Newton

Condición $10^{-3} < R < 0.5$

Si en (B) se pone el valor de $C_D = 0.4$

$$v_s = \sqrt{3.3 g (s_s - 1) d} \text{ conocida como "Newton"}$$

y válida con la condición $10^3 < R < 10^4$

A la vista de las dos; Stokes y Newton, hay un ámbito de R para el cual ninguna de las dos es válida. $1 < R < 10^3$

Este ámbito de invalidez resulta del hecho de que

la expresión $C_D = \frac{24}{R} + \frac{3}{\sqrt{R}} + 0.34$ al sustituirse

en $F_D = F_I$, produce una expresión demasiado complicada para despejar v

3.3 Uso de Gráficos.

En los problemas prácticos de sedimentación de partículas separadas, como lo es el de desarenación de aguas residuales, es necesario eliminar partículas de arena de $d = 0.2$ mm y mayores.

Para esos tamaños, los valores de R caen precisamente en el ámbito de invalidez de las formulas.

En ese caso se aborda el problema haciendo uso de gráficos como las que aparecen en el

Vol. 2, Waste Water Engineering; Fair-Geyer-Olman

3.4

Ej.

Encontrar la v_s en agua a 20°C , de partículas esféricas de 0.2 mm de diámetro, $S_s = 2.65$, haciendo uso de la gráfica p 589 Texto ó p 25-6 Volz, Fair, Geyer, O'Brien. Table 25.3

$$S_s = 2.65$$

$$d = 0.2\text{ mm} = 0.02\text{ cm}$$

$$\text{Temp} = 20^\circ\text{C}$$

$$V = 1.0105 \text{ Centistokes}; \text{ 1 centistoke} = 10^{-2} \frac{\text{cm}^2}{\text{seg.}}$$

$$V = 1.0105 \times 10^{-2} \frac{\text{cm}^2}{\text{seg}}$$

$$V^2 = 1.01^2 \times 10^{-4}$$

Termino de velocidad

$$\left[\frac{g(S_s - 1)}{V^2} \right]^{1/3} = \left[\frac{(981)(1.65)}{1.02 \times 10^{-4}} \right]^{1/3} \times 0.02$$

$$\frac{981 \times 1.65}{1.02 \times 10^{-4}} = 1.588 \times 10^7$$

$$1.588^{1/3} \times 10^{7/3} = 1.588^{1/3} \times 10^{2.33}$$

$$1.588^{1/3} = 1.167$$

$$10^{7/3} = 214$$

$$1.167 \times 214 = 249.5 = 249.5 \times 0.02 = 4.990 \approx 5$$

entra en el 5 en el eje horizontal Fig 25.3 de una $\frac{1}{2}$ KR-410 —

$7/3$ 2.33
10

sin expresión de velocidad de 1.0

$$\frac{v_s}{[g(z-1)D]^{1/3}} = 1.0$$

$$[9.81 (1.65) (1.01)(10^{-2})]^{1/3}$$

$$[1.637 \times 10^{-1}]^{1/3} = 1.637^{1/3} \times 10^{1/3}$$

$$1.637^{1/3} = 1.179$$

$$10^{1/3} = 2.15$$

$$1.179 \times 2.15 = 2.54$$

$$\frac{v_s}{2.54} = 1.0$$

$$v_s = 2.54 \text{ cm/seg}$$

$$\frac{V}{Q} = \frac{H}{v_s}$$

Si A es el área horizontal del depósito,

$$\frac{A}{Q} = \frac{1}{v_s} \text{ y } v_s = \frac{Q}{A} = C_s \text{ en donde } C_s = \text{carga superficial.}$$

Como en esta última expresión no interviene la profundidad, se concluye que la sedimentación de partículas separadas no depende de la profundidad del depósito. Lo que se necesita es sólo el requisito de área horizontal, lo cual equivale a hacer que el $t_r = t_s$.

4. Proyecto de un desarenador

Gastos en lt/seg	Presente	Futuro
Mín.	75	100
Medio	147	221
Máx.	294	442

Handwritten notes:
 1. 147 l/s
 2. 221 l/s

Limpieza manual

Número de unidades (canales). Se proyectarán 3 unidades en total, cada una para un gasto de 147 l/s y sea para el gasto medio presente.

Trabajando 2 unidades en el presente, quedarán cubiertas las variaciones horarias presentes.

Trabajando las 3, quedarán cubiertas las necesidades futuras y sus variaciones.

Velocidad horizontal ≥ 0.30 m/s para que no se sedimente materia orgánica.

Con el fin de proteger el equipo mecánico (bombas) se eliminarán partículas de 0.2 mm y mayores cuya velocidad de asentamiento es de 0.023 m/s para aguas residuales a 20°C.

Por tanto, la carga superficial es de $0.023 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}^2$ de área horizontal.

Área horizontal de la zona de sedimentación

$$A = \frac{0.147 \text{ m}^3/\text{s}}{0.023 \text{ m/s}} = 6.40 \text{ m}^2$$

Suponiendo un ancho de 0.70 m

$$\text{Long. de desarebador} = \frac{6.40}{0.70} = 9.15 \text{ m}$$

De acuerdo con lo visto en teoría, el tirante puede ser cualquiera en lo que se refiere a la arena.

Pero para que no se sedimente materia orgánica, la velocidad horizontal se ha fijado en 0.30 m/seg.

Admitiremos una velocidad horizontal de 0.35 m/seg cuando el espacio para arena, esté lleno; y una velocidad horizontal de 0.30 m/s, cuando el espacio destinado a la arena, esté vacío:

$$\text{Area transversal, cuando con arena} = \frac{0.147}{0.35 \text{ m/seg}} = 0.42 \text{ m}^2$$

$$\text{Tirante} = \frac{0.42 \text{ m}^2}{0.70} = 0.60 \text{ m}$$

$$\text{Area transversal, sin arena} = \frac{0.147}{0.30} = 0.49 \text{ m}^2$$

$$\text{Tirante} = \frac{0.49 \text{ m}^2}{0.70 \text{ m}} = 0.695 \approx 0.70 \text{ m}$$

Se proyecta un vertedor proporcional para mantener la velocidad horizontal requerida, cualesquiera que sea el gasto que varía desde 75 hasta 147 l/s.

Se usarán las fórmulas

$$x = b \left(1 - \frac{2}{\pi} \arctan \sqrt{\frac{d}{a}} \right)$$

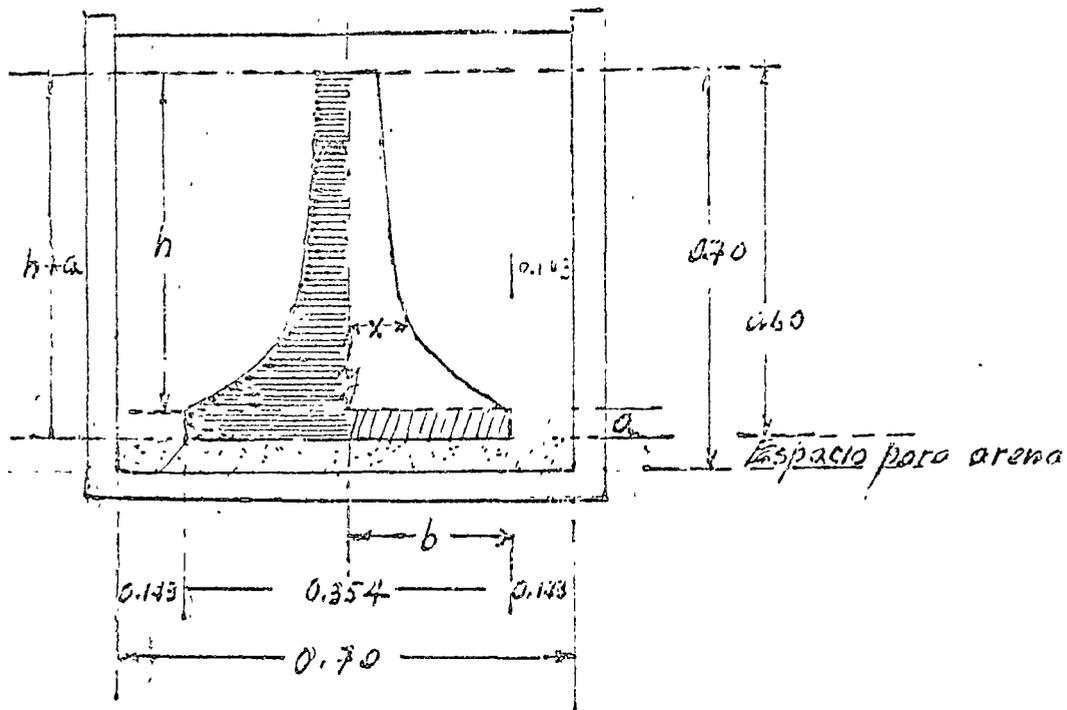
$$q = b \sqrt{2ga} \left(h + \frac{2}{3}a \right)$$

$$q_1 = \frac{2}{3} b \sqrt{2g} \left[(h+a)^{3/2} - h^{3/2} \right]$$

Ver significado de las literales en el diagrama

q = gasto del área sombreado densamente

q_1 = gasto del área con sombra clara. (tirante $<$ a)



Se procura que $a \approx 2.5$ cms para que no se obstruya.

$$h + a = 0.60 \text{ m}$$

$$h = 0.575$$

$$h + \frac{2}{3} a = 0.5917$$

$$\text{Gasto} = 0.147 \text{ m}^3/\text{seg}; \quad q = 0.0735 \text{ m}^3/\text{seg}$$

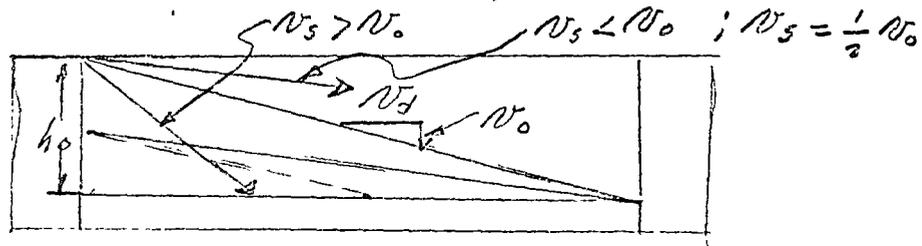
$$q = 0.0735 = b \sqrt{19.6 \times 0.025} \times 0.5917$$

$$b = 0.177$$

$$2b = 0.354$$

Para trazar la curva del vertedor, se pueden suponer valores de "y" y se calculan las correspondientes de X.

5) Remoción de partículas cuyo $v_s \geq v_0$



$$v_0 = \frac{h_0}{t_0} = \frac{Q}{A} ; A = \text{Area horizontal.}$$

$$t_0 = \frac{V}{Q} ; t_0 = \frac{h_0}{v_0} ; \frac{Q}{A} = \text{Carga superficial}$$

Las partículas entran a diversas alturas sobre el fondo. Todas las partículas con $v_s \geq v_0$, se sedimentan, no importando la altura de entrada.

Para el proyecto del desarenador del inciso (4) se usó el concepto de carga superficial, con la finalidad de eliminar partículas cuyo

M. 5.7 $v_0 = 2.3 \text{ cm/seg}$; pero el desarenador así proyectado también elimina parte de las partículas cuyo $v_s < v_0$

6) Remoción de una parte de las partículas con $v_s < v_0$

En el diagrama se puede observar que si por la parte superior entra una partícula con $v_s < v_0$; por ejemplo $v_s = \frac{1}{2} v_0$, no se sedimenta.

Pero una partícula de ese mismo tamaño que entra a una altura sobre el fondo, de $\frac{1}{2} h_0$, si se sedimenta, porque aun cuando $v_s = \frac{1}{2} v_0$, su $h =$

En cada h diferente habrá partículas cuyo $v_s < v_0$, y su porcentaje $\frac{v_s}{v_0} = \frac{h}{h_0}$ en donde $h < h_0$

~~Estas~~ Estas se sedimentarán

Si y_0 = número de partículas con $v_s = v_0$

Si $y =$ número de partículas con $v_s < v_0$ que se sedimentan

$\frac{y}{y_0} =$ fracción de partículas con $v_s < v_0$, que se sedimentan

~~$\frac{y}{y_0} = \frac{v_s}{v_0}$; $y = y_0 \frac{v_s}{v_0}$~~
Las partículas, al entrar al tanque sedimentador, están distribuidas uniformemente.

El cada ámbito elemental de velocidades, corresponde un ámbito elemental de velocidades;

a cada ámbito dv_s , corresponde una cantidad dp de partículas, con $v_s < v_0$.

De ellas, ya se vio que se sedimenta la fracción $\frac{v_s}{v_0}$; entonces, las que se sedimentan serán $\frac{v_s}{v_0} dp$

7. Eficiencia

$p_0 =$ porcentaje en decimal de partículas con $v_s < v_0$

$1 - p_0 =$ " " " " " " en $v_s \geq v_0$

Estas últimas, todas se sedimentan

De las p_0 , sólo una parte se sedimenta:

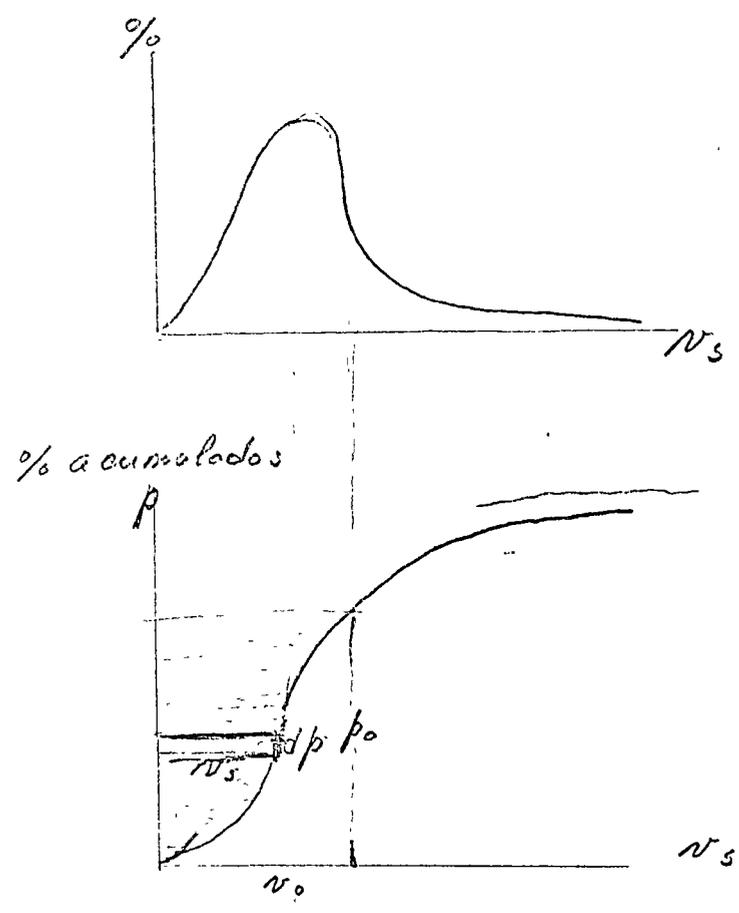
$$\frac{1}{v_0} \int_0^{p_0} v_s dp$$

El total de las que se sedimentan será

$$p = (1 - p_0) + \frac{1}{v_0} \int_0^{p_0} v_s dp$$

El problema práctico surge al tratar de cuantificar la integral p .

Recurrendo a un diagrama que nos muestre la distribución de frecuencias de velocidades de sedimentación de una muestra natural de arena



veremos que $v_s dp$ es el área elemental sobre la curva. Si asociáramos matemáticamente la $p = f(v_s)$, sería posible integrarla entre 0 y p_0 para conocer la fracción de partículas que se sedimentan aún teniendo $v_s < v_0$.

Como las curvas experimentales raramente se ajustan a partes a una curva teórica, se recurre al procedimiento gráfico para obtener el área que representa esa fracción de partículas.

Si esa fracción se expresa con %, se tiene así la eficiencia de remoción.

$$E = (1 - p_0) + \frac{1}{N_0} \int_0^{p_0} N_s dp.$$

En la práctica, la curva de frecuencias acumuladas se obtiene mediante una determinación de una propiedad de la suspensión, tal como las concentraciones de sólidos suspendidos, o la turbiedad, de diversas porciones tomadas de una columna en donde se deja sedimentar la suspensión que se estudia.

En el inciso siguiente se detallan las diversas etapas del procedimiento de laboratorio, y el costo y la eficiencia del desarenador propuesto en el inciso (4).

Prueba de Laboratorio

(1) En un tubo vertical como el de la fig. 1 se dejan sedimentar (las partículas separadas contenidas en un volumen de agua), de un día para otro.

Como el agua contiene partículas de muy diversos tamaños, desde un tamaño considerable hasta un tamaño coloidal, al otro día aún hay turbiedad. Se toma una muestra en la llave de muestreo, y se le mide la turbiedad al sobremadante y se le atribuye el valor cero.

(2) Mediante burbujeo de aire se agita el agua de la columna; se toma una muestra; se le mide la turbiedad y se le atribuye el valor 100.

(3) Se interrumpe la agitación; en ese instante se comienza a contar el tiempo. Se toman muestras a intervalos prefijados de tiempo; se le mide la turbiedad a cada muestra, y se expresa en % de la turbiedad en estado de agitación.

(4) Se tabulan los resultados, y se calculan a continuación, las velocidades v_s

Tabla de Velocidades en sedimentación

(2)

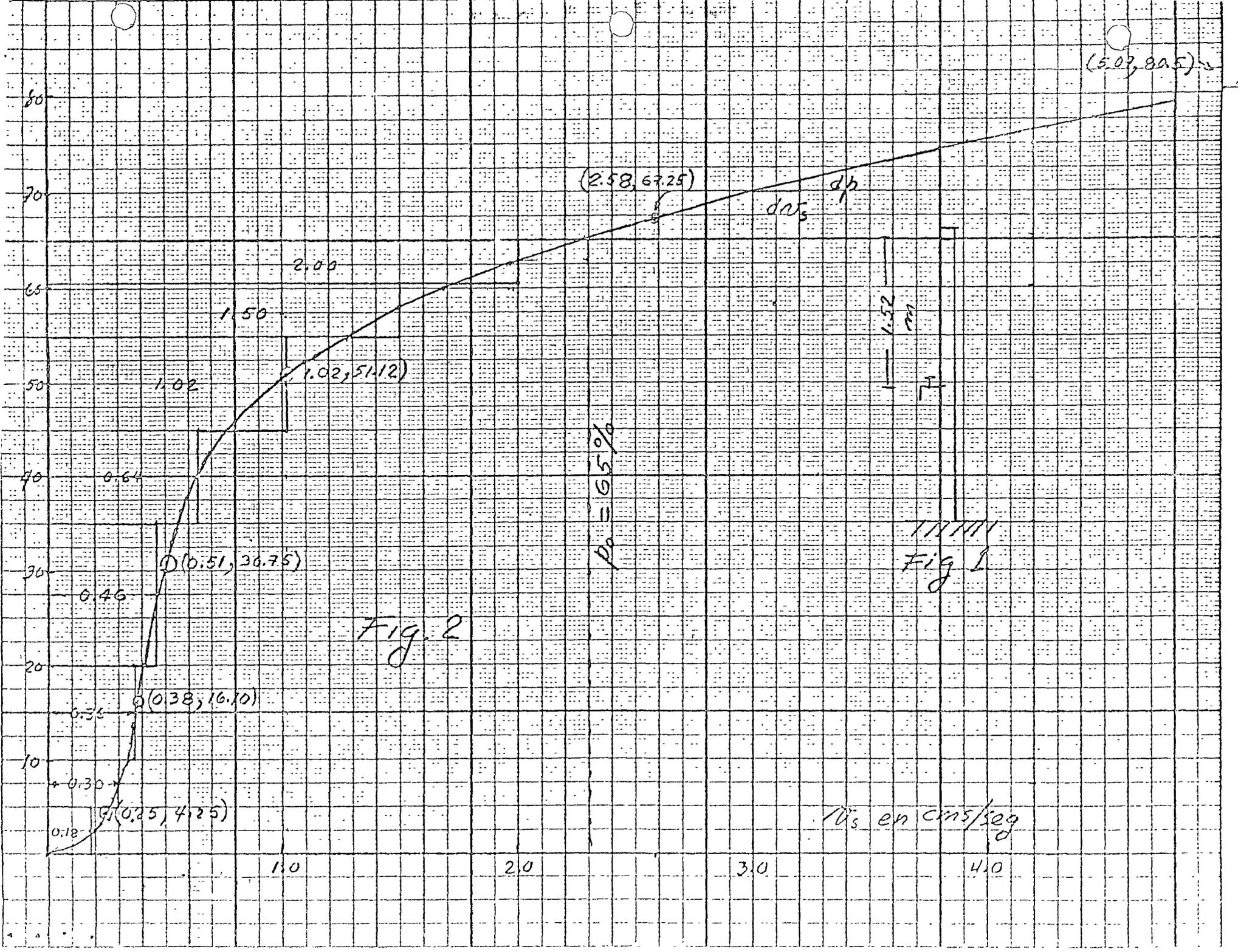
tiempos en segs.	Turbiedades en %	$v_s \leq$ que en cm/seg.
0	100.00	—
30	80.50	5.07
59	67.25	2.58
1.49	51.12	1.02
2.98	30.75	0.51
3.98	16.10	0.38
6.07	4.25	0.25

En seguida se grafican las parejas de valores (v_s ; Turbiedad) ó sea (v_s ; p). Se traza una curva continua como la de la Fig 2.

Cada ordenada representa el % de partículas que tienen velocidades de sedimentación iguales ó menores que la velocidad correspondiente a esa ordenada.

De acuerdo con el experimento, hay 80.5% de partículas con velocidades iguales ó menores que 5.07 cm/seg; 67.25% de partículas con velocidades iguales ó menores que 2.58 cm/seg.

$$\begin{array}{r} 80.50 \\ - 67.25 \\ \hline 13.25 \end{array}$$
 Hay 13.25% de partículas cuyas $2.58 < v_s < 5.07$



Para obtener la eficiencia del desarenador proyectado, cuya $v_0 = 2.3$ cm/seg, marcar en el eje de velocidades el valor 2.3 . Levantar la ordenada hasta que corte la curva, y leer en el eje "p" el valor $65.0\% = p_0$.

Ahora hay que obtener el área (sobre la curva) limitada a la izquierda, por el eje p, y por arriba, por el valor 65.0% .

Para obtener el área mencionada, se marcan en el eje "p", incrementos Δp tales que se puedan formar rectángulos, cuyas áreas, al sumarse, den el área deseada.

Δp en decimal	v_s en cm/seg	Productos
Δ Turbiedad	long. de rectángulo	$v_s \Delta p$
0.05	0.18	0.0090
0.05	0.30	0.0150
0.10	0.36	0.0360
0.15	0.46	0.0690
0.10	0.64	0.0640
0.10	1.02	0.1020
0.06	1.50	0.0900
0.04	2.00	0.0800
<u>0.65</u>		<u>0.4650</u>

$$\text{Fracción removida} = (1 - p_0) + \frac{1}{v_0} \sum_0^{p_0} v_s \Delta p$$

$$= (1 - 0.65) + \frac{1}{2.3} (0.4650)$$

$$= 0.35 + 0.202 = 0.552$$

$$\text{Eficiencia} = 55.2\%$$

25-4 WATER AND WASTEWATER TREATMENT

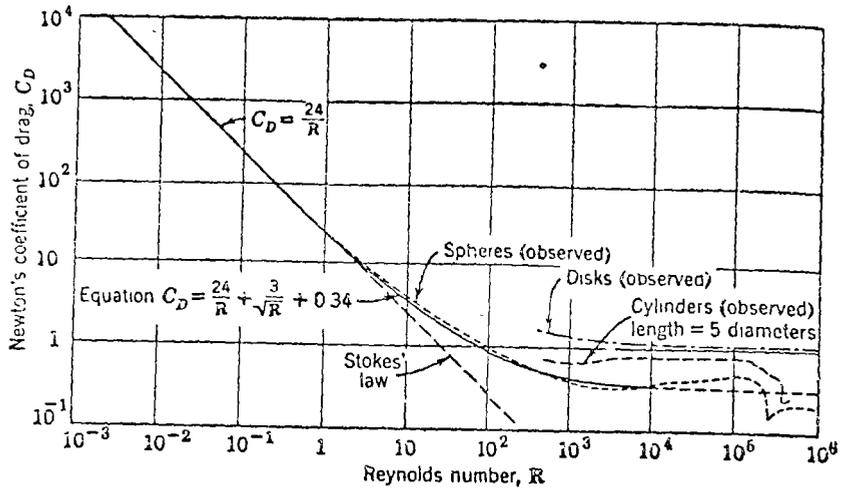


Fig. 25-1. Newton's coefficient of drag for varying magnitudes of Reynolds number.

25-6 WATER AND WASTEWATER TREATMENT

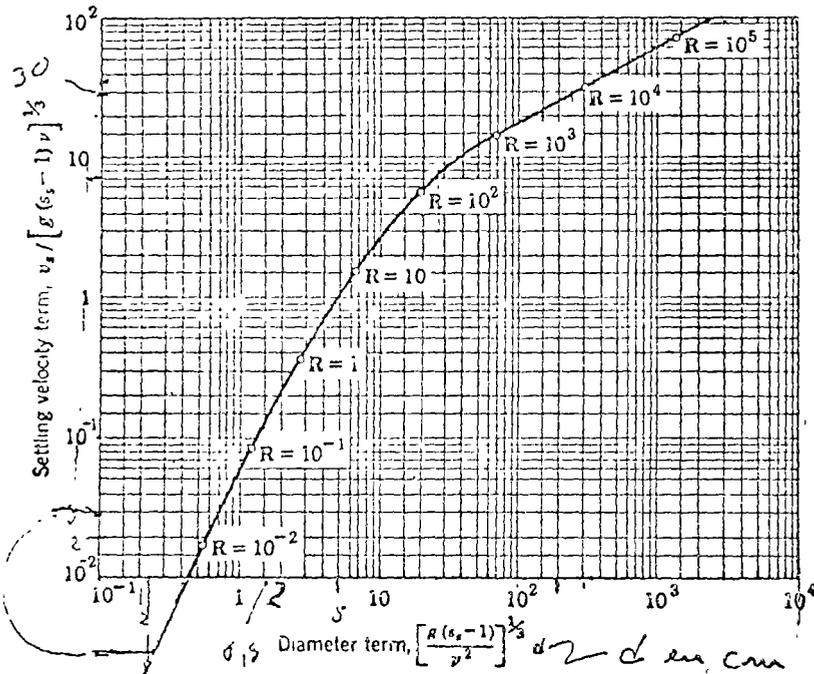


Fig. 25-3. Settling and rising velocities of discrete spherical particles in a quiescent

SEDIMENTACION CON COAGULANTES

- 1 Sedimentación de Materia flocculante
- 2 Prueba de Laboratorio
- 3 Sedimentación de suspensiones de alta concentración
- 4 Ejemplos.

SEDIMENTACION CON COAGULANTES

I. Sedimentación de materia floculenta

Fundamentalmente, la sedimentación con coagulantes puede tener lugar en la forma de sedimentación de partículas separadas, cuando los precipitados formados son de baja concentración.

Puede presentarse como sedimentación retardada si las concentraciones son mayores, pero las partículas conservan su independencia al asentarse.

Finalmente, puede manifestar las características de la sedimentación de partículas floculentas, cuando las concentraciones son de magnitud considerable, y varias partículas se unen para formar una sola.

Así, a medida que tiene lugar el fenómeno de la sedimentación, las partículas aumentan de tamaño y de velocidad al descender.

En cualquier caso el fenómeno se depende de la profundidad, y para expresarlo es necesario usar parámetros o valores tales como:

Profundidad y tiempo de retención

Profundidad y carga superficial

Profundidad y velocidad de sedimentación

Profundidad y gasto de derrame.

Se notará que los términos "Carga superficial", "velocidad de sedimentación" y "gasto de derrame" son tres maneras de expresar la velocidad media de la caída acelerada, de las partículas floculentas.

Para fines de diseño se conocen pares de valores obtenidos por la experiencia, o se hacen pruebas de laboratorio con tubos cuyo altura tiene que ser igual a la del tanque real.

Un tanque de flujo horizontal, cuyo profundidad es de 2.00 y el cual se aplica un gasto tal.

que su tiempo de retención = $\frac{V}{Q} = 4800 \text{ seg} = 1.33 \text{ hora}$.

o 80 minutos, tendrá una carga hidráulica superficial, o gasto de derrame de

$$\frac{2.00}{4800 \text{ seg}} = 0.000417 \frac{\text{m}^3/\text{seg}}{\text{m}^2 \text{ de área horizontal}}$$

Para conocer la eficiencia de un tanque como éste, es necesario conocer las eficiencias a diversas profundidades, ya que las velocidades de sedimentación son diferentes para cada altura, y para ello hay que realizar las pruebas de laboratorio, en un tubo de los mismos 2.00 de profundidad, como se describe a continuación

Sedimentación de partículas que forman flocos:

2. Prueba de laboratorio.

En una columna como la de la fig. 2 se vacía la suspensión que se va a estudiar. Se agita, se toman muestras de las llaves, y se determina de cada una de ellas, los sólidos suspendidos expresándolos en mg/litros. Resultado: 800 mg/l

Transcurridos intervalos de tiempo pre-establecidos, se toman muestras simultáneas de cada llave y se determinan Sólidos Suspendidos.

Luego se escriben los porcentajes removidos de 55 para cada muestra, como se indican en la siguiente tabla

Tiempo en minutos	Llave N° 1 Sólidos en Susp: mg/l	Remoción en mg/l.	Remoción en %
0	800	0	0
5	680	120	15
10	600	200	25
15	480	320	38
20	432	368	46
25	384	416	52
30	368	432	54
40	320	480	60
50	270	530	66.2
60	224	576	72
70	200	600	75
80	176	624	78

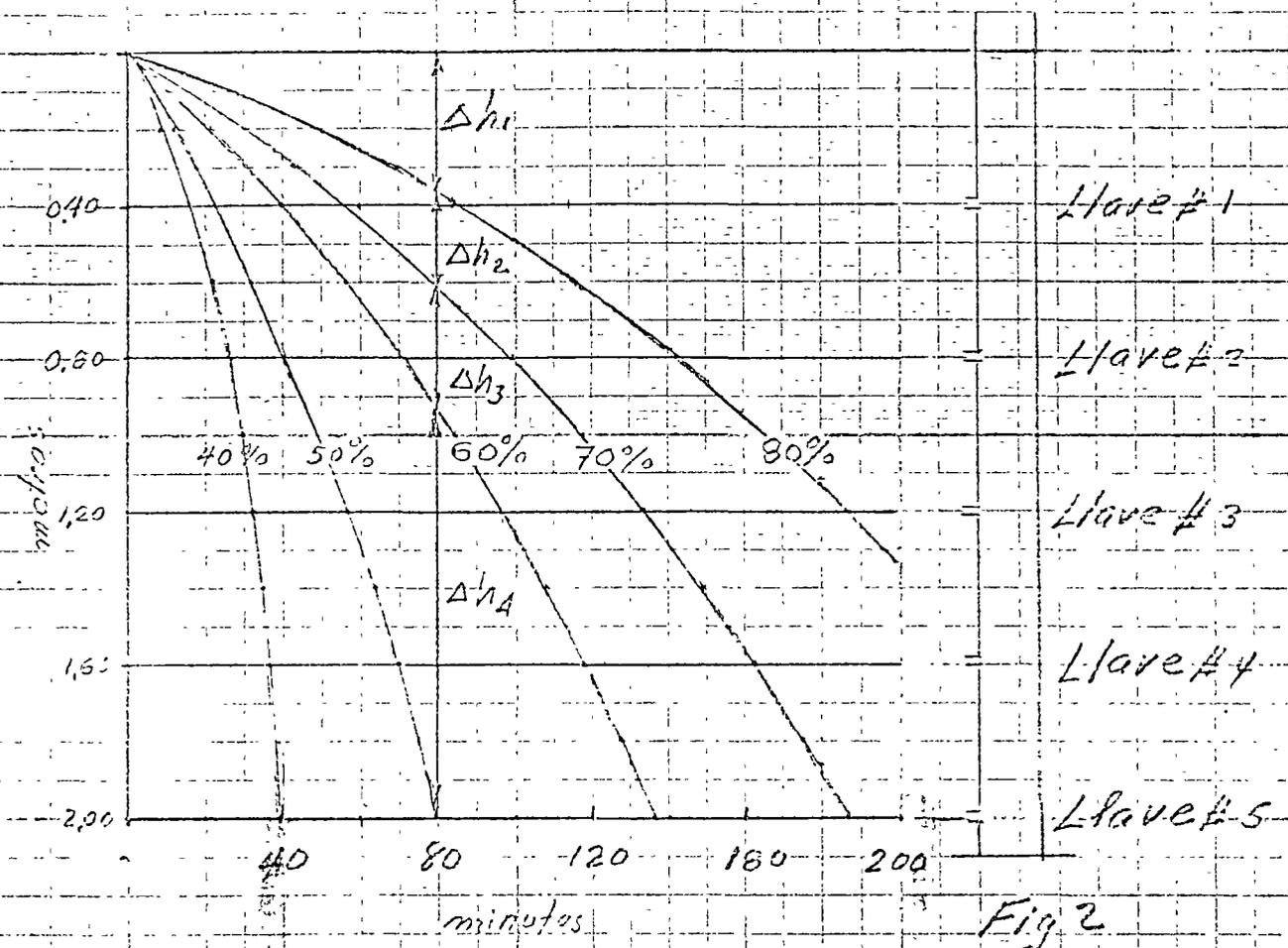
De la misma manera se tabulan los resultados de las muestras tomadas simultáneamente de las llaves #2, #3, 4, y 5.

En un sistema de ejes coordenados, en el que las ordenadas son las profundidades contadas desde la superficie libre, y las abscisas son los los lapsos de tiempo desde el instante en que cesa la agitación (tiempo cero) hasta el instante en que se toman simultáneamente muestras de las 5 llaves, se anotan, para cada pareja de valores (prof.-tiempo) el correspondiente % removido.

Por interpolación se obtienen, para cada nivel, puntos correspondientes a porcentajes cerrados de remoción (40%, 50, 60, 70, 80), los cuales unidos por curvas continuas de igual porcentaje, dan como resultado, gráficas semejantes a la que se presenta a continuación, con el N.º 2

Si se desea conocer la eficiencia total de remoción de S.S en por ciento, de un tanque cuya profundidad es de dos metros, en un tiempo de retención de 80 minutos, se procede como sigue: Se levanta una ordenada en 80 minutos, se miden los $\Delta h_1, \Delta h_2, \Delta h_3, \Delta h_4$ y se calculan los porcentajes medios de remoción $\bar{\rho}_i$ para cada Δh

Sedimentación de partículas flocculentos



Gráfica N°2

Fig 2

$$\Delta h_1 = 0.36 \text{ m}$$

$$\Delta h_2 = 0.25 \text{ m}$$

$$\Delta h_3 = 0.32 \text{ m}$$

$$\frac{\Delta h_4 = 1.07 \text{ m}}{2.00 \text{ m}}$$

$$\frac{0.36}{2.00} \times \frac{100 + 80}{2} = 0.18 \times 90 = 16.20$$

$$\frac{0.25}{2.00} \times \frac{80 + 70}{2} = 0.125 \times 75 = 9.37$$

$$\frac{0.32}{2.00} \times \frac{70 + 60}{2} = 0.16 \times 65 = 10.40$$

$$\frac{1.07}{2} \times \frac{60 + 50}{2} = 0.535 \times 55 = 29.40$$

$$\text{Eficiencia Total} = 67.37 \%$$

3 SEDIMENTACION DE SUSPENSIONES DE ALTA CONCENTRACION

Waste Water Engineering - Metcalf and Eddy
p 291 a 294

En la sedimentación de este tipo de suspensiones, además de la sedimentación libre, que comprende la sedimentación de partículas separadas y la de partículas flocculentas, pueden ser también esta última, sedimentación retardada de partículas separadas, se presentan otras dos regiones: la región de "sedimentación zonal" y la región de "compresión".

La región zonal está caracterizada por el hecho de que las partículas conservan sus posiciones relativas una respecto de otra, formando una "cubrecita".

A medida que esta región se sedimenta, encima de ella va quedando un volumen de agua relativamente claro. Las partículas en esta región clara, se sedimentan como partículas separadas o como partículas flocculentas, en las formas ya estudiadas.

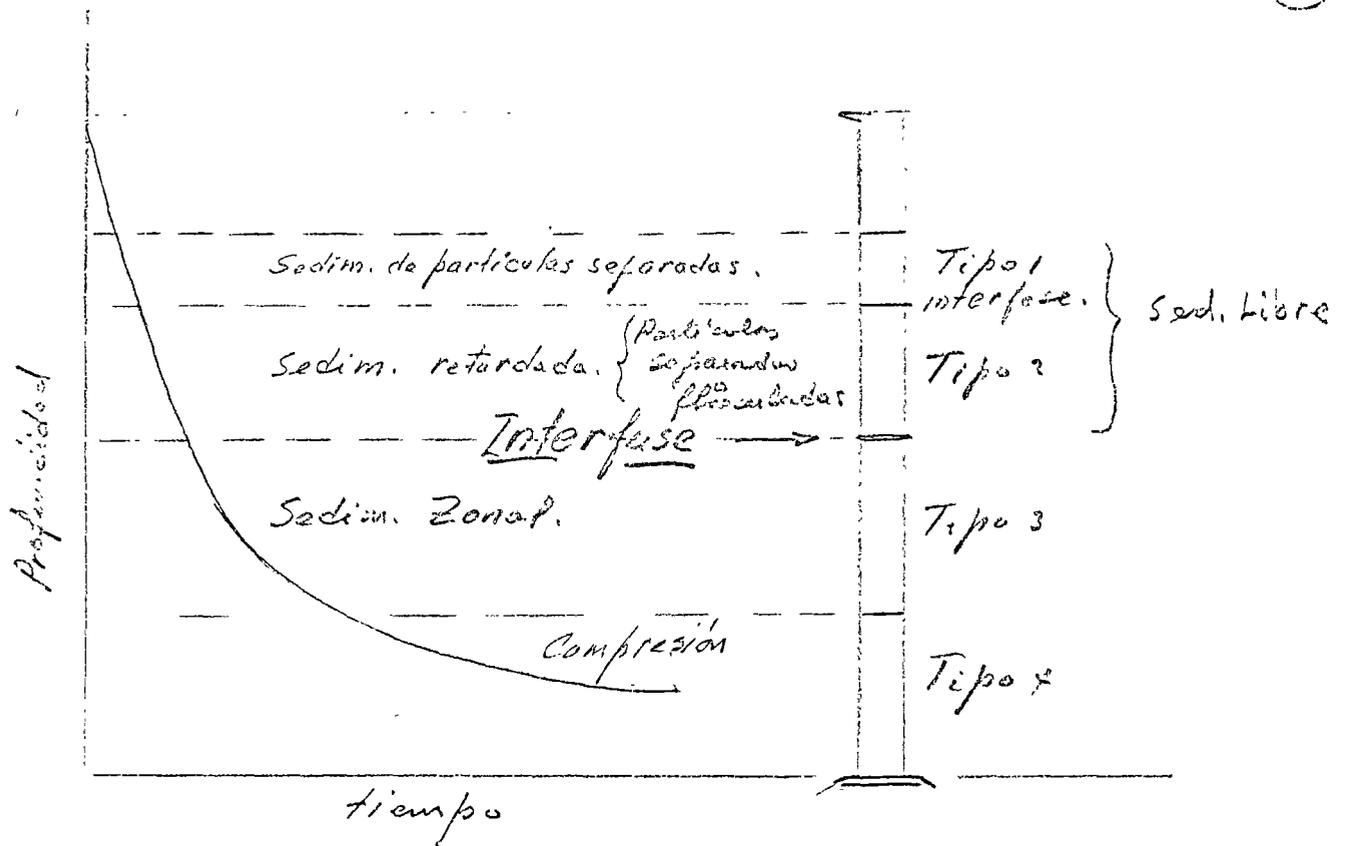
Existe una interfase definida entre la región de partículas separadas y la región de sedimentación retardada.

A medida que la sedimentación continúa, se forma un lecho en el fondo, en la "región de compresión".

Entonces, la "región zonal" está formada por una gama de concentraciones que van desde la concentración de la zona de retardación hasta la de la región de compresión.

Para el diseño de espesadores, la carga superficial o gasto de derrame debe basarse en tres valores de área:

3-1) Área necesaria para la sedimentación libre en la región de sedimentación de partículas discretas.



3-(2) Área necesaria para que la sedimentación tenga lugar con la rapidez con la que se sedimenta la interfase localizada entre las regiones de sedimentación de partículas discretas y la "región Zonal"

3-(3) Área necesaria, correspondiente al gasto de extracción de lodos de la zona de compresión

Para la determinación del área de la región de sedimentación libre, se pueden usar las pruebas de columnas de gran longitud previamente descritas; pero como en la generalidad de los casos, la rapidez de sedimentación Zonal es menor que la de la región de sedimentación libre, resulta que la rapidez de sedimentación libre raramente es la magnitud gobernante en el diseño.

Además, la cubierta de los botas debajo de la interfase actúa como un filtro que atrapa partículas de baja velocidad, que de otra manera permanecerían en la región de asentamiento de partículas separadas, o que, en el caso del tanque, podrían ser arrastradas hacia arriba por el agua, que abriéndose paso a través de los lados, se dirige hacia los vertederos de derrame del efluente.

Por tanto, hay que hacer pruebas de laboratorio para conocer la rapidez de asentamiento de la región Zoned.

Se llena una columna de altura H_0 con la suspensión de concentración uniforme C_0 .

A medida que la suspensión se asienta, se miden tiempos y posiciones de la interfase, las cuales se grafican como en la figura (1)

La rapidez de sedimentación de la interfase, es igual a la pendiente de la tangente a la curva en el punto expresado como tiempo

De acuerdo con este procedimiento, el área crítica para espesamiento está dada por la expresión

$$A = \frac{Q t_u}{H_0}$$

A = Área para espesamiento

Q = Gasto de entrada al tanque

H_0 = altura inicial de la interfase

t_u = Tiempo necesario para que el gasto de los botas alcance la concentración deseada

La concentración crítica que controla la capacidad de suaves de lodos del tanque ocurre a la altura H_c , donde la concentración es C_c

Este punto se determina encontrando primero el punto donde se cortan las tangentes de la zona de asentamiento libre y de compresión, y luego bisectando el ángulo formado. El punto donde se cortan la bisectriz y la curva, es el punto C_c

El tiempo t_c se determina como sigue:

1. Trazar la horizontal a la profundidad H_c , correspondiente a la que los sólidos tienen la concentración deseada C_c .

$$\text{Así } H_c = \frac{C_0 H_0}{C_c}$$

2. Trazar una tangente a la curva en el punto C_c
3. Encontrar la intersección de H_0 y la tangente; bajar una vertical desde la intersección hasta el eje de los tiempos y léase t_c .

4 Ejemplos:

Cálculos para un separador de lodos

Mediante una probeta de sedimentación de 40 cms de altura, se obtuvo la curva de asentamiento de la figura, de una muestra de lodos activados

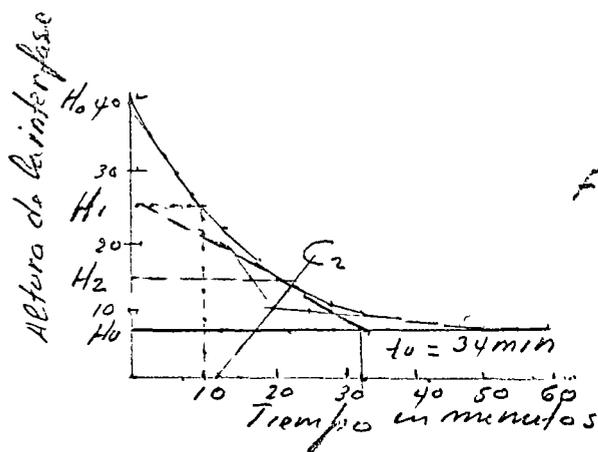


Fig 1.

La concentración inicial fue de $C_0 = 4000 \text{ mg/l}$

Calcular el área de espesamiento que

renda una concentración $C_u = 24000 \text{ mg/l}$

El gasto del influente es de $0.00438 \text{ m}^3/\text{seg}$ de lodos. (4.38 l/seg)

Determinar la carga de sólidos, en $\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{seg}}$

y el gasto de derrame.

4-1. Como $C_0 H_0 = C_u H_u$

$$H_u = \frac{C_0 H_0}{C_u} = \frac{4000 \times 40}{24000} = 6.67 \text{ cms}$$

Se traza una horizontal $H_u = 6.67 \text{ cms}$

Se traza la tangente a la curva en el punto C_2 , punto medio entre las regiones de Sed. Retardada y compresión. Probar que las tangentes que se cortan, trazar la bisectriz para terminar C_2 .

La intersección de la tangente a la curva en C_2 y la horizontal $H_0 = 6.67$ cms, da el tiempo $t_0 = 34$ minutos.
El área requerida es.

$$A = \frac{Qt_u}{H_0} = \frac{0.00438 \text{ m}^3/\text{seg} \times 34 \times 60}{0.40} \\ = 22.3 \text{ m}^2 \text{ de área de espesamiento}$$

4-2. Esta área debe ser apropiada para que la clarificación ocurra en la región de sedimentación de partículas discretas. Por tanto, hay que determinar la velocidad v de asentamiento de la porción de sedimentación retardada de la curva.

$$v = \frac{40 - 25}{10 \times 60} = 0.025 \text{ cms/seg} = 0.00025 \text{ m/seg.}$$

4-3. El gasto de derrame o carga superficial está en la misma proporción, que la relación del volumen que queda arriba de la zona de lodos, al volumen total

$$Q = 0.00438 \frac{40 - 6.67}{40} = 0.00334 \text{ m}^3/\text{seg.}$$

$$A = \frac{Q}{v} = \frac{0.00334}{0.00025} = 1.33 \text{ m}^2$$

4-4. El área que gobierna al diseño es el área de espesamiento de 22.3 m^2 ya que excede al área de 1.33 m^2 requerido para clarificación

4-5. La carga de sólidos

Los 4000 mg/l = 4.00 kg/m³
por tanto

$$\begin{aligned} & 0.00438 \text{ m}^3/\text{seg} \times 4.0 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 0.0175 \text{ kg}/\text{seg} \\ \text{Carga de sólidos} &= \frac{0.0175 \text{ kg}/\text{seg}}{22.3 \text{ m}^2} = \boxed{0.000785 \frac{\text{kg}}{\text{seg} \cdot \text{m}^2}} \end{aligned}$$

$$4-6. \text{ El gasto de derrame} = \frac{40 - 5.7}{40} \times \frac{0.00438 \text{ m}^3/\text{seg}}{22.3 \text{ m}^2}$$

$$= 0.0001635 \frac{\text{m}^3/\text{seg}}{\text{m}^2}$$

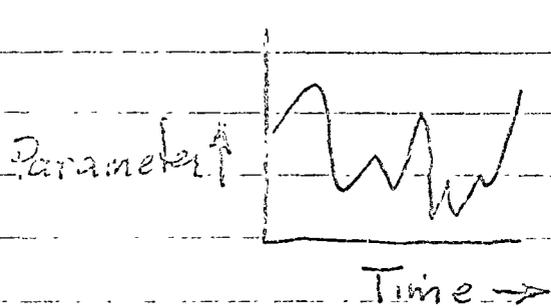
$$= \boxed{0.163 \text{ l}/\text{seg. per m}^2}$$

EQUALIZATION

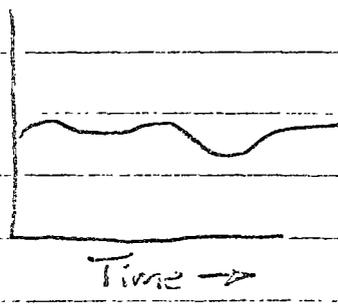
Feb 20 16, 1974

Larry E Trumbull

EQUALIZATION is the process of moderating uneven waste characteristics; for flow, for pH, BOD, color or other waste parameters.



RAW WASTE



EQUALIZED WASTE

Equalization involves two unit processes of sanitary engineering:

1. HOMOGENIZATION or waste strength averaging; and

2. FLOW PROPORTIONING or waste flow averaging

Incidental to the equalizing process are the physical, chemical, and biological reactions which can take place in the equalizing ~~the~~ system. Some of the changes which may occur are:

- Solids may settle out
- Oils may separate
- Emulsions may form - - or break
- chemical - or biochemical reactions may occur - such as oxidation, reduction, neutralization, ~~etc.~~ etc.
- temperature changes may occur

These changes can be either beneficial or detrimental, depending upon the awareness and skill of the designer; and upon the competence of the operator.

WHEN TO USE EQUALIZATION

Equalizing processes are an additional cost, require more plant space, and introduce additional operational problems. It is thus customary to avoid the use of equalizing systems wherever possible. Only when the treatment equipment cannot be adapted, by special design, to the raw waste fluctuations, are equalizing systems introduced into the plant.

Domestic waste treatment plants, for example, accept flow and strength variations of three - to five-fold magnitude, and still maintain efficiency without resorting to separate equalization facilities. The reason why this can be accomplished is due to the skill in designing unit processes, such as the constant flow.

grit chamber, and the versatile sedimentation and oxidation vessels.

Thus it is not common to find equalizing tanks in domestic waste treatment plants. Where intermittent industrial discharges are received, or where tertiary treatment processes are practised, the ~~plant~~ municipal waste plant may find it necessary to use equalizing systems.

Another instance where equalizing may be of use in ~~the~~ municipal waste treatment is in the treatment of storm, or urban run-off, wastes. Where these are to be treated, it is common to hold the short-term run-off in retention basins for later treatment or proportioned discharge to surface waters.

HOMOGENIZATION of wastes requires that the holding tank have a means of mixing. Mechanical agitation is perhaps the most effective means of mixing, but it is also the most expensive. Often the use of baffles, and good inlet-outlet designs, will provide adequate mixing at minimum cost. Aeration is another mode of securing mixing, however it can contribute to ~~the~~ incidental changes -- either good or bad, in ~~the~~ ~~system~~ system.

The design of a homogenizing, or mixing tank calls for the reverse of the concepts applied to a sedimentation tank. The designer should always be alert to the opportunities to secure other benefits, whenever possible, such as oxidation, neutralization, coagulation, etc. from the homogenizing process.

PROPORTIONING is the physical modification of flows to match the needs of subsequent processes. Among the purposes of proportioning are:

- to provide a controlled rate of feed to a process
- to maintain a prescribed proportion of industrial waste in a municipal sewer
- to maintain prescribed stream standards

Proportioning may well be concerned with the amount of material -- as well as volume, such as ~~the~~ kilograms of BOD, to be regulated. The actual control, however, is commonly achieved by regulating flow.

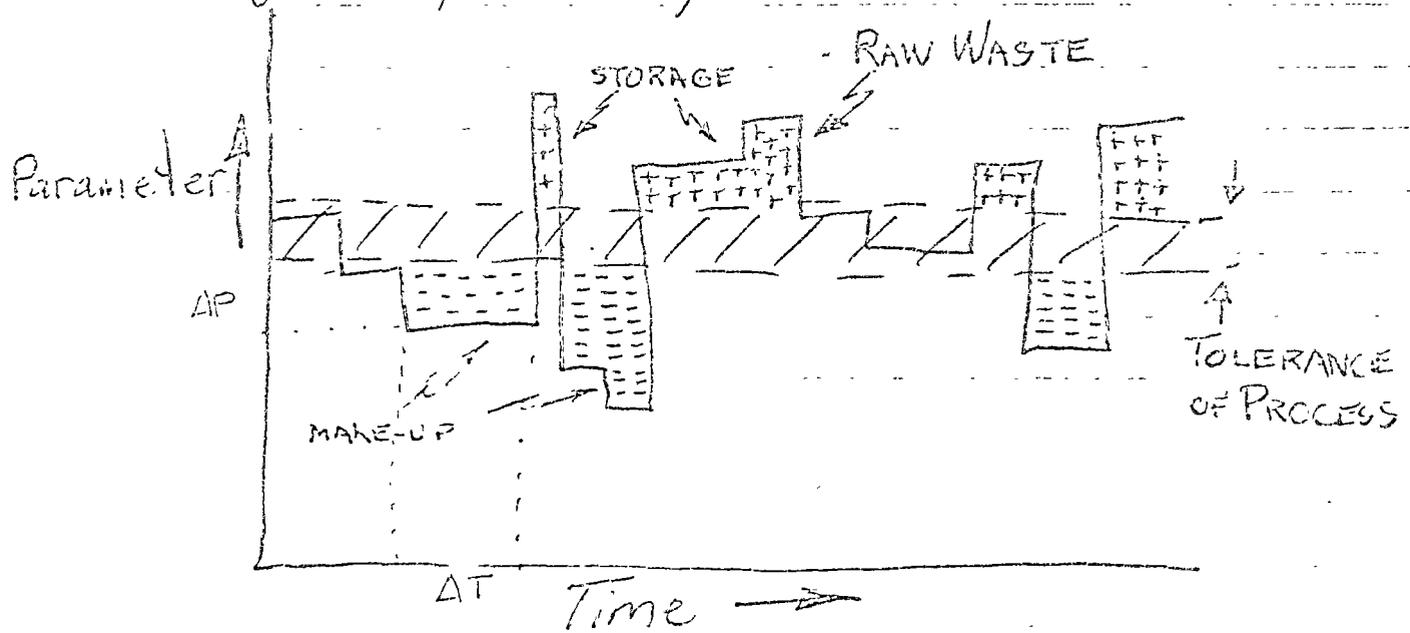
Proportioning is usually accomplished through use of a storage vessel, equipped with a regulated discharge.

Regulation of the discharge may be provided by:

- manually operated valves
- an orifice, installed in the discharge line
- an automatic valve, actuated by a sensor located in the receiving waters

DESIGN of CAPACITY of the EQUALLIZING SYSTEM

The capacity is computed from: A) the magnitude and variation of raw waste flow; B) the maximum and minimum tolerances of the subsequent processes; and C) the degree of safety factor desired!



'TIME' is the period for a cycle of parameter variations to occur; or that interval necessary to define

the maximum storage and make-up needs of the raw waste system. The sum of parameter units multiplied by time units ($\Delta P \cdot \Delta T$) provides the storage: make-up capacity needed in the system.

The safety factor provided in the equalizing system will depend upon the reliability of the basic data; upon the sensitivity of the subsequent processes; upon anticipated future waste volumes, and upon potential emergency flows (which relate to the size of preceding process units). A good rule of thumb would be to provide twice the design need, providing the larger size system did not produce a deleterious response in the character of the waste. In cases where a raw waste is sensitive to over-design, it may be best to design to actual need; then make provision for future parallel units to be installed as needed.

Some Examples of Use of Equalizing Systems

- (1) By-Product plant utilizing peach pits, almond shells, walnut shells, etc., developed a strong tannic acid waste water.

Initial delivery to a large secondary municipal plant resulted in discoloration of effluent, and serious bulking of floc.

Solution was to hold wastes in a lagoon with one-inch pump used to proportion wastes to the municipal sewer.

- (2) A coal by-products industry was ordered to remove its phenolic discharge from public waters. The least cost solution way found to be delivery to the municipal system, providing the secondary plant was ~~was~~ able to adequately treat the waste.

A trial delivery period revealed that the secondary plant biota not only could assimilate these wastes, but that they developed a need for the wastes. In other words, once acclimated, the secondary process could suffer if the waste were withdrawn.

- A satisfactory solution involved the use of detention lagoons to assure delivery of a continuous feed, within both maximum and minimum requirements to assure continuous and efficient secondary plant operation.

(3) A plating plant, forbidden the use of municipal sewers for disposal of spent plating baths, caused serious ground water pollution when these wastes were disposed of on land.

The satisfactory solution involved a holding tank for spent liquids, with ~~some~~ a discharge orifice to insure adequate dilution in the municipal sewer.

(4) Spent sulfuric acid again was posing a problem of ground water pollution.

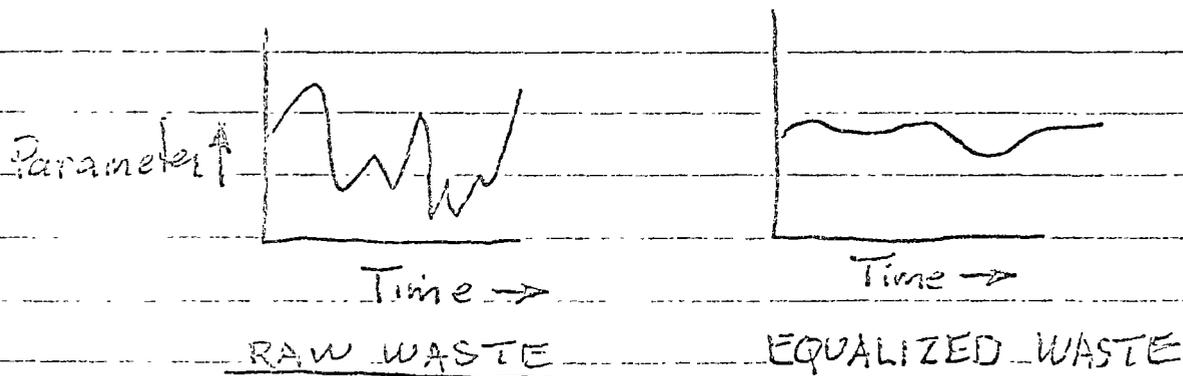
A nearby river carried excess alkalinity -- but also supported an excellent fishery. To utilize this neutralizing capability, yet protect the fishery, a holding tank was provided with an appropriately sized orifice. Thus a metered flow of waste acid was introduced to the river at a rate commensurate with the flow and, upon alkalinity, thus dispersing of the waste safely while assuring protection of the fishery.

EQUALIZATION

Feb 20 16, 1974

Larry E. Trumbull

EQUALIZATION is the process of moderating uneven waste characteristics; for flow, for pH, BOD, color or other waste parameters.



Equalization involves two unit processes of sanitary engineering:

1. HOMOGENIZATION or waste strength averaging; and

2. FLOW PROPORTIONING or waste flow averaging

Incidental to the equalizing process are the physical, chemical, and biological reactions which can take place in the equalizing ~~to~~ system. Some of the changes which may occur are:

- Solids may settle out
- Oils may separate
- Emulsions may form -- or break
- chemical - or biochemical reactions may occur - such as oxidation, reduction, neutralization, ~~etc.~~ etc.
- temperature changes may occur

These changes can be either beneficial or detrimental, depending upon the awareness and skill of the designer; and upon the competence of the operator.

WHEN TO USE EQUALIZATION

Equalizing processes are an additional cost, require more plant space, and introduce additional operational problems. It is thus customary to avoid the use of equalizing systems wherever possible. Only when the treatment equipment cannot be adapted, by special design, to the raw waste fluctuations, are equalizing systems introduced into the plant.

Domestic waste treatment plants, for example, accept flow and strength variations of three - to five-fold magnitude, and still maintain efficiency without resorting to separate equalization facilities. The reason why this can be accomplished is due to the skill in designing unit processes, such as the constant flow.

grit chamber, and the versatile sedimentation and oxidation vessels.

Thus it is not common to find equalizing tanks in domestic waste treatment plants. Where intermittent industrial discharges are received, or where tertiary treatment processes are practiced, the ~~same~~ municipal waste plant may find it necessary to use equalizing systems.

Another instance where equalizing may be of use in ~~the~~ municipal waste treatment is in the treatment of storm, or urban run-off, wastes. Where these are to be treated, it is common to hold the short-term run-off in retention basins for later treatment or proportioned discharge to surface waters.

HOMOGENIZATION of wastes requires that the holding tank have a means of mixing. Mechanical agitation is perhaps the most effective means of mixing, but it is also the most expensive. Often the use of baffles and good inlet-outlet designs, will provide adequate mixing at minimal cost. Aeration is another mode of securing mixing, however it can contribute to ~~the~~ immediate changes -- either good or bad, in ~~the~~ ~~system~~ ~~system~~.

The design of a homogenizing or mixing tank calls for the reverse of the concepts applied to a sedimentation tank. The designer should always be alert to the opportunities to secure other benefits, whenever possible, such as oxidation, neutralization, coagulation, etc. from the homogenizing process.

PROPORTIONING is the physical modification of flows to match the needs of subsequent processes. Among the purposes of proportioning are:

- to provide a controlled rate of feed to a process
- to maintain a prescribed proportion of industrial waste in a municipal sewer
- to maintain prescribed stream standards

Proportioning may well be concerned with the amount of material -- as well as volume, such as ~~the~~ kilograms of BOD, to be regulated. The actual control, however, is commonly achieved by regulating flow.

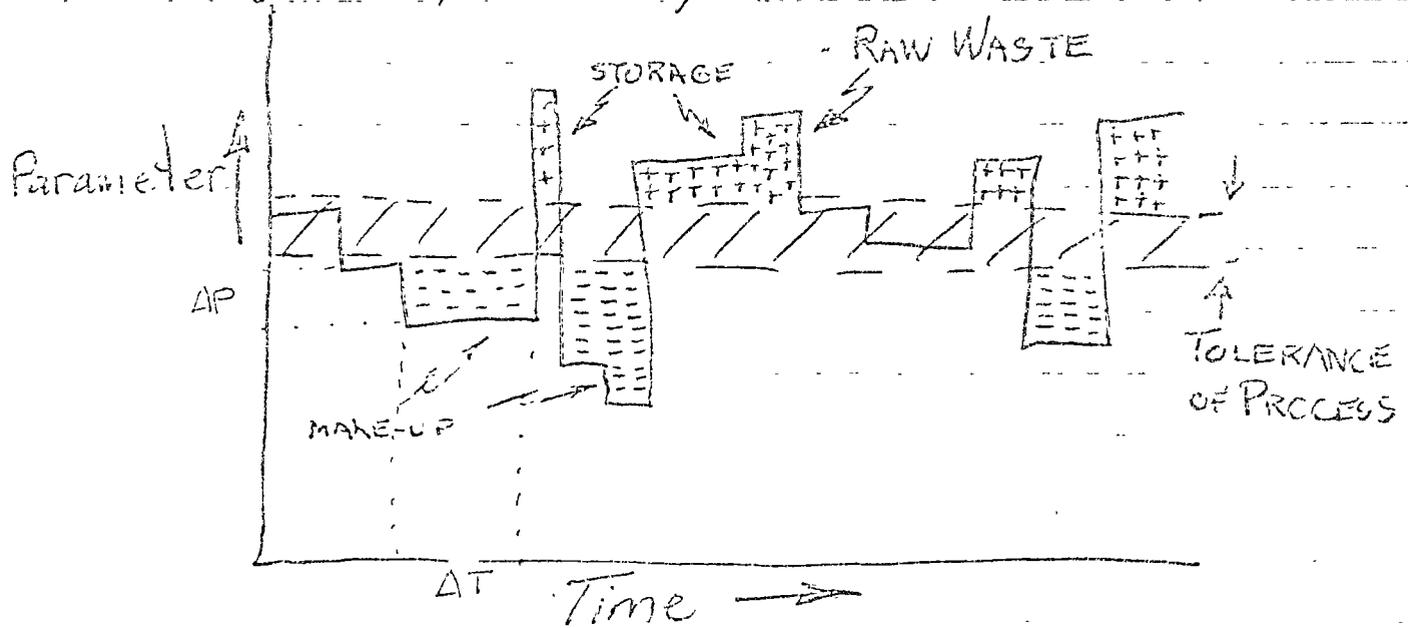
Proportioning is usually accomplished through use of a storage vessel equipped with a regulated discharge.

Regulation of the discharge may be provided by:

- manually operated valves
- an orifice, installed in the discharge line
- an automatic valve, actuated by a sensor located in the receiving waters

DESIGN of CAPACITY of the EQUALLIZING SYSTEM

The capacity is computed from: A) the magnitude and variation of raw waste flow; B) the maximum and minimum tolerances of the subsequent processes; and C) the degree of safety factor desired.



'TIME' is the period for a cycle of parameter variations to occur; or that interval necessary to define

the maximum storage and make-up needs of the raw waste system. The sum of parameter units multiplied by time units ($\Delta P \cdot \Delta T$) provides the storage: makeup capacity needed in the system.

The safety factor provided in the equalizing system will depend upon the reliability of the basic data; upon the sensitivity of the subsequent processes; upon anticipated future waste volumes, and upon potential emergency flows (which relate to the size of preceding process units). A good rule of thumb would be to provide twice the design need, providing the larger size system did not produce a deleterious response in the character of the waste. In cases where a raw waste is sensitive to over-design, it may be best to design to actual need; then, make provision for future parallel units to be installed as needed.

Some Examples of Use of Equalizing Systems

- (1) By-Product plant utilizing peach pits, almond shells, walnut shells, etc., developed a strong tannic acid waste water.

Initial delivery to a large secondary municipal plant resulted in discoloration of effluent, and serious bulking of floc.

Solution was to hold wastes in a lagoon with one-inch pump used to proportion wastes to the municipal sewer.

- (2) A coal by-products industry was ordered to remove its phenolic discharge from public waters. The least cost solution way found to be delivery to the municipal system, providing the secondary plant was ~~able~~ able to adequately treat the waste.

A trial delivery period revealed that the secondary plant biota not only could assimilate these wastes, but that they developed a need for the wastes. In other words, once acclimated, the secondary process could suffer if the waste were withdrawn.

A satisfactory solution involved the use of detention lagoons, to assure delivery of a continuous feed, within both maximum and minimum requirements, to assure continuous and efficient secondary plant operation.

(3) A plating plant, forbidden the use of municipal sewers for disposal of spent plating baths, caused serious ground water pollution when these wastes were disposed of on land.

The satisfactory solution involved a holding tank for spent liquids, with ~~an~~ a discharge orifice to insure adequate dilution in the municipal sewer.

(4) Spent sulfuric acid again was posing a problem of ground water pollution.

A nearby river carried excess alkalinity - but also supported an excellent fishery. To utilize this neutralizing capability, to protect the fishery, a holding tank was provided with an appropriately sized orifice. Thus a metered flow of waste acid was introduced to the river at a rate commensurate with the flow and river alkalinity, thus disposing of the waste safely while assuring protection of the fishery.

SECRETARIA DE RECURSOS HIDRAULICOS
SUBSECRETARIA DE PLANEACION
DIRECCION GENERAL DE USOS
DEL AGUA Y PREVENCIÓN
DE LA CONTAMINACION

ESTUDIO DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS
DE LA BAHIA DE ACAPULCO

RESUMEN de los trabajos realizados en la tercera etapa del estudio (marzo a diciembre de 1973), incluyendo comentarios y comparaciones con los resultados obtenidos en previos estudios

Elaborado por:

Constructores y Asesores Técnicos, S.A.

Enero de 1974

México, D.F.

Centro de Educación continua
Facultad de Ingeniería, unam
TRATAMIENTO PRIMARIO DE AGUAS RESIDUALES
PRETRATAMIENTO
METODOS DE MEDICIÓN DE CAUDALES

Enrique Godines A

Febrero de 1974

Indice

INTRODUCCION

A. ESTIMACIONES PARA DISEÑO

I. CONDUCTOS CERRADOS (TUBERIAS)

i. A presión

- a) Diferencias de carga
- b) Medidores mecánicos
- c) Su de Allen
- d) Trazadores
- e) Coseo espacial

ii. Por gravedad

- a) Hidráulica general
- b) Ejemplo

II. CONDUCTOS ABIERTOS (CANALES)

2.1. Hidráulica general

2.2. Ejemplo

III. Arroyos.

Nomeograma de la fórmula de Manning

Nomeograma de triantes críticos

Nomeograma de triantes normales.

IV. PRACIOGRAFIA

Hidráulica - Tuerba Coronel

Hidráulica - Rouse

Open channel hydraulics - Ven Te Chow

II. MEDICION EN OPERACION

I. MEDICION DE CARGAS EN TUBERIAS

- a) Dispositivos de diferencial de carga
- b) Medidores mecánicos
- c) Medidores magnéticos

II MEDICIÓN DE CANTIDADES EN CANALES

- a) Instrumentos Parciales
- b) Vertederos
- c) orificios sumergidos

III Dependencias

INTRODUCCIÓN

La medición de caudales se lleva a cabo con un elemento primario o mecanismo sensor y un instrumento secundario que bien puede ser un indicador, registrador ó totalizador. La medición no se efectúa exclusivamente día a día, sino que además puede detectar y valorar variaciones en cualquier tiempo y reportar cambios en la eficiencia de operación de los equipos, permitiendo conocer el uso y funcionamiento de los sistemas de climatización y además desarrollar reportes de operación que pueden ser utilizados como guías de diseño en un futuro. La medición e instrumentación deberán ser utilizadas para fines específicos. En plantas pequeñas en que se dificulta el mantenimiento, su uso puede ser problemático. Como se explicó anteriormente la medición puede ser utilizada obteniendo así datos que acumulados en lapsos de tiempo mayores, pueden ser utilizados en estudios futuros, planeación y diseño.

Los conductos en que se requerirá medir caudales pueden dividirse en conductos cerrados y abiertos o sea a presión y/o gravedad, tuberías y canales.

A continuación se hace una breve descripción de los elementos de medición, la metodología en que se basan y un ejemplo para los más comúnmente utilizados.

AN ESTIMACIÓN PARA DISEÑO

CONDUCTOS CERRADOS

I.1 A presión -- [Medidor Venturi
orifon
Medidor de orificio]
I.2 por gravedad -- [Tubo Pitot]

de transferencia de carga

Implica una disminución de sección (reducción) disminuyendo la presión que es función del escurrimiento excepto el tubo pitot que es medir la presión en el mismo conducto.

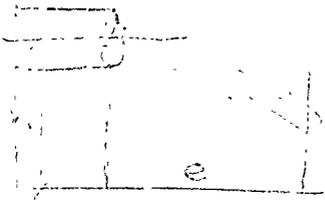
Medidores mecánicos - Son de desplazamiento o pistón y tipo molinete $Q < 250 \text{ l/sig}$

Sol de Allen - Agregar sal a una corriente y medir la conductividad entre dos secciones aguas abajo; obteniendo la velocidad con la longitud y el tiempo (curvas tiempo-corriente), conociendo la sección calcular $Q = Av$

Trazadores - Dilución de sal, colorante, elemento radioactivo. La metodología es agregar a la corriente el trazador, tomar muestras y calcular $Q = Q_{dos. agregada constante} \cdot \left(\frac{C_1 - C_2}{C_2 - C_0} \right)$.
 $C_1 = C$ en la dosis
 $C_2 = C$ en el gasto
 $C_0 =$ concentración en el gasto a medir.

Técnicas de descarga libre:

- no es posible calcular la S
- la descarga se hace mediante bombeo
- la tubería está enterrada, únicamente se abre la descarga



$$x = vt, \quad t = \frac{e}{v}, \quad t^2 = \frac{e^2}{v^2}$$

$$h = \frac{1}{2} gt^2, \quad t^2 = \frac{2h}{g} = \frac{h}{4.9}$$

$$\frac{e^2}{v^2} = \frac{h}{4.9}, \quad v^2 = \frac{4.9 e^2}{h}$$

$$v = \sqrt{\frac{4.9 e^2}{h}}$$

$$Q = Av$$

$$A = \frac{\pi}{4} d^2 = 0.785 d^2$$

$$Q = 0.785 d^2 \sqrt{\frac{4.9 e^2}{h}}$$

$$Q = \frac{22 \text{ l/s}}{\sqrt{h}} = \frac{1.74 \text{ l/s} \cdot d^2}{\sqrt{h}} \quad \text{--- Tubo lleno}$$

1.2 Flujo gravitacional

a) Hidráulica general

$$v = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2} \quad (\text{Manning})$$

$$v = \sqrt{rS} \quad (\text{Chezy})$$

v = velocidad en el conducto

n = coeficiente de rugosidad

$$\left\{ \begin{array}{ll} 0.009 & \text{AC} \\ 0.012 & \text{Acero} \\ 0.013 & \text{concreto liso} \\ 0.015 & \text{"/} \quad \text{espejo} \end{array} \right.$$

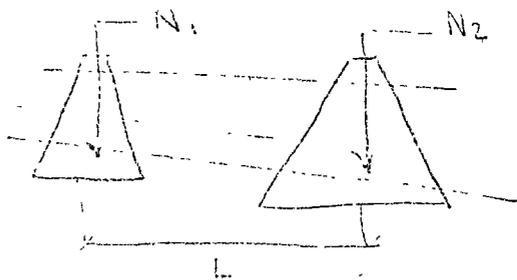
r = radio hidráulico = $\frac{Am}{Pm}$; conductos circulares = $d/4$

S = pendiente hidráulica

○ e para cheery, $e = \frac{100 \sqrt{r}}{b + \sqrt{r}}$

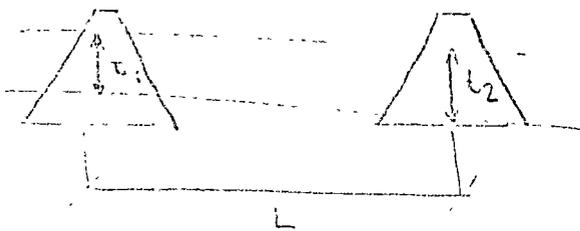
en donde b = jugosidad, adoptándose generalmente $b = 0.35$
 para conocer v primero calcular S , y para calcular el $C_c = A \cdot v$
 se pueden presentar los casos siguientes:

A) Hay manera de conocer S topográficamente por medio de una
 nivelación diferencial



$$S = \frac{N_1 - N_2}{L}$$

3)



calcular v con flotadores $v = \frac{e}{t}$

para ambos casos el tubo va parcialmente lleno, por lo cual
 dependiendo de la relación d/D se tienen las proporciones
 siguientes para los otros parámetros:

Para conductor, espeulores

d/D	e/A	v/P	r/R	v/V ($n = 0.015$)	q/Q
0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.10	0.052	0.205	0.456	0.403	0.021
0.20	0.114	0.295	0.464	0.616	0.068

0.50	0.252	0.359	0.684	0.772	0.95
0.40	0.373	0.436	0.856	0.900	0.836
0.30	0.500	0.500	1.000	1.000	0.700
0.20	0.626	0.564	1.110	1.075	0.575
0.10	0.748	0.631	1.180	1.122	0.527
0.05	0.858	0.705	1.220	1.138	0.483
0.02	0.949	0.795	1.119	1.128	1.070
0.01	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

b) Ejemplo

Conocido el D en la tubería y la S hidráulica y el tirante d

- 1º Calcular la velocidad V y el gasto Q a tubo lleno
- 2º Calcular la relación d/D y deducir las otras relaciones d/A , d/P , r/R , τ/V , Q/Q_0 .

$$\frac{Q_{\text{tubo}}}{Q_{\text{tubo lleno}}} = K$$

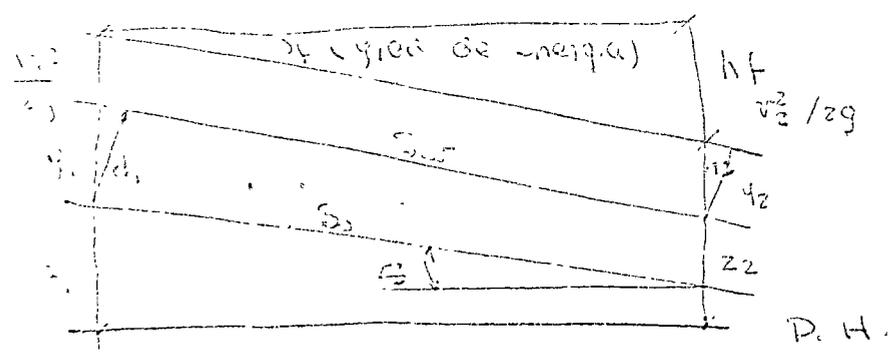
$$Q_{\text{tubo}} = K Q_{\text{tubo lleno}}$$

$Q_{\text{tubo}} = K Q_{\text{tubo lleno}}$

Esto se puede estimar nomográficamente

II. CONDUCTOS ABIERTOS. CANALES

1. Hidráulica general



dos canales con escurrimiento uniforme

$$z_1 + y_1 + \frac{v_1^2}{2g} = z_2 + y_2 + \frac{v_2^2}{2g} + hf$$

Energía específica (E) en una sección de un canal es la energía en esa sección con respecto a la plantilla del canal o sea:

$$E = z \cos \theta + y + \frac{v^2}{2g}$$

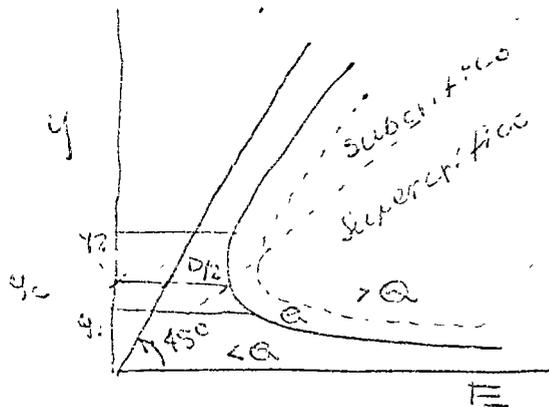
para canales con escurrimiento uniforme

$$E = y + \frac{v^2}{2g}$$

y como $Q = \frac{A}{v}$

$$E = y + \frac{Q^2}{2g A^3}$$

relación que graficada



de la grafica se deduce

- es asimétrica al eje de energía y a una recta a 45°
- Al pasar de una Q a otra mayor, se pasa de la línea de trazo lleno a la de trazo discontinuo y al pasar a un gasto menor a la de trazo punteado

1) Para un determinado Q y una E se pueden presentar dos distintos tirantes y_1 y y_2 (tirantes conjugados)

a) Para la una E , tirante y_1 corresponde a una Q_1 .

y la suma cambia nos da ese coeficiente y por eso lo llamamos ese coeficiente de la eq. $E = y + \frac{Q^2}{2gA^3}$

se puede derivar con respecto a y

$$\frac{dE}{dy} = 1 - \frac{Q^2}{gA^3} \left(- \frac{3A}{A^4} \right) \frac{dA}{dy} = 0$$

$$1 - \frac{Q^2}{gA^3} \frac{dA}{dy} = 0$$

$$\frac{dA}{dy} = \frac{B}{A}$$

$$\frac{Q^2 B}{gA^3} = 1$$

como $\frac{Q^2}{A^2} = V^2$ se tiene

$$\frac{V^2 B}{A} = 1$$

$$\text{y como } \frac{A}{B} = D$$

$$\frac{V^2}{gD} = 1$$

entonces

$$\frac{V}{gD} = D/2 \quad \text{condición de esc. crítico}$$

El flujo de salida: $Q = \int_C v \cdot n$

condiciones:

- El área, r y θ constantes en todas las secciones
- Las pendientes $\delta_0 = \delta_f = \delta_c = \delta$

2. Ejemplo

datos:

Se trata de obtener v_n y δ_n

$$V = \frac{1}{n} r^{2/3} \delta^{1/2}$$

$$Q = Av$$

$$Q = \frac{A}{n} r^{2/3} \delta^{1/2}, \quad z: \text{factor de sección}$$

$$z = Ar^{2/3}$$

Método:

Algebraico

Calcular A (sección)

si para el (trunk y)

$\rho = \text{nc, ade}$

A medida.

gráfico:

Construir una gráfica de z contra $Ar^{2/3}$

$$Ar^{2/3} = \frac{Q}{\delta^{1/2}}, \quad \text{entando con este valor a la gráfica,}$$

se lee el valor del δ_n correspondiente al Q prefijado y así-

valor v por $v = \frac{1}{n} r^{2/3} \delta^{1/2}$ o $v = \frac{Q}{A}$

objetivo:

○

○

○

Ejercicios en forma

Condiciones:

- El área, r y Q constantes en todas las secciones
- Las pendientes $S_a = S_b = S_c = S$

Ejemplo

Calcular:

Se trata de obtener v_n y t_n

$$V = \frac{1}{n} r^{2/3} S^{1/2}$$

$$Q = Av$$

$$z = \frac{A}{n} r^{2/3} S^{1/2}, \quad z = \text{factor de sección}$$

$$z = Ar^{2/3}$$

Importar:

Algebraicos

Calcular A (sección)

r : para el (trazo y)

S : pendiente

A : sección.

Gráficas:

construir una gráfica de z contra $Ar^{2/3}$

$$Ar^{2/3} = \frac{nQ}{S^{1/2}}, \quad \text{entrando con este valor a la gráfica,}$$

se lee el valor del t_n correspondiente al Q presupuesto y así-

como se por $v = \frac{1}{n} r^{2/3} S^{1/2}$ o $v = \frac{Q}{A}$

Calcular



0
1

.- MEDICION DE CAUDALES EN TUBERIAS

Los caudales que se transportan a través de tuberías a presión, pueden ser medidas por diversos métodos tales como dispositivos de diferencial de carga, mecánica o magnéticas, mismos que se describen a continuación

a).- DISPOSITIVOS DE DIFERENCIAL DE CARGA

Estos elementos no determinan directamente el caudal; sino que relacionan el flujo con cargas o presiones diferenciales. Su financiamiento se basa en el teorema de Bernoulli, en que la energía total en un punto en una tubería es igual a la energía total en cualquier otro punto, si las pérdidas de fricción entre ambas puede despreciarse.

$$h_1 + \frac{V_1^2}{2g} = h_2 + \frac{V_2^2}{2g}$$

$$h = \text{carga piezométrica} = Z + \frac{P}{\rho}$$

$$V = \text{Velocidad promedio}$$

$$P = \text{Presión}$$

$$\rho = \text{Densidad}$$

$$g = \text{Gravedad específica}$$

Los instrumentos que miden los flujos, presentan algún dispositivo o restricción en la línea de flujo de tal manera que crea un diferencial de carga. Estos instrumentos son los dispositivos primarios y pueden ser: medidor Venturi, chiflón, medidor de orificio, tubo Dall, etc., mismos que se muestran en las figuras 6.6 a 6.6.

Ver figura. 1. b a 6. b

El caudal medido teóricamente, se determina aplicando el teorema de Bernoulli entre los puntos 1 y 2; suponiendo despreciable la pérdida de carga por fricción. Por continuidad se tiene que el gasto Q , a lo largo del conducto es el mismo o sea:

$$Q_1 = Q_2$$

$$\text{Y como } Q = Av.,$$

$$A_1 V_1 = A_2 V_2$$

$$Q = \frac{A_2}{\sqrt{1 - (A_2/A_1)^2}}$$

$$\sqrt{2g \left(Z_1 + \frac{P_1}{\rho} - Z_2 - \frac{P_2}{\rho} \right)}$$

o bien:

$$Q = Cd A_2 \sqrt{2g \left(Z + \frac{P}{\rho} \right)}$$

La selección del dispositivo diferencial será en base a algunos lineamientos básicos como por ejemplo en mediaciones de aguas negras se facilitan los ventur, las boquillas de flujo (chiflones). En cambio el tubo Dalz requiere de un purgado periódico. El segundo factor de selección es el costo del elemento en cuanto a operación en términos de elemento en cuanto a operación en términos de pérdida de carga. Mismo que se produce con la relación d/D que normalmente se encuentra en el rango 0.35 a 0.75. En la figura 7/6 se muestra la variación de la pérdida permanente de cargas para los dispositivos mencionados anteriormente.

Los elementos secundarios, son los medidores de la diferencial producida en las primarias y la convierten en una señal que transmite la información a un indicador, registrador, y/o totalizador. Dichos elementos pueden ser de mercurio, de diafragma, transmisores, electrónicas y neumáticos.

b).- MEDIDORES MECANICOS

Los medidores totalizadores están formados de una hélice y un medio mecánico para transmitir la rotación de ésta a un cuadrante totalizador.

c).- MEDIDORES MAGNETICOS

No requieren de conexiones hidráulicas que el flujo pasa a través de unos electrodos, inclusive pueden efectuar mediciones sólidas en suspensión.

Requieren de una velocidad de flujo de 1.80 m/s mínima una desventaja es cuando las aguas negras contienen antídotos mayores de carbón o fierro, estos tienden a acumularse en los electrodos. *En la figura 8.6, se muestra un esquema del medidor.*

III.- MEDICION DE CAUDALES EN CANALES

La medición de caudales en canales, se lleva a cabo por canales de medición, vertedores y orificios sumergidos. Estos tipos de medición operan mecanismos de pérdida de carga para un rango dado de gastos. Estos son utilizados frecuentemente en las plantas de tratamiento, se fabrican en aluminio o lámina galvanizada, facilitando su instalación y se construyen en el sitio. Los vertedores utilizados varían en el tipo y tamaño, incluyendo en forma de V, rectangulares, Lutro, Cippoletti y otros.

a) MEDIDOR PARSHALL

Este medidor consta de tres secciones principales:

- 1).- Una sección convergente o de contracción que se localiza en su extremo, aguas arriba, y conduce a:
- 2).- Una sección denominada garganta, y a:
- 3).- Una sección divergente de ampliación aguas abajo.

En la figura 9.6, se muestra un esquema del medidor.

Dimensiones para Medidores Parshall

(dimensiones en pies y pulgadas)

M	A	2/3 A	B	C	Dimensions						*Flume Flow Extremes MGD	
					Feet and Inches						Min.	Max.
0-3	1-6 3/8	1-1/4	1-6	0-7	0-10 3/8	2-0	0-6	1-0	0-1	0-2 1/4	0.02	1.23
0-6	2-3/8	1-4 3/8	2-0	1-3 1/2	1- 3 3/8	2-0	1-0	2-0	0-3	0-4 1/2	0.03	2.52
0-9	2-10 3/8	1-11 1/8	2-10	1-3	1-10 3/8	2-6	1-0	1-6	0-3	0-4 1/2	0.06	5.75
1-0	4-6	3-0	4- 4 3/8	2-0	2- 9 1/2	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	0.07	10.41
1-6	4-9	3-2	4- 7 3/8	2-6	3- 4 3/8	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	0.10	15.90
2-0	5-0	3-4	4-10 3/8	3-0	3-11 1/8	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	0.27	21.39
3-0	5-6	3-8	5- 4 3/8	4-0	5- 1 3/8	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	0.39	32.57
4-0	6-0	4-0	5-10 3/8	5-0	6- 4 1/8	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	0.84	43.88
5-0	6-6	4-4	6- 4 1/2	6-0	7- 6 3/8	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	1.03	55.32
6-0	7-0	4-8	6-10 3/8	7-0	8- 9	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	1.68	66.89
7-0	7-6	5-0	7- 4 1/2	8-0	9-11 3/8	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	1.94	78.46
8-0	8-0	5-4	7-10 3/8	9-0	11- 1 1/8	3-0	2-0	3-0	0-3	0-9	2.26	90.16

El flujo a través de un medidor Parshall usualmente ocurre en flujo libre en condiciones con tirante crítico en la cresta y un salto hidráulico en la sección de salida. La ecuación de descarga para anchos de garganta entre 1 a 8 pies bajo condiciones libre de flujo es la siguiente:

$$Q = 43 \text{ ha} \left(1.522 B 0.026 \right)$$

El gasto puede ocurrir bajo dos condiciones de flujo:

- a).- Donde la elevación de la superficie del agua , corriente abajo, tiene altura suficiente para retardar el índice de descarga , a lo cual se denomina flujo sumergido. Para determinar el gasto, se dispone de los medidores de profundidad (ha y hs). Ambos medi-

dores se calibraⁿ colocando el cero en la elevación media de la *planchilla* del canal. Prácticamente se recomienda una sola medición para ser flujo libre el grado o porcentaje de inversión es la relación entre la medición de dos - cargas , osea, H_s entre h_a . Cuando esta relación no sobrepasa ciertos límites , el gasto medio o descarga no es afectado por la elevación del líquido aguas abajo, produciéndose un estado de lujo libre. Las limitaciones del - flujo libre de la razón h_s/h_a varían de acuerdo con el ancho de la garganta.

ANCHO DE LA GARGANTA

LIMITE DE FLUJO LIBRE H_b/H_a

1 a 3 pulg.

0 . 5

6 a 9 pulg.

0 . 6

1 a 8 pies

0 . 7

10 a 50 pies

0 . 8

La relación entre el nivel y el gasto en los medidores Parshall, se muestra en la figura 10-b.

b).- VERTEDORES

Se tienen dos vertedores básicos el rectangular y el de aforo en V, el rectangular tiene tres modificaciones como se muestra en la figura 11.^b, éstas son:

(1) Tiene contracciones o extensiones hacia el canal

(2) Se suprime totalmente las contracciones y extiende el vertedor

a todo lo largo del ancho del canal ~~y la relación entre el nivel y~~

~~el gasto en las medidas Parshall, se muestra en la figura sig.:~~

3).- Llamado de Cipolletti, tiene contracciones en el extremo con relación 1: 4.

Los vertedres rectangulares se diseñan para caudales mayores, en cambio para caudales pequeños, se emplean los de forma en V, mismos que se muestran en la figura 12. b

Las ecuaciones para el gasto medido con vertedor son las siguientes:

RECTANGULARES

$$Q = 3.33 (L - 0.2H) H^{3/2} \quad (\text{con contracciones en el extremo})$$

$$Q = 3.33 LH^{3/2} \quad (\text{sin contracciones en el extremo})$$

$$Q = 3.367 LH^{3/2} \quad (\text{Cipolletti})$$

En V

$$30^\circ \quad Q = 0.665 H^{3/2}$$

$$60^\circ \quad Q = 1.432 H^{3/2}$$

$$90^\circ \quad Q = 2.481 H^{3/2}$$

en donde Q = Gasto en pies³/seg., L = longitud de cresta en pies y H = carga en pies.

Las variaciones de capacidad para los diferentes tipos y tamaños de vertedores se muestran en la fig. 13. b

c).- ORIFICIOS SUMERGIDOS

Se mide el caudal a través de una abertura, pudiendo ser de dos formas, fija o en que la altura puede modificar los primeros son los más utilizados. Se colocan en canales que tienen poca pendiente, cuando las condiciones -- existentes no son adecuadas para el aforo exacto en vertedores de flujo libre, presenta la desventaja de acumulación de sedimentos y desperdicios flotantes.

La descarga a través de orificios sumergidos se calcula con la fórmula siguiente:

$$Q = CA \sqrt{2gh}$$

Q: gasto en pies³/seg, C: coeficiente de descarga, 0.61 para orificios con contracciones completas, A: área del orificio en pies² g: 32.16 pies/seg² y h: carga del orificio en pies (diferencia de nivel entre corriente de aguas arriba y aguas abajo).

R E F E R E N C I A S :

- 1.- Water-Resources Engineering-Linsley y Franzini Mc Graw Hill Book Company, Ing.
- 2.- Manual de tratamiento de aguas negras .-Departamento de Sanidad del estado de Nueva York , Ed. Limusa Wiley , 1969.
- 3.- Medición del agua de riego- Servicio de Conservación de Suelos, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América, Colección Ingeniería de Suelos Nos.
- 5.- DALL FLOW TUBES - BIF, ENGINEERING DATA, 1970
- 6.- Especificaciones generales de construcción, instalación de medidores de flujo tipo diferencial Pemex, Gerencia de Inspección y Verificación de Construcción 1966.
- 7.- Instrumentación y control en el tratamiento de aguas potables, industriales y de desecho, Russell H. Babcock, Ed. L (musa Wiley 1971).



PRE TRATAMIENTO

EJEMPLO

INTRODUCCION.

Las arenas arrastradas por los escurrimientos pluviales, las de producto de las excavaciones y las de trasmisión de las aguas subterráneas arrastradas por el sistema de alcantarillado semitario; resultarán en el influente de la planta de tratamiento de aguas negras y a fin de prevenir el desgaste de los equipos de bombeo , y el evitar el acumulamiento de materia inerte en las unidades de tratamiento, se hace necesario un pretratamiento que consiste en:

Canal de llegada

R^Ejillas

Vertedor de demasías

Canales desarenadores

Vertedores proporcionales.

A continuación, se presenta el dimensionamiento de cada una de las partes que constituyen la unidad de pretratamiento.

DIMENSIONAMIENTO:

Canal de llegada.

Con objeto de facilitar la construcción del canal de llegada, será de un ancho igual al cambio desarenadores. Resultando así igual a 0.74m., siendo el diseño del canal de llegada para los

perámetros siguientes:

$$\text{Gasto medio (Qm)} = 23.5 \text{ l/s} = 0.0235 \text{ M}^3/\text{s}$$

$$\text{Coficiente de variación} = 1.5$$

$$\text{Gasto máximo (Q max)} = 0.0347 \text{ M}^3/\text{s}$$

$$\text{Ancho del canal (b)} = 0.74\text{m}$$

$$\text{Velocidad horizontal (V)} = 0.40 \text{ m/s}$$

Area de la sección transversal (A) = b x h M². Sustituyendo valores en la fórmula Q = Av., y; despejando la altura del tirante, se tiene que h= 0.12m (A = 0.089 M²)

REJILLAS

Utilizando rejillas de limpieza manual con barras de 1.0cm, (3/8") de ϕ con claro libre entre barras de 2.54cm (1"), se tendrá un área neta. deducirla de:

$$\text{Número de espacios} = N$$

$$\text{Número de barras} = (N-1)$$

$$\text{Espacio entre barras} = 0.0254\text{m}$$

$$\text{Ancho del canal} = 0.74\text{m}$$

$$0.74 = n (0.01) + (n-1) (0.0254)$$

$$n = 20 \text{ espacios} \quad X \quad 2.54 = 50.8\text{cm}$$

$$\text{Número de barras} = 19 \quad X \quad 1.0 = 19.0\text{cm}$$

$$\text{Tirante} = \frac{0.089}{0.698} = 0.128 \text{ m}$$

Resumiendo la velocidad horizontal entre rejillas, se tiene:

$$\text{Area entre rejillas} = 20 \times 0.0254 \times 0.128 = 0.065 \text{ m}^2$$

$$\text{Velocidad horizontal} = \frac{0.0347}{0.065} = 0.53 \text{ m/s}$$

Calculando la pérdida de carga para rejilla limpia, se tiene:

$$h = 1.43 (V_1^2 - V_2^2) = 1.43 (0.53^2 - 0.40^2) = 0.009 \text{ m.}$$

Se suspenderá una pérdida de carga máxima de 10cm para rejilla con aseo y algo de obstrucciones .

Vertedor de Demasías:

En el mismo canal de acceso a las rejillas, se instalará un vertedor de demasías. El diseño del vertedor será para una capacidad igual al gasto máximo estimado para la planta.

LA ECUACION DE VERTEDORES.

$$Q = 0.0187 L H^{3/2}$$

en donde:

L: longitud del vertedor en cm

H: Carga hidráulica en cm

Q: Gasto máximo en l/s

Resolviendo para $Q = 34.7 \text{ l/s}$ y $H = 13 \text{ cm}$, se obtiene $L=40 \text{ cm}$

La planta y las secciones características del canal de acceso, rejillas y vertedor de demasías, se muestran en la figura. I - - - - (hojas 1 y 2).

(CANALES DESARENADORES)

Los canales desarenadores serán diseñados para remover partículas de 0.2mm y mayores cuya velocidad de asentamiento es de

0.023 m/s para aguas residuales a 20°C, velocidad correspondiente a una partícula de densidad 2.65. La carga hidráulica superficial es de :

23 l/s de área horizontal.

A fin de evitar el arrastre del material sedimentado, la velocidad horizontal será de 0.30 m/s Definiendo las áreas superficiales y la sección transversal se tiene:

$$\text{Area superficial} = 1.51 \text{ M}^2$$

$$\text{Sección transversal} = 0.116 \text{ M}^2$$

Las dimensiones seleccionadas para los canales desarenadores son:

$$\text{Altura efectiva} = 0.50\text{m}$$

$$\text{Ancho} = 0.50\text{m}$$

$$\text{Longitud} = 5.50\text{m (50\% de longitud adicional incluida)}.$$

El sistema contará con los canales desarenadores operados en forma alterna. La limpieza será manual y cada canal estará provisto además de un volumen, para el almacenamiento del material depositado, y un vertedor proporcional. Además en la entrada al canal, desarenador en su parte superior, asentará una charola de lámina a fin de que el material removido en la rejilla, sea depositado y dispuesto en otro lugar en forma manual.

El volumen de arena acarreado por aguas residuales domésticas se puede estimar en 40 ml/m³, y el volumen medio sedimentado en un día sería 82.0 l/día y la profundidad requerida de canal. Para almacenar este volumen resulta de: 0.04m.

Considerando una capacidad de almacenamiento para 3 días de operación normal y que la arena se deposite uniformemente, se tendrá un tirante de 12cm. La limpieza será manual, desalojando previamente el agua almacenada.

VERTEDORES PROPORCIONALES

Aplicando la fórmula para vertedores proporcional (ref. Sewage Treatment Plant Design, Wpcf, N.Y., 1967, p 70)

$$Q = \frac{b}{2} \sqrt{2 a g^3} \left(h + \frac{2}{3} a \right)$$

donde:

Q = Un medio del gasto máximo total del vertedor proporcional.

a, b, y h se refieren a la fig. 1, hoja 3.

Suponiendo un coeficiente de vertedor de 0.61 y una altura de la sección de la curva de 23cm (h) y una altura de la sección rectangular de 3cm (a) y resolviendo la ecuación, se obtiene el siguiente valor de b:

$$b = \frac{Q}{\sqrt{2 a g^3} \left(h + \frac{2}{3} a \right)} \cdot \frac{1}{0.61}$$

$$b = \frac{(34.7/2) \times 0.001}{\sqrt{2 \times 0.03 \times 9.81} (0.23 + 0.02)} \cdot \frac{1}{0.61}$$

$$b = 15 \text{ cm.}, \quad 2b = 30 \text{ cm.}$$

Coordenadas de la sección curva del vertedor:

Ecuación general: (ref. Sewage Treatment Plants: Design, Wpcf, N.Y. 1967.-Pag. 70)

$$\frac{X}{b} = 1 - \frac{2}{\pi} \arctan \sqrt{\frac{Y}{a}}$$

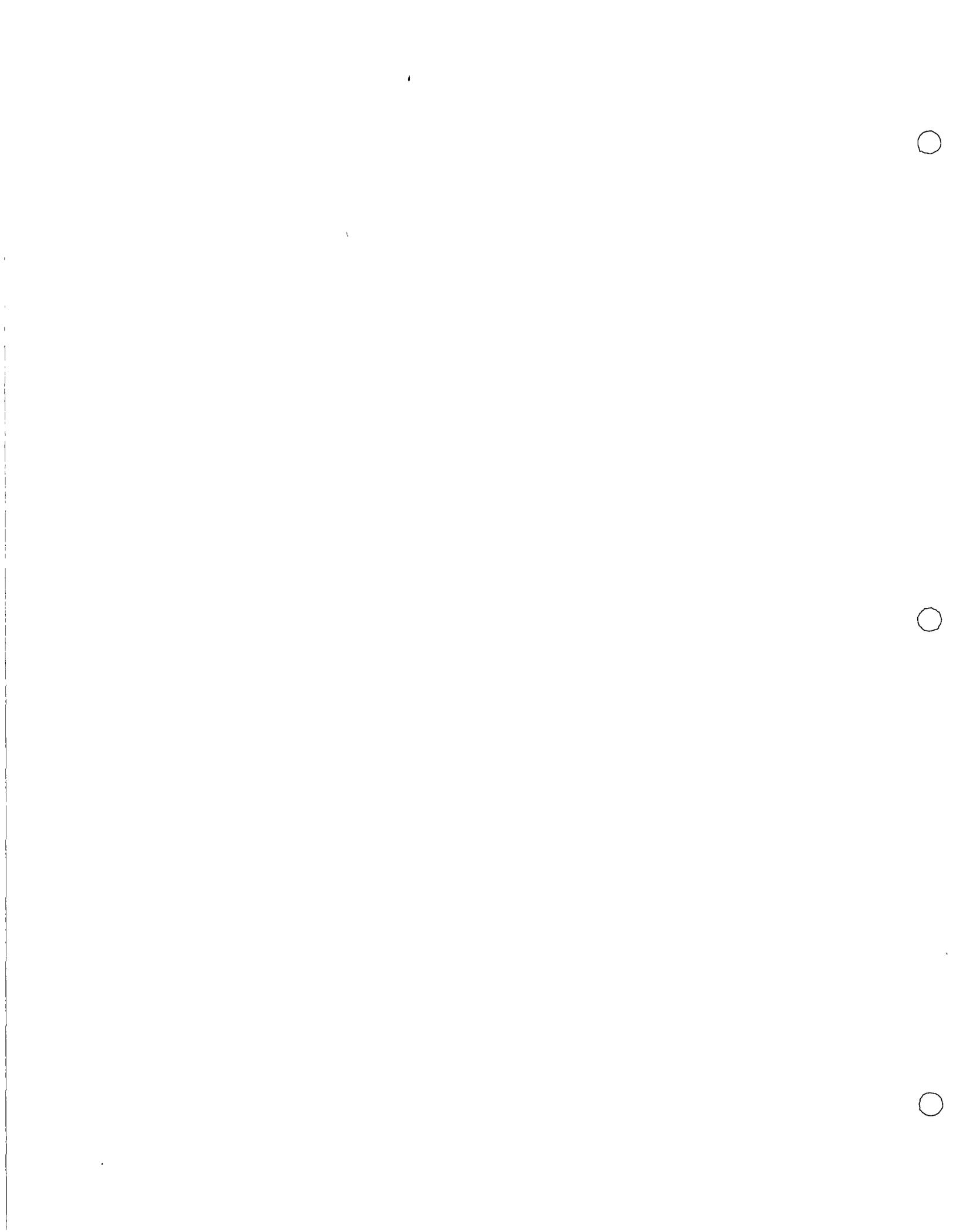
Resolviendo esta ecuación:

Y (cm)	Y/a (cm/cm)	X/b (cm/cm)	2X (cm)
0.3	0.1	0.805	24.0
0.6	0.2	0.732	22.0
0.9	0.3	0.681	20.4
1.2	0.4	0.641	19.2
1.5	0.5	0.608	18.2
1.8	0.6	0.580	17.4
2.1	0.7	0.556	16.7
2.4	0.8	0.536	16.1
2.7	0.9	0.517	15.5
3.0	1.0	0.500	15.0
6.0	2.0	0.392	10.9
9.0	3.0	0.333	10.0
12.0	4.0	0.295	8.8

15.0	5.0	0.268	8.0
18.0	6.0	0.247	7.4
24.0	8.0	0.216	6.5

Los vertedores proporcionales , descargarán a un cárcamo de alimentación de las tuberías de entrada a los tanques de sedimentación primaria.

En la figura 1 hoja 3, se muestran las dimensiones.



C R I B A D O

Es un proceso usado en:

- (1) Obras de toma en los abastecimientos de agua
- (2) Obras de tratamiento de aguas residuales
- (3) Antes de la descarga de aguas residuales en aguas receptoras
- (4) En la recuperación y en la reutilización de aguas residuales de las industrias, junto con coagulación

Tomando en cuenta la magnitud de las aberturas, el proceso de cribado puede llevarse a cabo mediante

Rejas

Rejillas

Cribas

Microcribas

Las finalidades del proceso pueden ser muy diversas, pero puede decirse que las rejas y rejillas se usan para proteger mecanismos tales como las bombas. Las cribas y cribas finas se usan para impartir tratamiento primario a las aguas de desecho en los casos en que se cuenta con poco espacio.

Las microcribas se usan para mejorar la calidad del agua en los abastecimientos, por remoción del plankton. También en la reutilización del agua en las industrias, con coagulación previa, tal como se aplican a las "aguas blancas" de las industrias del papel.

REJAS

Para obras de tratamiento de aguas negras

Para proteger a las bombas de los daños que pueden causar a las basuras tales como palos, garras de tela, etc., deben ser tan cerradas que puedan atrapar esas basuras, pero tan abiertas que permitan el paso de excrementos y papel de

excusaco.

Se colocan antes de los desarenadores o antes de los sedimentadores. (Antes de las bombas).

Para limpieza manual se prefieren separaciones de barras de 5 cms y mayores, con inclinaciones de 1:1, 1:2, ó 1:3, con lo cual se aumenta la superficie de cribado y se facilita la limpieza.

No debe asentarse arena en el canal en que se alojan, para lo cual la velocidad debe ser de 0.60 m/seg o mayor. Pero la velocidad entre rejas debe ser menor de 0.75 m/seg para que no pase lo atrapado.

En los casos de limpieza mecánica, las aberturas deben ser de 2.5 a 5.0 cms, y las inclinaciones mayores de las establecidas anteriormente.

Aún cuando la estructura en que se alojan lleva el nombre de canal, el tirante y la velocidad no están regidos por paredes y fondo, sino por un vertedor proporcional colocado al final del desarenador.

En esa forma, el funcionamiento hidráulico es más bien como el de un tanque alargado.

Ejemplo

Cálculo del canal de rejas para una planta de tratamiento de aguas negras

Gastos en l/s	Presente	Futuro
Mínimo	75	100
Medio	147	221
Máximo	294	442

Velocidad en el canal 0.60 m/seg

Velocidad entre rejas 0.75 m/seg

Limpieza manual; rejas a 30° con la horizontal; se proyectarán 3 unidades, cada una para un gasto de 147 l/s.

$$\text{Area transversal del canal} = \frac{0.147}{0.60} = 0.245 \text{ m}^2$$

Como tanteo, suponer un tirante de 0.55 m

$$\text{Ancho} = \frac{0.245}{0.55} = 0.445 \text{ m}$$

n = número de espacios

(n - 1) = número de barras

Espacio entre barras 0.005 m

$$0.445 = n (0.05) + (n - 1) (0.005)$$

$$n = 8.5 \text{ espacios}$$

Aceptando 8 espacios y 7 barras

$$8 \times 0.050 = 0.400$$

$$7 \times 0.005 = 0.035$$

$$0.435 = \text{ancho}$$

$$\text{Tirante} = \frac{0.245}{0.435} = 0.562 \text{ m}$$

$$\text{Area entre rejas (total)} = 8 \times 0.05 \times 0.562 = 0.225 \text{ m}^2$$

$$\text{Velocidad horizontal entre rejas} = \frac{0.147}{0.225} = 0.66 \text{ m/s}$$

Aceptable

Pérdida de carga entre rejas.

Se aplicó la fórmula de Kirschmer, tomada del Elements of Water Supply and Waste Water Disposal, p 309, con un coeficiente $\beta = 2.42$ para barras de sección rectangular y aristas "afiladas" o "vivas" obteniéndose una pérdida de carga insignificante.

No se muestran esos cálculos, porque corresponden a rejas limpias, lo cual será excepcional.

Se supuso una pérdida de 10 cms suponiendo aseo constante con algo de obstrucción.

Rejillas

Para obras de toma de abastecimiento de agua y para tratamiento de aguas negras.

Aberturas de 2.5 a 5.0 cms. En algunos casos, menores, hasta de $\frac{1}{2}$ ". Apropriadas para limpieza mecánica.

En las obras de toma para abastecimiento de agua de canales y ríos, pueden tener inclinaciones de 3 a 6 m vertical, a uno horizontal.

La pérdida de carga en rejillas limpias, puede estimarse mediante la fórmula de Kirschman

$$h = \beta \left(\frac{w}{b} \right)^{4/3} h_v \sin \theta$$

h = pérdida de carga en metros

h_v = carga de velocidad en metros, calculada a partir de la velocidad media geométrica de la velocidad horizontal entre rejas, y su componente perpendicular a las rejas.

w = ancho máximo de las barras o rejas

b = abertura mínima entre barras

θ = ángulo de inclinación con la horizontal

β = factor de forma

= 2.42 para barras de sección rectangular y aristas vivas

= 1.79 para barras de sección circular

= 0.76 para barras de sección en forma de gota

Ejemplo:

$v = 0.465$ m/seg

$w = 0.005$ m

$b = 0.06$ m $h = 0.0006$ m

$\theta = 30^\circ$

$\beta = 2.42$

Cribas y Microcribas:

De cela de alambre de acero inoxidable

Calibre	Diámetro del alambre en mm	Abertura entre alambres en μ
18 ó 15	1.20 ó 1.6	3020 ó 3610
28	0.3700	640
37	0.1720	335
39	0.1270	185
44	0.1016	110
45	0.0711	87
47	0.0508	76

Microcriba

Marca II	-----	65
49	0.0305 -----	53

Microcriba

Marca I	-----	35
---------	-------	----

Microcriba

Marca O	-----	23
---------	-------	----

Fórmula de Boucher; pérdida de carga en microcribas

H = pérdida de carga en cualquier momento

H_0 = pérdida de carga para un gasto Q , cuando la malla está limpia

H_V = pérdida de carga para un gasto Q , a través de la malla cuando ha pasado un volumen V por unidad de área

I = índice medio de filtrabilidad efectiva del agua. El índice se mide con el dispositivo de Boucher. I varía desde 0.1 en corrientes hasta 0.7 para agua del fondo de depósitos usando microcriba marca O.

$$H = H_0 + H_V ; H_V = H_0 e^{IV}$$

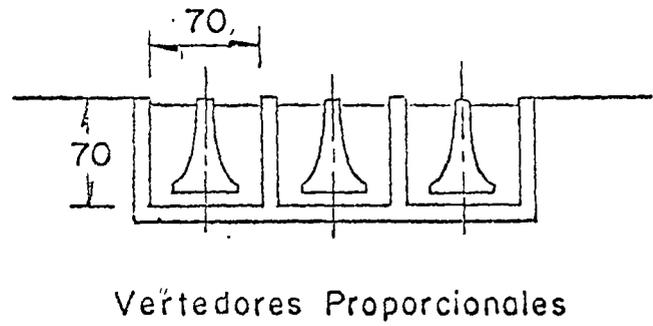
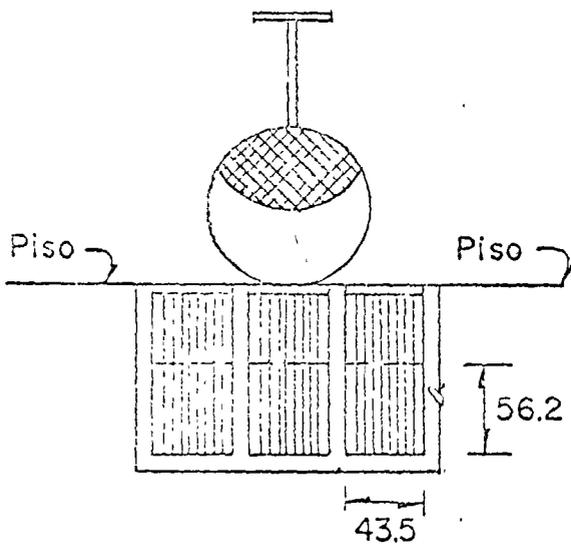
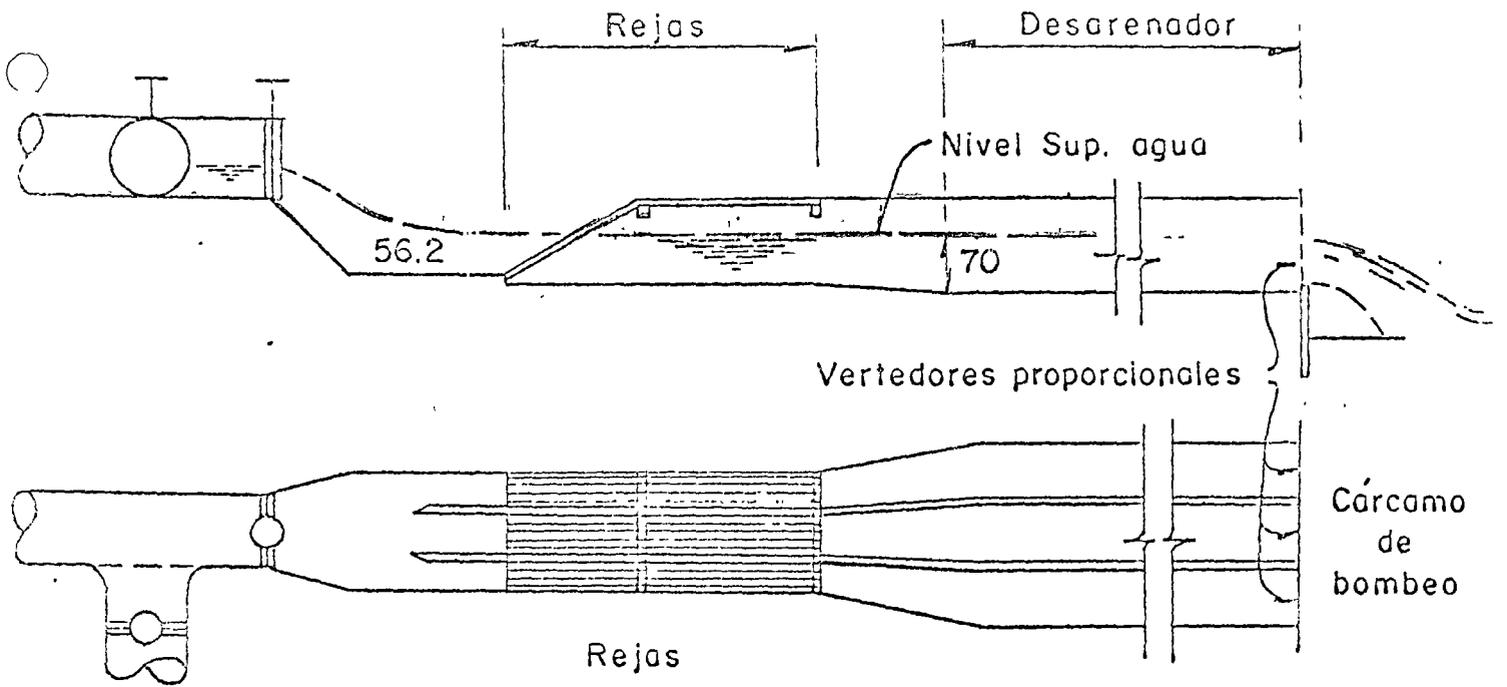
Para más detalles ver:

Paper Nº 1, Section 1; Third International Conference on Water Pollution
Research; Munich, Germany, by L. D. Bowen; J. W. Lovell y D. K. B.
Thistlethwayte.

En el caso de remoción de sólidos suspendidos se usan con coagulación previa,
y en ese caso interesa la capacidad de remoción.

Ver

Microstraining Paper Mill Wastewater, Alan E. Rimer, Journal, W. P. C. F.
Julio de 1971. pp. 1528 - 1540 .



CANAL DE REJAS, DESARENADOR Y VERTEDORES PROPORCIONALES



DESARENACION

1. Puntos previos
 - 1.1 Viscosidad
 - 1.2 Parámetros. Su significado
 - 1.3 Teorema de Buckingham
 - 1.4 Número de Reynolds
2. Sedimentación de partículas separadas
 - 2.1 Descripción
 - 2.2 Fuerza que provoca la caída de una partícula en el seno de un líquido
 - 2.3 Resistencia que opone el líquido
 - 2.4 Equilibrio de las dos fuerzas
3. Ley de Stokes, y una fórmula para grandes valores de R .
 - 3.1 Uso de gráficas. Ejemplo
 - 3.2 Sedimentación retardada de partículas discretas
 - 3.3 Sedimentación de partículas separadas. Flujo continuo
4. Proyecto de un desarenador

Désarenación

1. Puntos previos

1.1 Viscosidad

Ver "Fluid Mechanics and Hydraulics", Pág. 2. Serie Schaum

μ = Viscosidad dinámica

Dimensiones $ML^{-1} T^{-1}$

En el sistema c g s, la unidad de viscosidad es el poise

$$\text{poise} = \frac{\text{gramo masa}}{(\text{cm}) (\text{seg})}$$

$$\text{poise} = \frac{\text{dina seg}}{\text{cm}^2}$$

Si ρ es la masa de la unidad de volumen de un fluido, $\frac{\mu}{\rho} = \nu$ = viscosidad cinemática.

Dimensiones de ν ; $L^2 T^{-1}$

En el sistema cgs; $\frac{\text{cm}^2}{\text{seg}}$

1.2 Parámetros. Su significado

Parámetro es una constante cuyo valor varía con las circunstancias de su aplicación. Cuando el parámetro varía, se convierte en una función de las circunstancias.

También parámetro es una base de comparación. Por ejemplo, en la ecuación del círculo, el radio es una constante para un círculo determinado; pero varía de círculo a círculo, y en ese caso es un parámetro que nos sirve de base de comparación de un círculo con otro. En el ejemplo propuesto, el parámetro tiene un significado geométrico y visual.

Existen parámetros que no tienen significación geométrica, pero sí son valores que caracterizan a un conjunto de circunstancias de un fenómeno, y sirven como base de comparación, cuando hay cambios de las -

circunstancias que determinan el fenómeno.

Por ejemplo, el número de Reynolds es un parámetro que caracteriza a muchos fenómenos físicos, tales como el escurrimiento en tubos, sedimentación, filtración, etc., y sirve de base de comparación de esos fenómenos, cuando varían las circunstancias de temperatura, velocidad, viscosidad, etc. de los objetos que se estudian.

A los parámetros también se les llama variables subsidiarias.

Un parámetro puede tener dimensiones, o puede ser adimensional.

1.3 Teorema de Buckingham

Ver "Fluid Mechanics and Hydraulics", Serie Schaum, pág. 57, Probl. 13

Cuando se tienen cuatro o más variables físicas, se pueden organizar en un número mínimo de grupos adimensionales, para establecer con ellas una ecuación. A esos grupos adimensionales se les llama: términos π .

En forma matemática, si hay n variables físicas q_1, q_2, \dots, q_n , y hay k dimensiones fundamentales, entonces

$$f_1(q_1, q_2, q_3, \dots, q_n) = 0$$

Esta expresión puede ser reemplazada por la ecuación

$$\phi(\pi_1, \pi_2, \pi_3, \dots, \pi_{n-k}) = 0$$

donde cualquier término π depende de no más de $(k + 1)$ variables físicas q , y cada uno de los términos π , son independientes, adimensionales y funciones monótonas de las variables q .

Estudiar "Procedimiento" y "Relaciones Útiles", en "Fluid Mechanics and Hydraulics" Schaum, pág. 58

1.4 Número de Reynolds

Ver problema 3, Cap. 5, Fluid Mechanics and Hydraulics. Conaum, pág 54

$$R = \frac{vL}{\nu} ; \nu = \frac{\mu}{\rho}$$

2. Sedimentación de partículas separadas en medio líquido estacionario.

2.1 Descripción

Cuando una partícula cae en el seno de un líquido, la fuerza que provoca la caída es la gravedad, afectada por la disminución de peso debida al desplazamiento de un volumen de líquido igual al volumen de la partícula.

Si el líquido no fuera viscoso, la caída sería acelerada.

La viscosidad opone resistencia a la fuerza que provoca la caída.

En los primeros instantes, la velocidad de caída aumenta, pero ese aumento causa un aumento en la resistencia, hasta que llega el momento en que la resistencia iguala a la fuerza de caída, alcanzándose así, el equilibrio de las dos fuerzas. Desde ese instante en adelante, la partícula cae con una velocidad constante.

2.2 Fuerza que provoca la caída de una partícula en el seno de un líquido en reposo

F_I = fuerza que causa la caída

ρ = masa de la unidad de volumen del líquido

ρ_s = masa de la unidad de volumen de la partícula

V = volumen de la partícula

$$F_I = V\rho_s g - V\rho g = (\rho_s - \rho)Vg$$

2.3 Resistencia que opone el líquido

F_D = Resistencia que el líquido opone a la caída de la partícula

Ver problema 16, Cap. 5, pág. 59 de la serie "Fluid Mechanics and Hydraulics", Conaum.

$$F_D = C_D \rho A_C \frac{v^2}{2} , \text{ en donde}$$

C_D = Coeficiente de arrastre o coeficiente de Newton

A_C = área proyectada de la partícula en un plano horizontal

C_D = $K(R)$ ó C_D es función de R .

Para partículas esféricas

Si $10^{-3} < R < 1$; $C_D = \frac{24}{R}$

$1 < R < 10^4$; $C_D = \frac{24}{R} + \frac{3}{\sqrt{R}} + 0.34$

Para $10^3 < R < 10^4$; $C_D = 0.4$

En general, C_D es una función discontinua de R .

Ver valores de C_D en función de R en el diagrama "F", pág. 263 de "Fluid Mechanics and Hydraulics", Serie Schaum.

2.4 Equilibrio de las dos fuerzas F_D y F_I .

En equilibrio, $F_D = F_I$

$$\frac{1}{2} C_D \rho v_s^2 A_C = (\rho_s - \rho) g V$$

$$v_s = \sqrt{\frac{2g(\rho_s - \rho)V}{C_D \rho A_C}}$$

Para partículas esféricas, $V = \frac{\pi d^3}{6}$

$$A_C = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$\frac{V}{A_C} = \frac{2}{3} d$$

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} \frac{(\rho_s - \rho)}{\rho} d} \quad \text{--- (1)}$$

Si S_s = Gravedad específica de la partícula = $\frac{\rho_s}{\rho}$

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} (S_s - 1) d} \quad \text{--- (A)}$$

3. Ley de Stokes

Si en la expresión (1) se reemplaza C_D por su valor $\frac{24}{R}$, que sólo se verifica para valores de $R < 0.5$, entonces

$$v_s = \sqrt{\frac{4gR(\rho_s - \rho)}{(3)(24)\rho}} d$$

Como $R = \frac{v_s d \rho}{\mu}$

$$v_s = \sqrt{\frac{4g}{(24)(3)} \frac{v_s d \rho}{\mu} \left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho}\right) d} = \sqrt{\frac{1}{18} g \frac{v_s d^2}{\mu} (\rho_s - \rho)}$$

$$v_s^{1/2} = \sqrt{\frac{1}{18} g \frac{d^2}{\mu} (\rho_s - \rho)}$$

Como $\mu = \nu \rho$; en donde ν es la viscosidad cinemática

$$v_s = \frac{1}{18} g d^2 \frac{\rho_s - \rho}{\nu \rho}$$

Si S_s es la gravedad específica de la partícula, y $S_s = \frac{\rho_s}{\rho}$

$$v_s = \frac{1}{18} g d^2 \frac{(S_s - 1)}{\nu}$$

Ley de Stokes

Importante. Cierta sólo para valores de $R < 0.5$.

Si en la ecuación (A) se pone el valor de $C_D = 0.4$ que corresponde a un ámbito de R :

$$10^3 < R < 10^4, \quad (\text{flujo turbulento})$$

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{0.4} (S_s - 1) d}$$

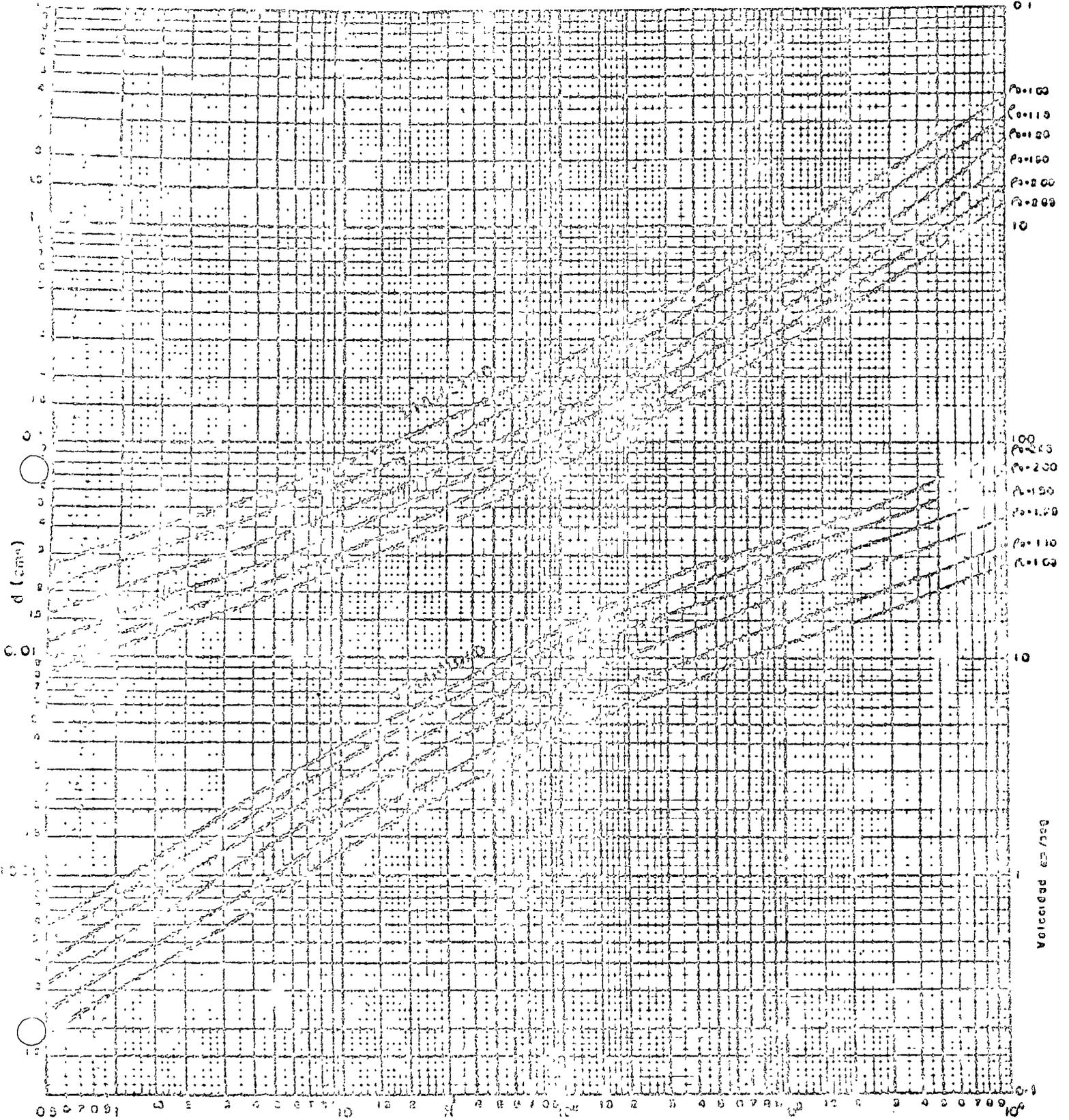
$$v_s = \sqrt{3.3 g (S_s - 1) d} \quad \text{Newton}$$

GRAFICA 10/2 PARA DETERMINAR EL DIAMETRO Y VELOCIDAD DE SEDIMENTACION DE LAS PARTICULAS ESFERICAS

TEMPERATURA DEL AGUA 20.5° C

$g = 260 \text{ cm/sec}^2$

$\mu = 0.01 \text{ cm}^2/\text{seg}$



A la vista de las dos fórmulas, se vé que hay un ámbito de R para el cual ninguna de las dos fórmulas es válida. En los casos de desarenación que se presentan en el tratamiento de aguas residuales, con el objeto de proteger los equipos de bombeo, es necesario eliminar partículas de arena de 0.2 mm de diámetro y mayores. La dificultad está en que ~~XXXX~~ en esas circunstancias, los valores de R caen precisamente en el ámbito para el cual no son válidas esas fórmulas, y es difícil, para ese ámbito, establecer fórmulas como las deducidas.

A pesar de ello, se han elaborado fórmulas que con bastante aproximación llenan, por partes, ese ámbito, tales como las de Allen y las "modificadas de Allen", que aparecen en el Journal AWWA de abril de 1956, pp. 437 a 448 en un estudio comparativo de P. H. McGauhey.

La otra forma de abordar el problema consiste en el uso de gráficas como las que aparecen en "Water and Waste Water Engineering", Vol. 2; Fair, Geyer, Okun, o como la que a continuación se adjunta con un ejemplo.

Ejemplo:

Encontrar la velocidad de asentamiento, en agua cuya temperatura es 20°C, de partículas esféricas de 0.2 mm de diámetro y cuya $S_s = 2.65$. Haciendo uso de la gráfica:

$$v_s = 2.75 \text{ cm/seg}$$

Si se calcula el valor de R.

$$R = \frac{vL}{\nu} = \frac{2.75 \times 0.02}{1.01 \times 10^{-2}} = 5.5$$

Se nota que efectivamente, el valor de R se sale del ámbito de valores para el cual las dos fórmulas (Stokes y Newton) son válidas.

$$\frac{Q}{A} = \frac{h}{V_s}$$

Si A es el área horizontal del depósito,

$$\frac{A}{Q} = \frac{1}{V_s} \text{ y } v_s = \frac{Q}{A} = C_s \text{ en donde } C_s = \text{carga superficial.}$$

Como en esta última expresión no interviene la profundidad, se concluye que la sedimentación de partículas separadas no depende de la profundidad del depósito. Lo que se necesita es sólo el requisito de área horizontal, lo cual equivale a decir que el $t_p = t_s$.

Proyecto de un desarenador

Gastos en lt/seg	Presente	Futuro
Mín.	75	100
Medio	147	221
Máx.	294	442

Limpieza manual

Número de unidades (canales). Se proyectarán 3 unidades en total, cada una para un gasto de 147 l/s o sea para el gasto medio presente.

Trabajando 2 unidades en el presente, quedarán cubiertas las variaciones horarias presentes.

Trabajando las 3, quedarán cubiertas las necesidades futuras y sus variaciones.

Velocidad horizontal = 0.30 m/s para que no se sedimente materia orgánica.

Con el fin de proteger el equipo mecánico (bombas) se eliminarán partículas de 0.2 mm y mayores cuya velocidad de asentamiento es de 0.023 m/s para aguas residuales a 20°C.

Por tanto, la carga superficial es de 0.023 m³/s/m² de área horizontal.

Área horizontal de la zona de sedimentación

3.2 Sedimentación Retardada de Partículas Discretas

Cuando el número de partículas por unidad de volumen, que se sedimenta, es grande, la velocidad de asentamiento se retarda en forma semejante a la retardación que sufre una sola partícula que se sedimenta en un tubo de diámetro pequeño. A este efecto se le conoce como efecto de pared, el cual es despreciable para altos valores de R.

En el tubo de diámetro pequeño, el efecto comienza a ser apreciable, cuando el tamaño de la partícula es mayor de 0.01 del diámetro del depósito.

Cuando la concentración, por volumen, de los sólidos suspendidos, es de 0.25% y en ausencia de floculación, la reducción en la velocidad de sedimentación es del 1%.

La concentración del 0.25% de sólidos suspendidos por volumen corresponde aproximadamente a 2 600 mg/l de sólidos suspendidos en peso.

De esto resulta, que en el tratamiento de aguas negras y aguas de lluvia, la sedimentación de detritus es prácticamente sin retardo.

3.3 Sedimentación de partículas separadas

Flujo continuo

$$t_r = \frac{V}{Q}$$

En un depósito rectangular, alargado, el t_r , o tiempo de retención, es el tiempo - que tarda una partícula, en ir de un extremo al otro del depósito.

t_s = tiempo de sedimentación

H = profundidad del depósito

v_s = velocidad de sedimentación

XX

$$t_s = \frac{H}{v_s}$$

Si se hace que $t_r = t_s$, la partícula alcanza el fondo del depósito antes de salir de él.

$$A = \frac{0.147 \text{ m}^3/\text{s}}{0.023 \text{ m/s}} = 6.40 \text{ m}^2$$

Suponiendo un ancho de 0.70 m

$$\text{Long. de desarebador} = \frac{6.40}{0.70} = 9.15 \text{ m}$$

De acuerdo con lo visto en teoría, el tirante puede ser cualquiera en lo que se refiere a la arena.

Pero para que no se sedimente materia orgánica, la velocidad horizontal se ha fijado en 0.30 m/seg.

Admitiremos una velocidad horizontal de 0.35 m/seg cuando el espacio para arena, esté lleno; y una velocidad horizontal de 0.30 m/s, cuando el espacio destinado a la arena, esté vacío:

$$\text{Area transversal, cuando con arena} = \frac{0.147}{0.35 \text{ m/seg}} = 0.42 \text{ m}^2$$

$$\text{Tirante} = \frac{0.42 \text{ m}^2}{0.70} = 0.60 \text{ m}$$

$$\text{Area transversal, sin arena} = \frac{0.147}{0.30} = 0.49 \text{ m}^2$$

$$\text{Tirante} = \frac{0.49 \text{ m}^2}{0.70 \text{ m}} = 0.695 \approx 0.70 \text{ m}$$

Se proyecta un vertedor proporcional para mantener la velocidad horizontal requerida, cualesquiera que sea el gasto que varía desde 75 hasta 147 l/s.

Se usarán las fórmulas

$$x = b \left(1 - \frac{2}{\pi} \arctan \sqrt{\frac{a}{x}} \right)$$

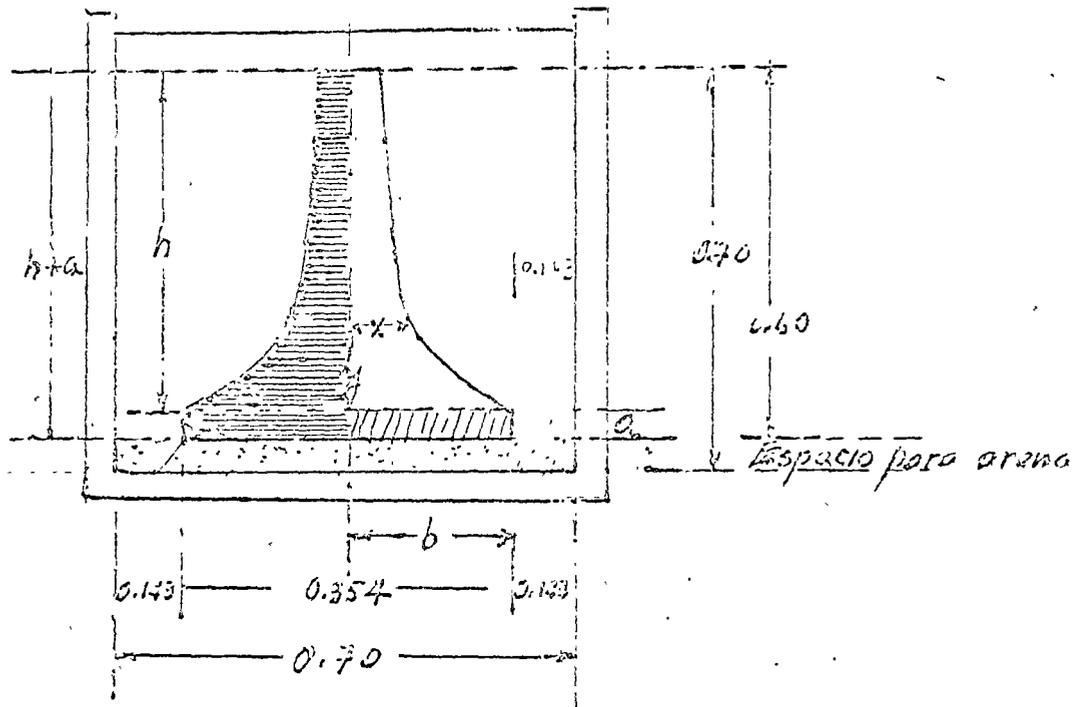
$$q = b \sqrt{2ga} \left(h + \frac{2}{3}a \right)$$

$$q_1 = \frac{2}{3} b \sqrt{2g} \left[(h+a)^{3/2} - h^{3/2} \right]$$

Ver significado de las literales en el diagrama

q = gasto del área sombreado densamente

q_1 = gasto del área con sombra clara. (tirante $<$ a)



Se procura que $a \geq 2.5$ cms para que no se obstruya.

$$h + a = 0.60 \text{ m}$$

$$n = 0.575$$

$$h + \frac{2}{3} a = 0.5917$$

$$\text{Gasto} = 0.147 \text{ m}^3/\text{seg}; \quad q = 0.0735 \text{ m}^3/\text{seg}$$

$$q = 0.0735 = b \sqrt{19.6 \times 0.025} \times 0.5917$$

$$b = 0.177$$

$$2c = 0.354$$

Para trazar la curva del vertedor, se pueden suponer valores de "y" y se calculan las correspondientes de X.

PARAMETROS DE POLUCION DEL AGUA: DBO, DQO.

CARACTERIZACION DE LAS AGUAS RESIDUALES: FRACCION ORGANICA

El creciente interés en el aprovechamiento múltiple de las aguas ha ocasionado la definición de un número de parámetros de significado especial en las aguas residuales municipales e industriales. Entre estos destacan los encaminados a definir la fracción orgánica de estas aguas residuales: la demanda bioquímica de oxígeno y la demanda química de oxígeno.

Determinación del contenido orgánico de las aguas residuales

El contenido orgánico de una agua residual puede estimarse por medio de tres pruebas; sin embargo, la interpretación de los resultados requiere experiencia y buen juicio. La prueba de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), nos proporciona información sobre la materia orgánica biodegradable principalmente. La prueba de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) medirá el carbón orgánico total, con excepción de ciertos aromáticos como el benceno, que no se oxidan completamente en la reacción. Además, como es una reacción de oxidación-reducción, otras sustancias reducidas, como sulfuros, hierro ferroso y sulfitos, también se oxidarán y se incluirán en el resultado de la prueba de DQO.

La prueba del Carbón Orgánico Total (COT) mide todo el carbono presente como CO_2 , y por lo tanto debe

removerse de la muestra todo el carbón inorgánico (CO₂, HCO₃, etc.) antes del análisis de la muestra; o si no, hacer las correcciones pertinentes en el cálculo final.

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO

Definición. Cantidad de oxígeno requerida para estabilizar la materia orgánica biodegradable en una muestra de aguas residuales, por una población heterogénea de microorganismos, en condiciones aerobias. La prueba estándar implica la siembra con aguas residuales domésticas, agua de río, o agua de la descarga industrial y la incubación a 20°C. Ver Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater (1).

Reacción en la botella de DBO

La reacción ocurre en dos etapas distintivas, según se ilustra en la Fig. 1. Inicialmente los microorganismos sembrados utilizan la materia orgánica para obtener energía y para su crecimiento. El resultado es la utilización de oxígeno y el crecimiento de nuevos microorganismos.

Cuando se ha removido la materia orgánica inicialmente presente en las aguas residuales, los organismos (bacterias) continúan utilizando oxígeno para la autooxidación de su propia masa celular.

Al completarse la oxidación de la masa celular, solo queda un residuo celular no biodegradable, y la reacción es completa. Esto se define como la demanda bioquímica de oxígeno última (DBO_u).

El procedimiento para llevar a cabo la prueba de DBO se describe en "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (1). El período de incubación para la prueba estándar es de 5 días y los resultados usualmente se indican como DBO_5 .

La remoción y oxidación de la materia orgánica presente en las aguas residuales se completa esencialmente en un período de 18 a 36 horas (fase 1, Eckenfelder, 1968). La oxidación total de toda la masa celular o la DBO_u tomará más de 20 días, según la naturaleza de las aguas residuales (fase 2). La tasa de reacción en la fase de asimilación (fase 1) es de 10 a 20 veces la tasa de respiración endógena, Fig. 1.

Formulación de la curva de DBO

La tasa de oxidación de muchas sustancias químicas inestables puede estimarse a partir de una reacción de primer orden. Una reacción de primer orden es aquella que está caracterizada por una tasa

o velocidad directamente proporcional a la concentración de la sustancia que reacciona. En el caso de aguas residuales municipales e industriales parece ser que una reacción de primer orden define razonablemente bien la oxidación de la materia orgánica de la primera etapa. La ecuación puede expresarse como sigue:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad \text{Ec. 1}$$

donde,

L = concentración de la sustancia que reacciona (materia orgánica)

K_1 = constante de reacción

De la integración de la Ec. 1, se obtiene:

$$\ln \frac{L_t}{L_0} = -K_1 t \quad ; \quad \log_{10} \frac{L_t}{L_0} = -k_1 t \quad \text{Ec. 2}$$

donde,

L_0 = concentración inicial de materia orgánica o demanda última de oxígeno.

L_t = concentración de materia orgánica después de un tiempo t .

k_1 = coeficiente (tasa) de reacción en base e.

k_2 = coeficiente (tasa) de reacción en base 10.

Las ecuaciones anteriores se refieren a la materia orgánica medida en terminos del oxígeno remanente al final de un período de tiempo. La materia orgánica oxidada, o el oxígeno utilizado es:

$$y = L_0 - L_t \quad \text{Ec. 3}$$

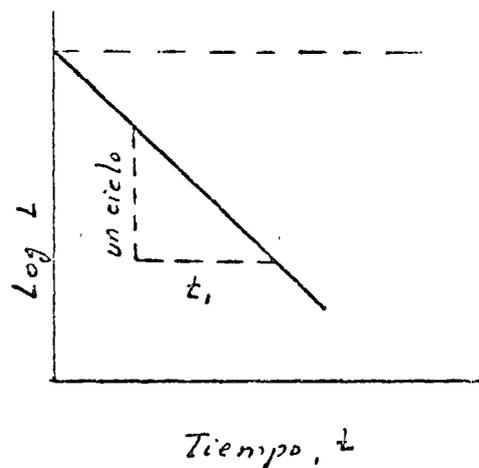
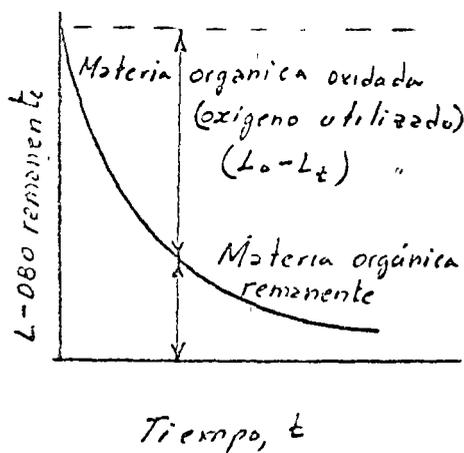
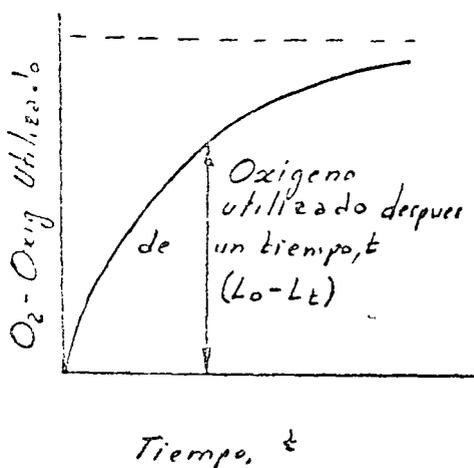
Sustituyendo la Ec. 3 en la Ec. 2 y haciendo los arreglos necesarios resulta.

$$\underline{y = L_0 (1 - 10^{-k_2 t})} \quad \text{Ec. 4}$$

donde,

y = DBO ejercida en el tiempo, t .

Estas ecuaciones pueden representarse gráficamente:



Como la DBO es en realidad la suma de dos tasas diferentes (síntesis y respiración endógena) la ecuación monomolecular es solo una aproximación.

Debido a que tanto k , como L_0 son desconocidos, es necesario emplear el cálculo indirecto. Se han desarrollado varios procedimientos para estos cálculos, tres de ellos se presentan en forma resumida a continuación:

1. Método de los momentos (Moore y colaboradores): partiendo de una curva continua a través de los datos experimentales del laboratorio (prueba de DBO), se tabulan t , y , y ty para una cierta secuencia de días (por ejemplo 1, 2 y 3 días). De las gráficas expresamente preparadas Figs 2, 3, 4 que se anexan se obtiene k a partir de la relación $\Sigma y / \Sigma ty$, y L_0 partiendo de $\Sigma y / L_0$.

En este método, los datos se ajustan a una curva de primer orden que tiene sus dos primeros momentos Σy y Σty iguales a los de los puntos experimentales.

2. Método de las diferencias logarítmicas ("log-difference").

La ecuación de la DBO se expresa como:

$$y = L_0 (1 - 10^{-k_1 t})$$

Diferenciando la ecuación anterior

$$\frac{dy}{dt} = r = L_0 k e^{-k_1 t}$$

donde,

r = tasa de consumo de oxígeno con el tiempo

Esta ecuación es una gráfica semilogarítmica de la forma

$$\ln r = \ln L_0 k_1 - k_1 t$$

Partiendo de los valores corregidos de y , se calculan y tabulan las diferencias para días consecutivos. Las diferencias se tabulan contra el tiempo en papel semilogarítmico. De la gráfica se calculan k_1 y L_0 .

3. Método gráfico (Thomas). Se hace una gráfica de $(\frac{1}{2}y)^{1/3}$ como ordenadas contra t , como abscisa. De esta gráfica,

$$k_1 = 2.61 \frac{b}{a} \quad , \quad L_0 = \frac{1}{2.3} k_1 a^3$$

donde b , es la pendiente de la línea y a , la intersección con el eje de las ordenadas. Fig. 5

Ejemplo. Evaluación de k_1 por el método de las diferencias

a. Grafique y vs. t en papel de coordenadas cartesianas. Dibújese una curva de mejor aproximación a través de los puntos observados, para indicar la forma de la desoxigenación.

b. Grafíquese la diferencia diaria, corregida si es necesario,

en papel semilogaritmico poniendo el tiempo en la escala lineal y las diferencias diarias en la escala logaritmica

c. De la Figura 6, el valor correspondiente a la interseccion con el eje de las ordenadas es igual a $L_0 k$. El numero que representa a $L_0 k$ para $t=0$ es igual a 8.3

$$k_{10} = \frac{\log(8.3/1.3)}{7} = 0.115$$

La intersección = $L_0 k$

$$8.3 = 2.3 \times 0.115 \times L_0$$

$$L_0 = 31 \text{ mg/l}$$

<u>t</u>	<u>y</u>	<u>Diferencias diarias</u>
0	0	—
1	7.3	7.3
2	12.8	5.5
3	16	3.3
4	20.1	4.3
5	22.5	2.4
6	23.8	1.3
7	25.3	1.5

Factores que afectan la DBO

- **Temperatura.** La constante de rapidez de reacción de la DBO, k_1 , es afectada directamente por la temperatura. La relación, derivada de la ley de Van't Hoff, es como sigue:

$$k_t = k_{20} \theta^{(T-20)}$$

$$\theta = 1.047 \text{ (Phelps) inexacta a bajas temperaturas}$$

$$= 1.056 \text{ (20-30°C) Schroepfer}$$

$$= 1.135 \text{ (4-20°C)}$$

- **Siembra.** Los microorganismos aclimatados aguas abajo de las descargas industriales proporcionan una buena fuente de siembra para la prueba de DBO. La siembra tomada de las aguas receptoras proporciona los mayores valores de DBO.

Para aguas residuales municipales y derechos similares pueden utilizarse las aguas residuales municipales almacenadas 24 hrs. a 20°C.

○ En ocasiones se necesita desarrollar artificialmente un cultivo microbiano que oxide el derecho industrial. Esto se logra con aguas residuales domésticas sedimentadas que contengan una gran variedad de microorganismos. A estas se les agrega una pequeña cantidad del efluente industrial. La cantidad de

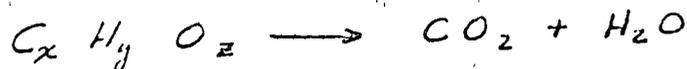
derecho agregadas se incrementa hasta que se desarrolla un cultivo adaptado al derecho. La mezcla de aguas residuales domesticas e industriales se aerea burbujeando aire continuamente en el liquido. El incremento notable de la turbiedad de la mezcla bajo aeración indica, en general, un cultivo aclimatado.

En la Figura 7, se indica el efecto de la aclimatación.

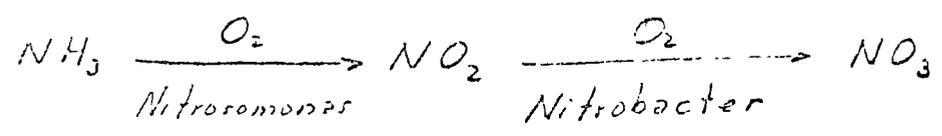
La cantidad de siembra que se requiere para producir una tasa normal de oxidación debe determinarse experimentalmente. En la Figura 8, se muestra el efecto de la concentración de siembra en la DBO.

Toxicidad Varios compuestos quimicos son tóxicos para los microorganismos. En concentraciones altas estas sustancias pueden matar a los microorganismos, y en concentraciones subletales se reduce su actividad. En la Figura 9, se ilustra el efecto de los metales pesados en la DBO.

Nitrificación. El proceso de oxidación descrito por la ecuación de la DBO: $y = L_0(1 - 10^{-k_1 t})$ representa la oxidación de la materia carbonosa:



La oxidación de la materia nitrogenada se puede indicar como



La constante de reacción generalmente es menor que en el caso de la materia carbonosa. Normalmente, la nitrificación no comenzará hasta que la demanda carbonosa haya sido satisfecha parcialmente, proporcionando una curva similar a la de la Figura 10.

La ecuación puede describirse:

$$Y = L_0 (1 - 10^{-k_1 t}) + L_N (1 - 10^{-k_2 t})$$

donde,

L_0 = demanda carbonosa última

L_N = demanda nitrogenada última

k_1 = constante de reacción para la demanda carbonosa

k_2 = constante de rapidez para la demanda nitrogenada

La nitrificación representa una demanda de los recursos de oxígeno de las aguas receptoras, por lo tanto debe incluirse como parte de la demanda total del desecho.

La nitrificación se puede eliminar por medio de una pasteurización con resembra o agregando azul de metileno o licurea.

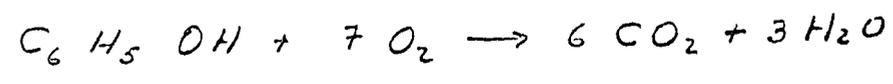
DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO

- La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida del equivalente de oxígeno de la fracción orgánica en la muestra que puede ser oxidada con permanganato o dicromato en solución acida.

El procedimiento para determinar la demanda química de oxígeno se describe en (1); utiliza dicromato de potasio con refugio. Se agrega sulfato de plata como catalizador, y cuando hay cloruros se puede agregar Hg_2SO_4 para formar un complejo con los cloruros.

No todos los compuestos orgánicos son químicamente oxidables por el procedimiento del dicromato, como por ejemplo el benceno, el tolueno y la piridina.

La demanda química de oxígeno teórica de compuestos orgánicos puede calcularse si se conoce la reacción. La oxidación de 1000 mg de fenol resulta en:

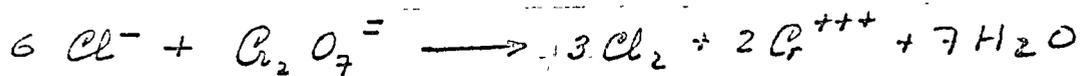


$$DQO_{teórica} = \frac{(1000)(224)}{94} = 2833 \text{ mg}$$

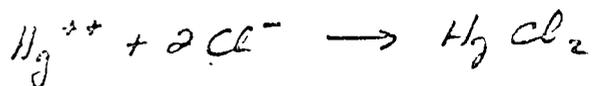
En general, se podría esperar que la DBO_{50} de las aguas residuales fuese aproximadamente igual a la DBO. Esto no ocurre, especialmente cuando se trata de aguas residuales industriales. Lo anterior se debe:

1. Muchos compuestos que se oxidan con el dicromato no son biológicamente oxidables.
2. Ciertas sustancias inorgánicas, tales como los sulfuros, sulfitos, tiosulfatos, nitritos y el hierro ferroso, usan demanda química de oxígeno.
3. Los resultados de la DBO pueden ser afectados por falta de siembra aclimatada, produciendo resultados bajos.
4. Los cloruros interfieren con el análisis de la DBO.

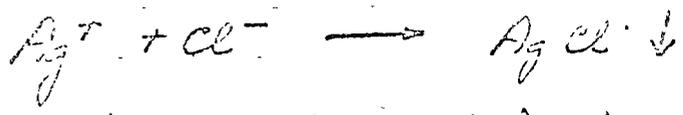
Al oxidarse los cloruros por el dicromato, se producen resultados elevados:



Esta interferencia puede eliminarse agregando HgSO_4 a la mezcla:



Si no se tiene suficiente cantidad de HgSO_4 , el exceso de Cl^- precipitará el catalizador de plata



Como la presencia del catalizador es esencial para la oxidación de ácidos y alcoholes de cadena abierta, pueden esperarse resultados muy bajos.

Hay varios métodos para determinar la DQO. La oxidación con dicromato produce los mejores resultados. El método se describe en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1971).

El método utiliza dicromato de potasio como oxidante. Se utiliza un catalizador de plata y se agrega $HgSO_4$ para formar un complejo con los cloruros. La mezcla y el oxidante se digieren en una solución de ácido sulfúrico utilizando un tiempo de reflujo de aproximadamente 2 horas.

CARBONO ORGANICO TOTAL

Durante mucho tiempo el método empleado para determinar el nivel contaminante de una corriente de aguas residuales ha sido el de la determinación del Carbono Organico Total (COT). Hay varios métodos para determinar el contenido de carbono orgánico en una muestra acuosa. Estas pruebas implican la oxidación de la materia orgánica a dióxido de carbono y agua, y la medición por medio de una titulación del gas generado y atrapado en una solución cáustica estándar.

Recientemente se ha desarrollado el analizador de carbono, que utiliza el concepto de la combustión de toda la materia orgánica a dióxido de carbono y agua en un tubo de combustión catalítica. El dióxido de carbono y el vapor generados en el tubo de combustión se transportan, por medio de una corriente de gas, a través de un condensador que remueve el vapor, y el CO_2 pasa por un analizador infrarojo sensibilizado para detectar dióxido de carbono. Como la cantidad de dióxido de carbono es proporcional a la concentración inicial en la muestra, la respuesta puede compararse a una curva de calibración para determinar el carbono orgánico total.

El carbono inorgánico debe removerse acidulando antes de proceder al análisis. En la Fig. 11 se muestra el diagrama de un analizador de carbono. Se inyecta una micromuestra en el tubo de combustión catalítica,

el cual se mantiene a una temperatura de 900 a 1000 °C. La muestra se vaporiza y el material carbonoso se oxida completamente en presencia de un catalizador de cobalto y de oxígeno puro, que es el gas que transporta la muestra. Los pasos subsiguientes son los que se explicaron anteriormente.

El carbono orgánico determinado por este método está libre de las muchas variables que afectan tanto a la prueba de DQO como a la de DBO.

RELACIONES ENTRE DBO, DQO.

Cuando se trata de programas de investigación y de control rutinario, la DBO no es una prueba muy útil debido al tiempo que toma su determinación. Es importante por lo tanto desarrollar correlaciones entre DBO, DQO.

Consideremos una sustancia completamente biodegradable como la glucosa. La DBO_{20} medirá aproximadamente el 90 por ciento de la demanda teórica de oxígeno. La DQO medirá la demanda teórica de oxígeno. Por lo tanto, para este sustrato tendremos:

$$DQO = \frac{DBO_{20}}{0.9}$$

Bibliografía

1. D.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., "Standard Methods for the Analysis of Waters and Wastewaters (1966)
2. Eckenfelder, W.W., Notas de clase, Curso 385K Biological Waste Treatment. Environmental Health Engineering. The University of Texas, 1968
3. Thomas, H.A., "Graphical Determination of BOD Curve Constants" Water and Sewage Works, Vol. 97, p.123 (1950)
4. Moore, E.W. y colaboradores, "Simplified Method for Analysis of BOD data," Sewage and Industrial Wastes, Vol. 22, 1343 (1950)

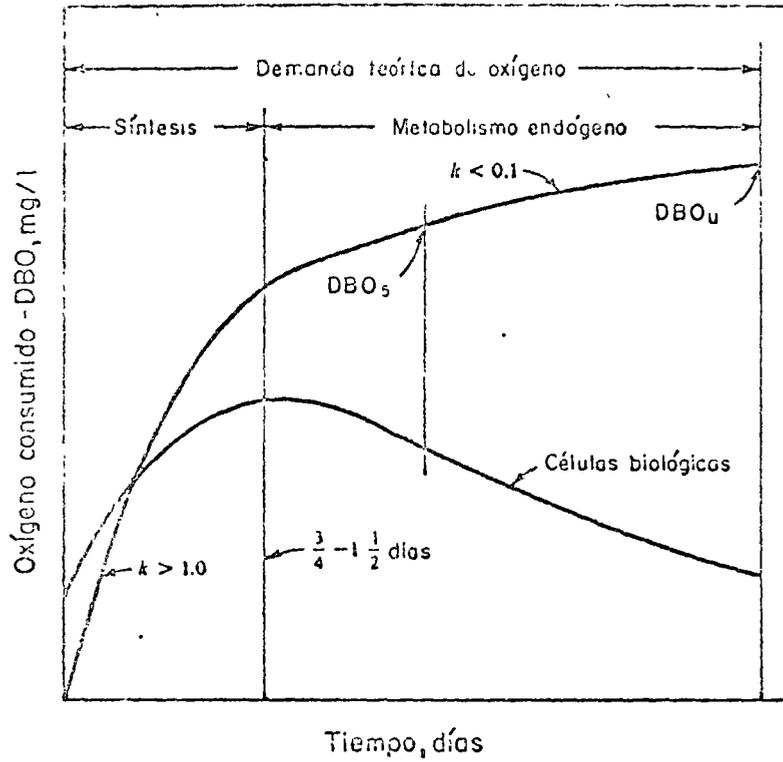
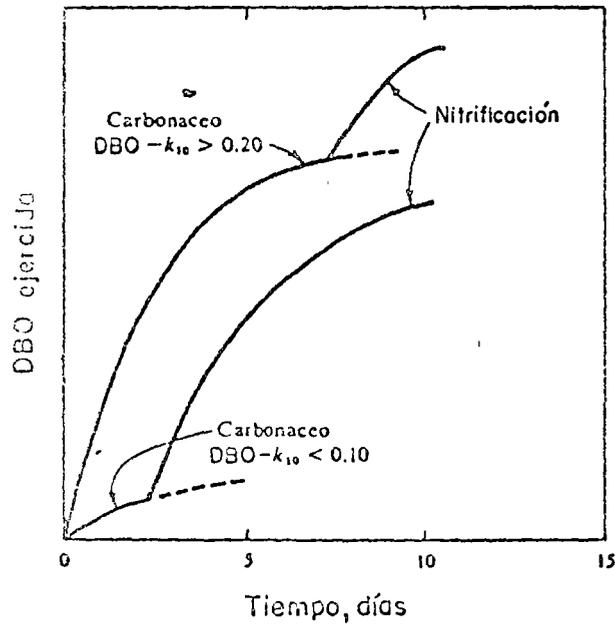


Fig. 1 Reacciones que ocurren en la botella de DBO



Comparación de curvas de DBO para aguas residuales crudas y tratadas

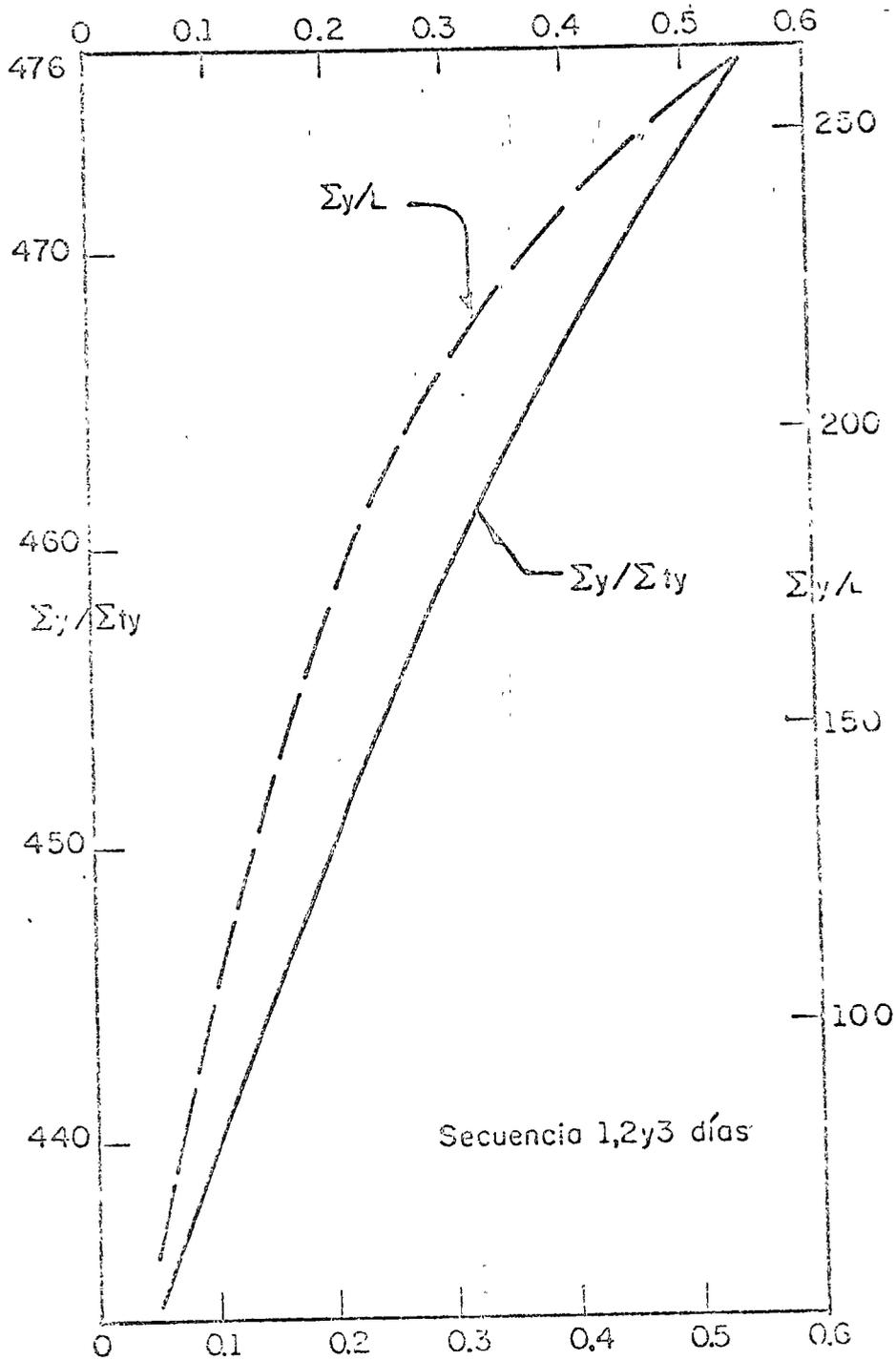


Fig. 2 Constante de velocidad de reacción, k

$\Sigma y / L$ y $\Sigma y / \Sigma(ty)$ para varios valores de k en 3 días consecutivos

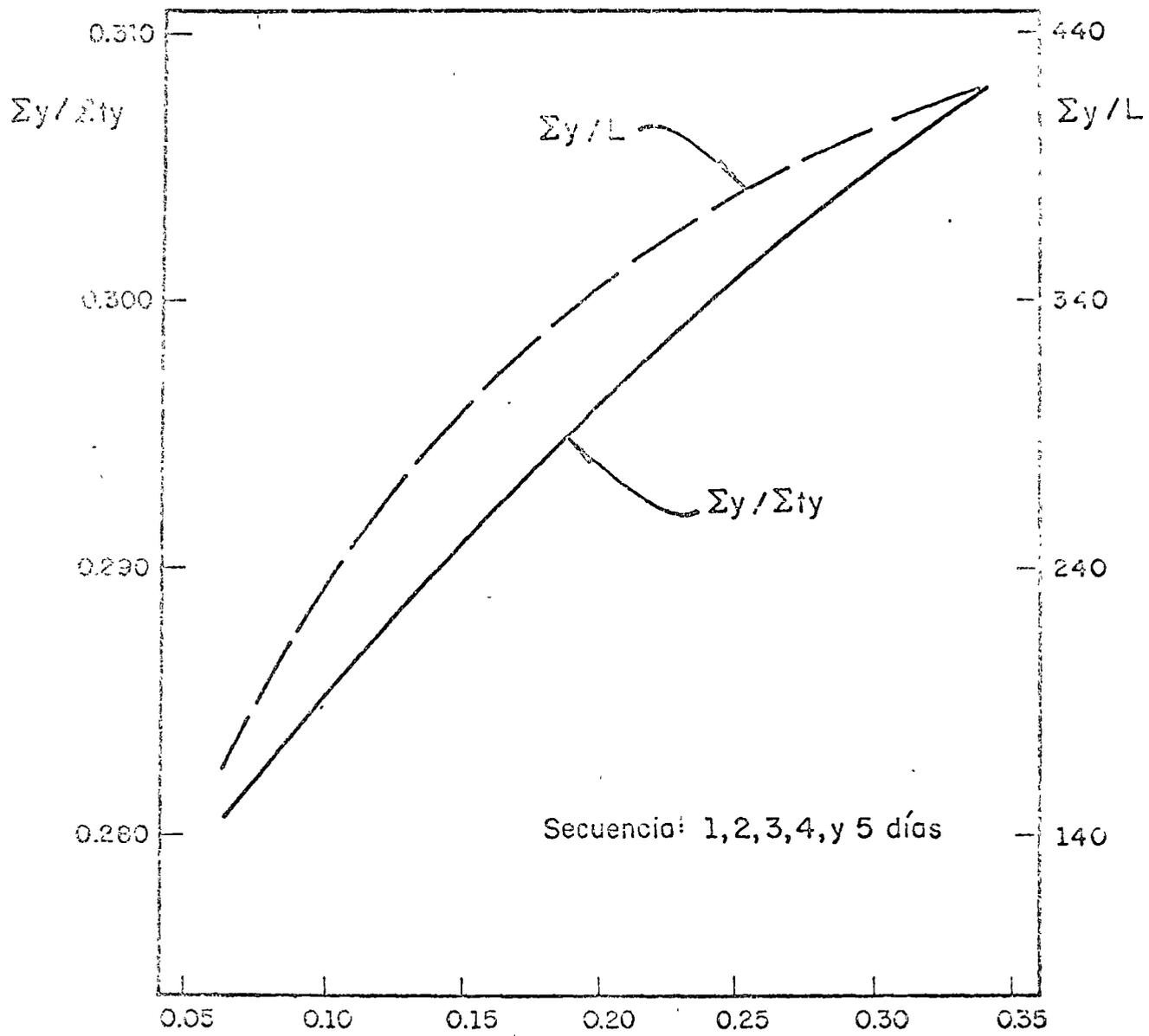


Fig. 3 Constante de velocidad de reacción, k

$\Sigma y / L$ y $\Sigma y / \Sigma t y$ para varios valores de k en 5 días consecutivos

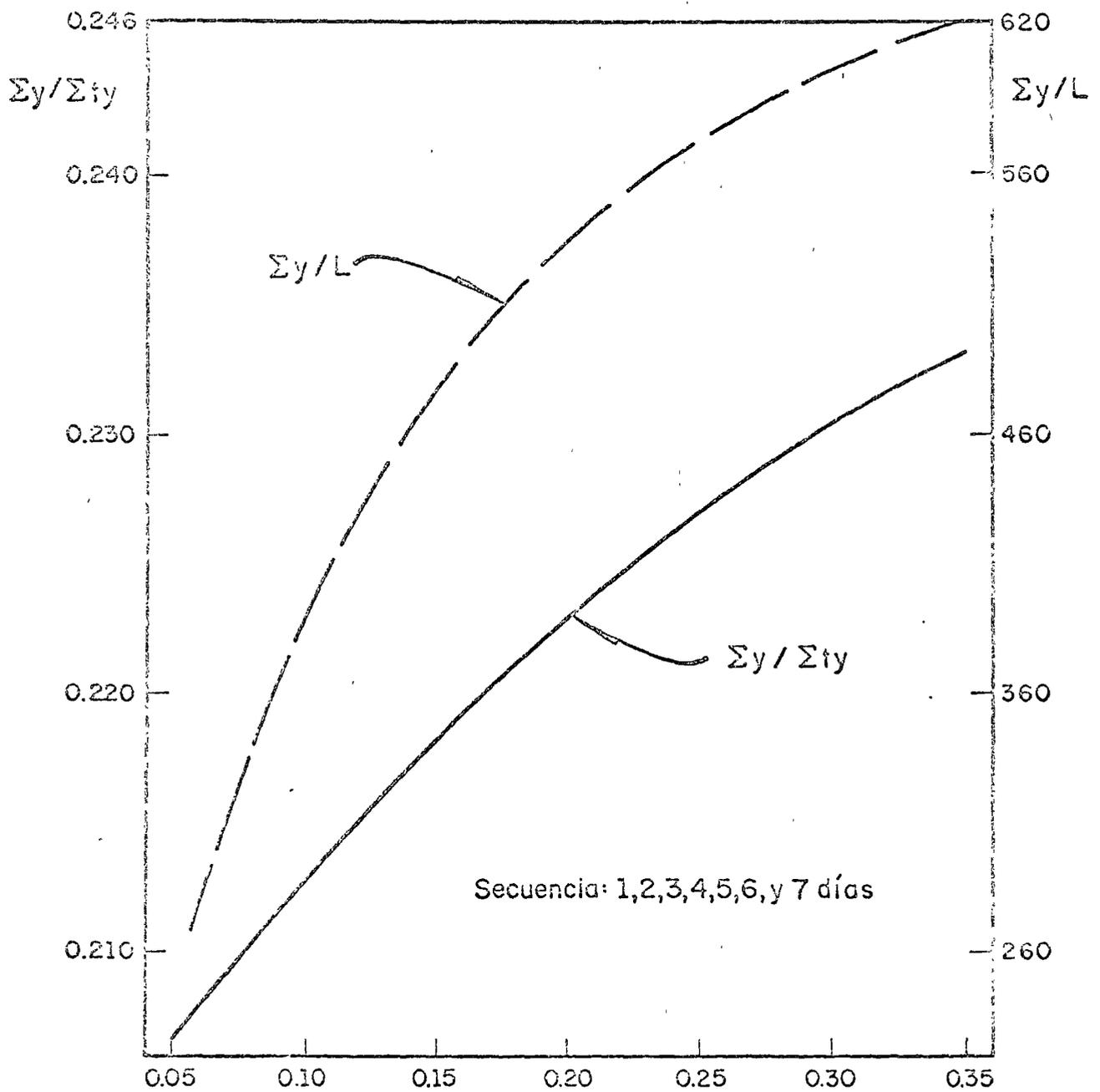


Fig. 4 Constante de velocidad de reacción, k

$\Sigma y / L$ y $\Sigma y / \Sigma t y$ para varios valores de k en 7 días consecutivos

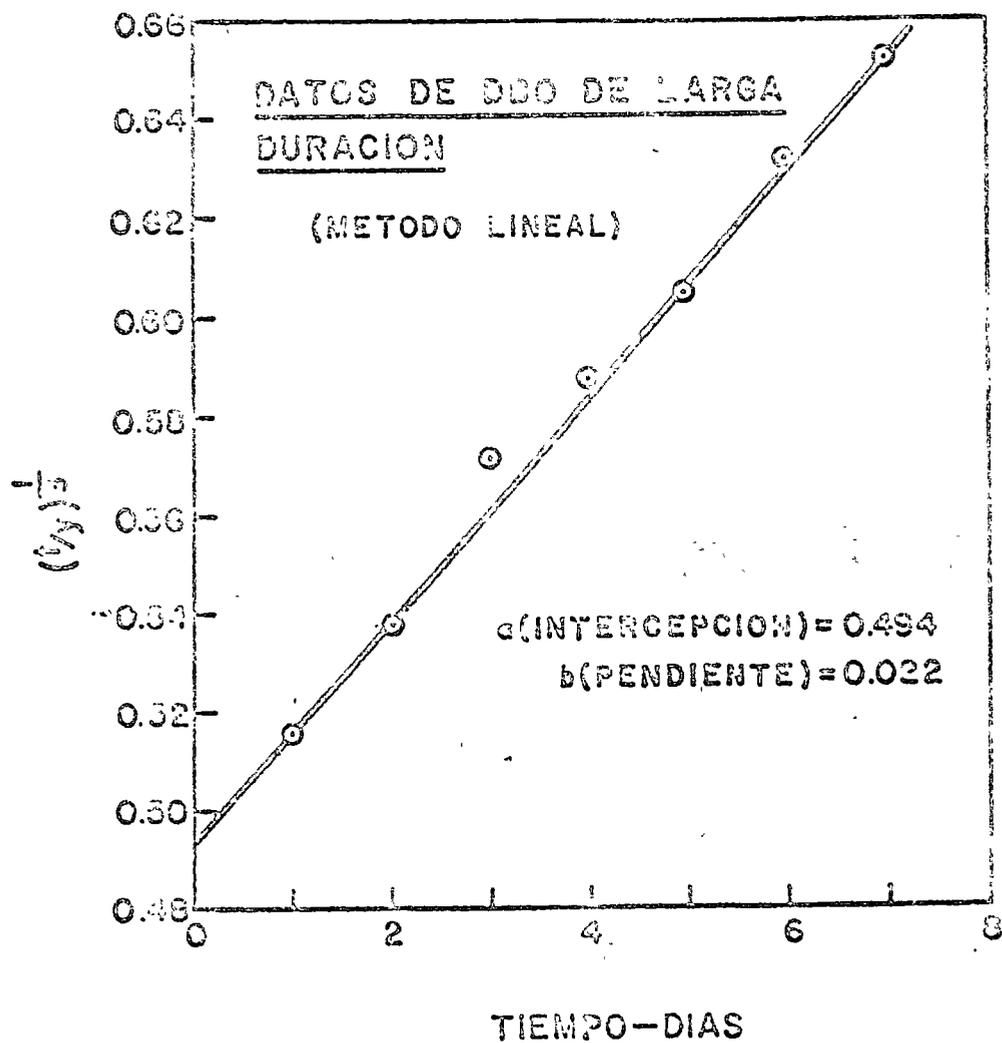


Fig 5 Cálculo de k y L_0 por el método gráfico

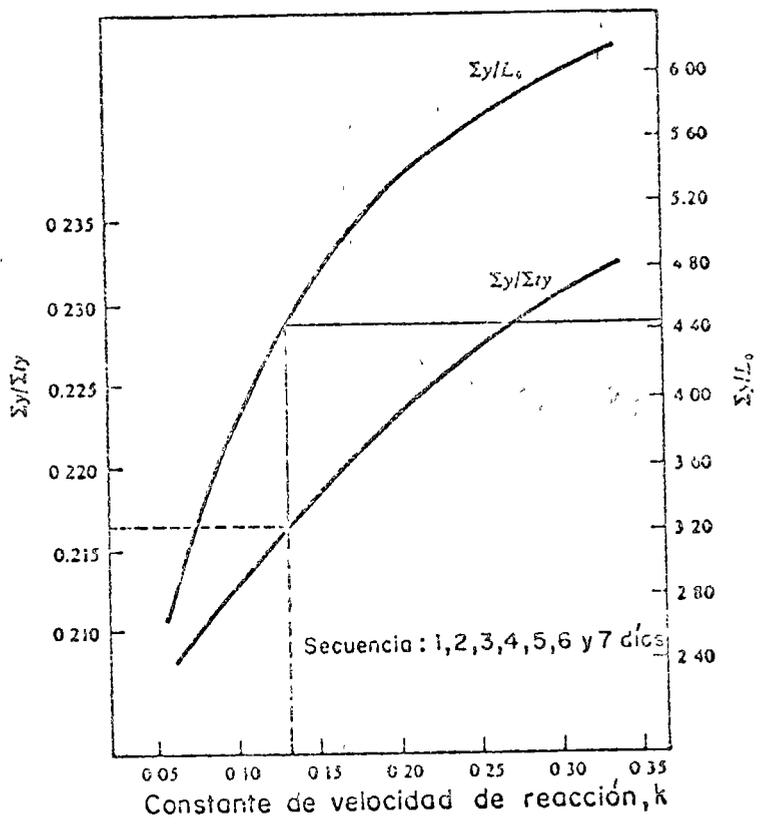


Fig. 4 bis. Cálculo de las constantes de la DBO por el método de los momentos

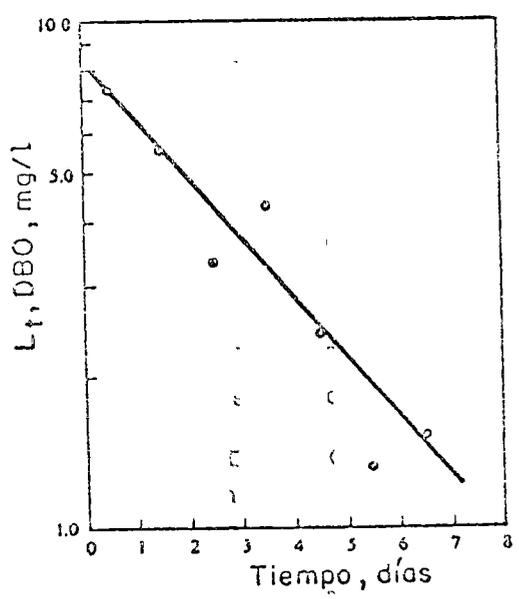


Fig. 6 Cálculo de k y L₀ por el método de las diferencias

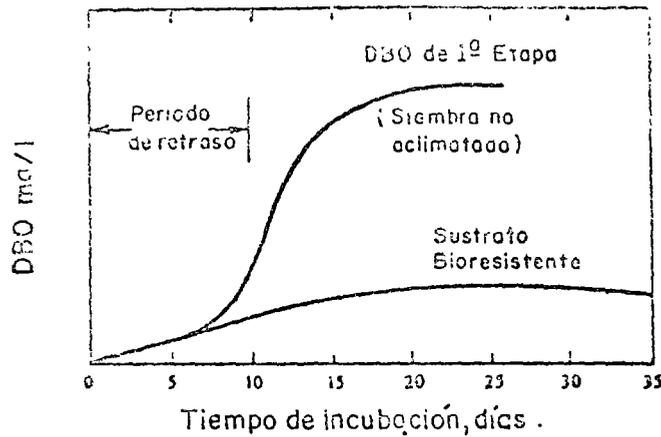


Fig. 7, Efecto de la aclimatación en la DBO

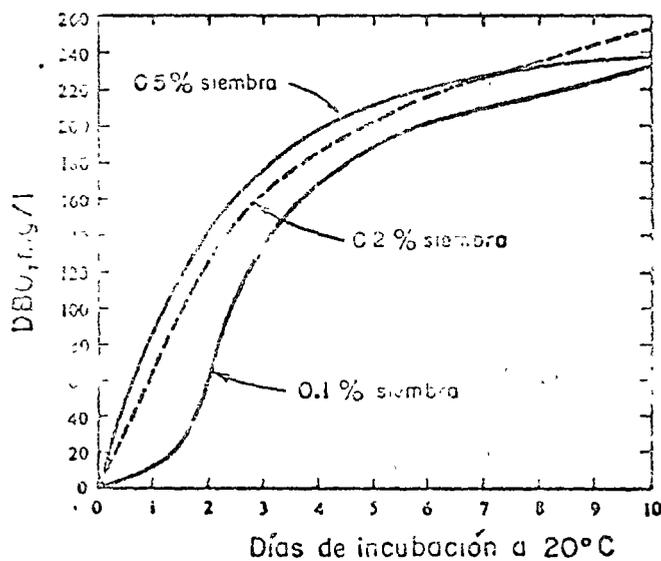


Fig. 8 Efecto de la concentración de la siembra en la DBO

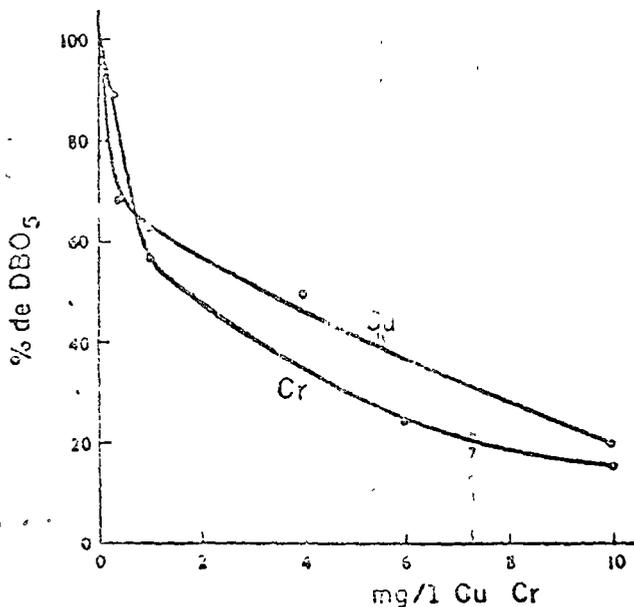


Fig. 9 Efecto de la concentración de iones metálicos en la DBO

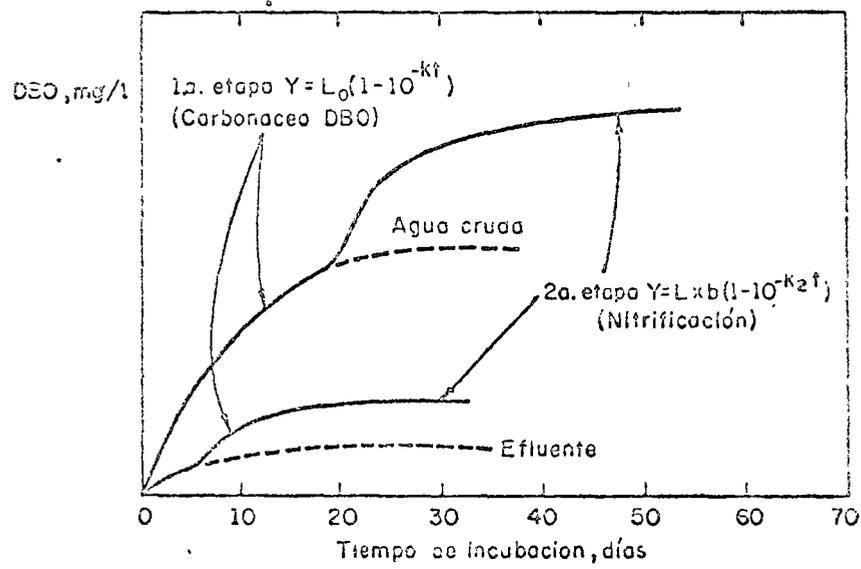


Fig. 10 Primera y segunda etapas de la DBO en aguas residuales, crudas y tratadas

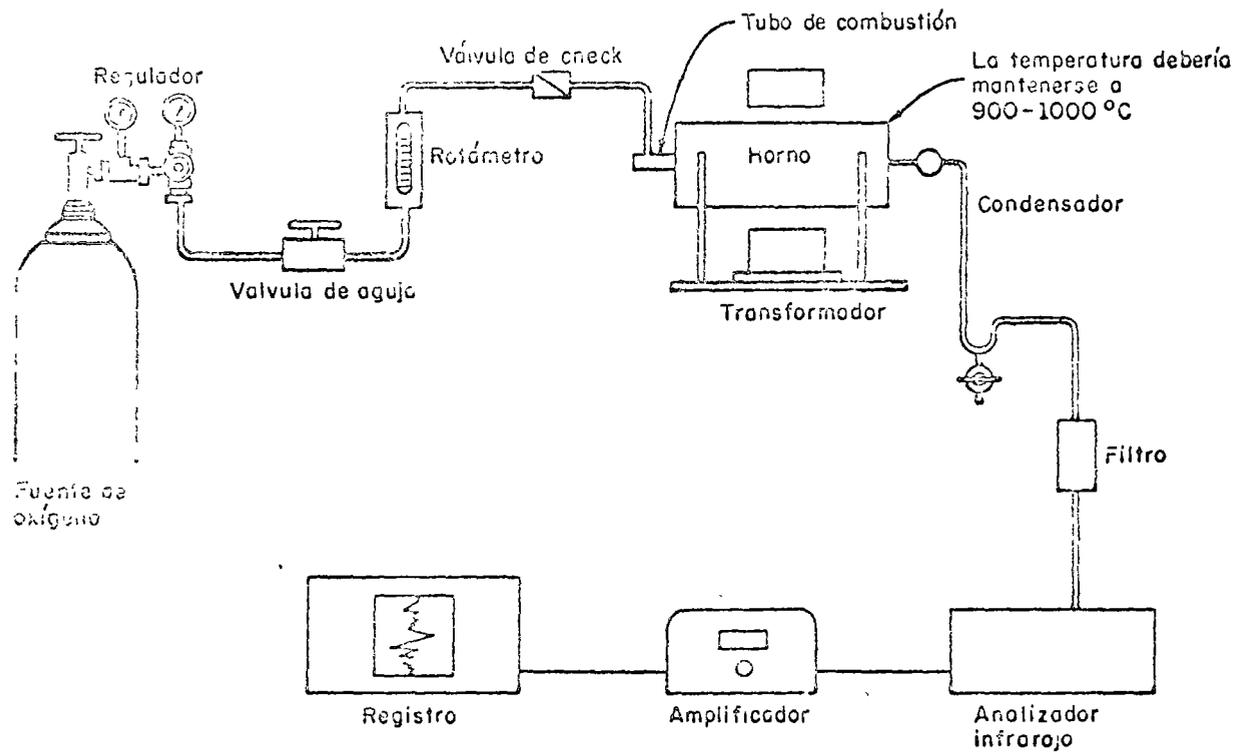


Fig. 11 Diagrama de un analizador de carbono.

LAGUNAS DE ESTABILIZACION

(+)

<u>T E M A</u>	<u>P A G I N A</u>
1. INTRODUCCION - - - - -	1
2. ECOLOGIA DE LAS ALGAS - - - - -	3
ILUMINACION - - - - -	5
TEMPERATURA - - - - -	6
NUTRIENTES - - - - -	8
3. ACCION DE LAS BACTERIAS - - - - -	9
PROCESO AEROBIO - - - - -	9
PROCESO ANAEROBIO - - - - -	10
4. TEORIA DE ESTABILIZACION - - - - -	11
5. EL DISEÑO DE LAGUNAS FACULTATIVAS - -	13
6. EL DISEÑO DE LAGUNAS ANAEROBIAS - -	18
7. EL DISEÑO DE LAGUNAS AEROBIAS - - -	22
PROPUNDIDAD MINIMA - MAXIMA PRODUCCION DE ALGAS	
AERACION MECANICA	24
8. EJEMPLOS	27
(-.) PREPARADA POR J. AGUIRRE	

1. INTRODUCCION

Este trabajo presenta un resumen y evaluación de lo que hasta la fecha se ha investigado sobre el diseño de lagunas de estabilización. Se describe el funcionamiento de lagunas, las bases para su diseño, el desarrollo de criterios de diseño y algunos ejemplos.

Las lagunas de estabilización se pueden considerar como uno de los tipos principales de procesos de tratamiento de aguas residuales ya que su estudio, desarrollo y -- aplicación han sido muy extensos. Aunque algunas lagunas de estabilización no producían los resultados deseados, en general, el éxito de este tipo de tratamiento -- está reconocido a pesar de que su diseño es principal-- mente empírico. Problemas con este tipo de tratamiento han surgido como resultado de un diseño inadecuado y -- falta de mantenimiento y supervisión. Una comparación -- de costos muestra que el tratamiento de aguas residua-- les por medio de lagunas de estabilización es considera-- blemente mas económico que otros métodos siempre y cuan-- do el costo del terreno no sea muy elevado y las res--- tricciones de la concentración de sólidos suspendidos -- en el efluente no sea muy baja. Frecuentemente, los cos-- tos de construcción y mantenimiento de una planta de -- tratamiento de lagunas de estabilización, con una capa-- cidad de $0.1 \text{ m}^3/\text{seg.}$, son menos de la mitad de los cos-- tos de otras alternativas.

El diseño de las lagunas de estabilización depende de -- los objetivos del tratamiento.

Se puede diseñar un sistema de lagunas para recibir - aguas residuales crudas, efluente de una planta de tra tamiento primario, efluente de una planta de tratamien to biológico secundario, lodos activados sobrantes, re siduos que contengan sólidos sedimentables y algunos mas.

Las lagunas de estabilización se pueden usar para sa-- tisfacer requerimientos transitorios de tratamiento de residuos, para tratamiento de pequeños volúmenes de - aguas residuales en lugares aislados, o para estabili-- zación de grandes volúmenes de residuos. Este tipo de proceso de tratamiento de residuos es mas aplicable en lugares donde las condiciones climatológicas son propi-- cias, donde la carga orgánica puede tener grandes va-- rriaciones y donde hay presupuesto limitado.

El proceso depende del aprovechamiento de la degrada-- ción de materia orgánica putrescible por las bacterias y el suministro de oxígeno por las algas. Las bacte--- rias tienen la habilidad de degradar materia orgánica compleja y producir dióxido de carbono que sirve de -- fuente de carbono para las algas. Siempre que las al-- gas, en combinación con la reaeración superficial, pue-- dan proveer oxígeno en exceso de aquel requerido por las bacterias aerobias o facultativas, se mantendrá un ambiente relativamente aerobio en la mayor parte de la laguna.

La mayoría de las lagunas de estabilización se convier-- ten en algún tipo de sistema facultativo. En esto, las lagunas de estabilización se parecen mucho a los ríos y lagos. Las condiciones aerobias se mantienen general-- mente cerca de la superficie y algunas veces hasta lo-- mas profundo de la laguna.

Debido a la presencia de materia orgánica sedimentable, las condiciones anaerobias prevalecen en el fondo. Algunas aguas residuales industriales, en particular aquellas que contienen grandes cantidades de sodio sedimentables degradables, se pueden tratar adecuadamente en una laguna de pretratamiento anaerobio. Dichas lagunas deben ser seguidas por lagunas facultativas.

2. ECOLOGIA DE LAS ALGAS.

Las algas tienen la capacidad de crecer tanto autotroficamente como heterotroficamente. La mayoría de las especies bajo las condiciones apropiadas, actúan como químico-organotrofos facultativos y de esta manera tienen la capacidad de usar azúcares o ácidos orgánicos como fuentes de energía y carbono. Estos organismos químico-organotrofos obtienen energía del carbono reducido en igual forma que la mayoría de las bacterias. Sin embargo, lo de primordial importancia en las lagunas de estabilización son las algas fotosintéticas que solo requieren agua, nutrientes inorgánicos y bióxido de carbono. El agua se convierte en fuente de hidrógeno. Las algas que utilizan los nutrientes más sencillos se clasifican como fotolitotrofos-autotrofos.

Aquellas algas que crecen en medios altamente orgánicos se clasifican como fotolitotrofos-heterotrofos. En este último caso, las algas requieren factores de crecimiento para poder fotosintetizar.

Algas verdes típicas de lagunas de estabilización son: Chlamydomonas, Chlorella y Euglena.

Algas azul-verdes típicas también de lagunas de esta bilización son: Oscillatoria, Phormidium, Anacystis y Anabaena. Durante la operación de una laguna, por lo general los primeros géneros de plancton en aparecer son Chlamydomonas y Euglena. Nata flotante de algas azul-verde frecuente se desarrollan durante el verano. Los problemas surgen cuando trozos de algas bentónicas, tal como Phormidium, se comienzan a acumular. La Euglena tiene un alto grado de adaptabilidad a condiciones muy variadas y permanecen en la laguna todo el año bajo casi todas las condiciones climatológicas. Le siguen en adaptabilidad Chlamydomonas, Micractinium, Ankistrodesmus, Scenedesmus y Chlorella. Frecuentemente, Euglena y Chlamydomonas tienden a dominar durante el clima frío, mientras que las varias Chlorococcales son mas numerosas en el verano. Esta última agrupación es un orden bajo la división de Chlorophyta que comprende Chlorella, Ankistrodesmus, Scenedesmus y algunas mas.

La evolución de oxígeno y la absorción de bióxido de carbono por las algas durante períodos de luz puede ser 20 veces mayor que la reacción inversa que se lleva a cabo en la oscuridad. Durante el día, el pH se puede elevar considerablemente con respecto a los períodos de oscuridad. Las algas reducen la alcalinidad y el contenido mineral del agua, y durante la etapa del nitrógeno amoniacal utilizan mucho nitrógeno. Parece que existe un mecanismo por medio del cual las algas conservan energía al alternar la fotosíntesis durante el día y la respiración durante la noche.

Los factores necesarios para llevar a cabo la fotosíntesis están interrelacionados y determinan la reacción de las algas a los cambios ambientales.

Por tanto, es importante analizar aquellos factores que influyen en la tasa de crecimiento de las algas: en particular, iluminación, temperatura y nutrientes.

ILUMINACION: La penetración de la luz en una laguna se puede representar por medio de la ley de Beers-Lambert, Ec.1. El conglomerado de algas y bacterias no es una masa homogénea y diseños basados en la penetración de la luz a través de una mezcla homogénea darán resultados inadecuados.

$$I = I_0 e^{-k'cd} \quad \text{Ec. 1}$$

donde

I = intensidad de la luz después de haber pasado a través de algún medio

I_0 = intensidad original de la luz

k' = coeficiente de absorción

c = concentración de algas

d = profundidad.

El ciclo diario de oxigenación de una laguna es afectado mucho más por las variaciones en la población de algas que por las variaciones de la intensidad de luz. Además, existe una profundidad a la cual la intensidad de luz es apenas igual a la intensidad de saturación de luz. Por tanto, la luz que penetra a mayores profundidades es utilizada con mayor eficiencia. La fracción de luz que se utiliza se obtiene con la Ec.2:

$$f = \frac{I_s}{I_0} \left(\ln \frac{I_0}{I_s} + 1 \right) \quad \text{Ec. 2}$$

donde:

f = fracción de luz

I_s = intensidad de saturación

El calor de combustión de las algas de aguas residuales es aproximadamente de 6 calorías por miligramo. Por tanto, con calcular la energía solar visible, estimar la fracción de energía solar que se convierte a materia celular, medir el calor de combustión de las células y establecer el tiempo de retención de la laguna, se puede obtener la eficiencia total de la conversión fotosintética de la energía solar a energía de las algas. La eficiencia tiene un ámbito del dos por ciento al nueve por ciento con un promedio del cinco por ciento.

TEMPERATURA: La temperatura es de suma importancia en el diseño y funcionamiento de lagunas de estabilización. La temperatura afecta la producción de oxígeno fotosintético al igual que algunas otras reacciones biológicas. La producción óptima de oxígeno se lleva a cabo a 20°C y los límites inferiores y superiores son 4°C y 35°C, respectivamente.

Generalmente, las tasas de las reacciones químicas, se duplican con un aumento de temperatura de 10°C, y dentro de los límites de esta regla se puede aplicar igualmente a reacciones biológicas, Ec. 3

$$\frac{t}{t_0} = e^{c'(T_0 - T)} = \theta^{(T_0 - T)}$$

Ec. 3

donde:

t = el tiempo de reacción que se requiere a una temperatura (T), en días

t_0 = el tiempo original de reacción a una temperatura (T_0) original, en días

c' = constante de energía - temperatura de la ecuación de van't Hoff- Arrhenius (0.0693)

T_0 = temperatura original, ($^{\circ}\text{C}$)

T = cualquier temperatura, ($^{\circ}\text{C}$)

Por consiguiente, temperaturas excesivamente altas tienen un doble efecto perjudicial sobre el funcionamiento de las lagunas en climas cálidos. Si la temperatura del agua excede 35°C , en particular cuando las lagunas son poco profundas y el clima es seco, la población de algas puede disminuir considerablemente. Esta disminución en la actividad de las algas, ocurre a pesar de que la población bacteriana proceda a consumir oxígeno a una tasa mas alta. En este caso, las algas verdes pertenecientes al grupo Chlorophyceae disminuirán en número o posiblemente desaparecerán totalmente. Los organismos preponderantes a temperaturas mayores a 30°C serán, con toda seguridad, del grupo Euglenophyceae. Además, con estas temperaturas elevadas se produce gasificación que ocasiona que los sedimentos surjan a la superficie y formen natas donde fácilmente crecen las algas azul-verdes o del grupo Myxophyceae, que al morir provocan malos olores.

NUTRIENTES: Para que las algas puedan metabolizar necesitan tener una fuente de nutrientes aprovechables en el líquido de la laguna. En el caso de aguas residuales domésticas, estas llenan todos los requerimientos de nutrientes, pero la situación no es igual en el caso de muchos desechos industriales.

La mayoría de las especies de algas utilizan únicamente bióxido de carbono en su fotosíntesis. Sin embargo, se sospecha que algunas algas pueden metabolizar el ion bicarbonato. Aún con una concentración de bióxido de carbono del 0.03% que se encuentra en el aire, se puede mantener una tasa óptima de fotosíntesis. Aproximadamente 6 moles de oxígeno se producen por cada 6 moles de bióxido de carbono que se reducen. Durante este proceso se sintetiza una mole de azúcar.

El metabolismo de las algas requiere varios elementos en concentraciones muy pequeñas. Por lo general, no es mayor problema mantener un nivel adecuado de estos nutrientes en plantas de tratamiento. Aún no se han determinado los límites de nutrientes para una producción ilimitada de algas, pero se está llevando a cabo mucha investigación para definir el problema de la eutricación de ríos y lagos. Desechos industriales frecuentemente tienen deficiencias de nitrógeno y fósforo. La ausencia de estos dos elementos retrasa la formación de protoplasma y reduce la tasa de estabilización. La relación de DBO, nitrógeno y fósforo requerida para la estabilización de materia orgánica es de 100:20:1, respectivamente. Sin embargo, en una laguna donde hay un mínimo de percolación y el tiempo de retención es muy largo, puede haber mucho reuso de nitrógeno y fósforo.

3. ACCION DE LAS BACTERIAS

Las principales reacciones biológicas que se llevan a cabo en lagunas de estabilización, incluyen: (a) oxidación de materia orgánica por bacterias aerobias, (b) nitrificación bacteriana de materia nitrogenosa, (c) reducción de materia orgánica por las bacterias anaerobias de las zonas bentónicas y (d) oxigenación de la parte superior de la laguna por las algas. Las bacterias son los organismos que degradan los desechos complejos. Las bacterias son consumidores y las algas son productoras. Por lo tanto es necesario discutir los mecanismos por medio de los cuales los microorganismos aerobios y anaerobios llegan a estabilizar los desechos orgánicos.

PROCESO AEROBIO: Durante la metabolización aerobia de materia orgánica, gran parte del carbono sirve como fuente de energía para los microorganismos y es respirado en la forma de bióxido de carbono. Las bacterias constituyen la mayoría de los organismos en este proceso, pero también contribuyen los hongos y los protozoarios. Los organismos usan el resto del carbono junto con hidrógeno y fósforo para producir protoplasma nuevo. En el caso de aguas residuales domésticas típicas, y algunas aguas residuales industriales, el peso de células producidas es aproximadamente igual a 0.5 y 0.6 veces, respectivamente, el peso de DQO y DBO_5 removida. Las principales reacciones que pueden llevarse a cabo en una laguna de estabilización, como sistema aerobio, son las siguientes:

- 1.- $(CH_2O)_x + xO_2 \longrightarrow xCO_2 + xH_2O$
- 2.- Proteína (N-org) $\longrightarrow NH_3 \longrightarrow NO_2 \longrightarrow NO_3$
- 3.- Azufre orgánico $\longrightarrow SO_4$
- 4.- Fosforo orgánico $\longrightarrow H_3PO_4 \longrightarrow C_aPO_4$

La cantidad de oxígeno que se requiere para estabilizar la materia orgánica depende de la DBO que se ha satisfecho durante el tratamiento. Esta DBO es precisamente el oxígeno que se tiene que suministrar a la laguna por medio de fotosíntesis, transferencia a través de la interface de aire y agua o de oxígeno ligado químicamente a otros compuestos. Por ejemplo, oxígeno de este último tipo puede provenir de nitratos, fosfatos, sulfatos y compuestos más complejos que contengan oxígeno.

PROCESO ANAEROBIO: La fermentación anaerobia de la materia orgánica se lleva a cabo en dos etapas. Primero, un grupo especial de bacterias productoras de ácido, conocidas como heterotrofos facultativos, degradan la materia orgánica hasta ácidos grasos, aldeídos, alcoholes, etc. Después, un grupo de bacterias productoras de metano transforman estos compuestos más simples a metano (CH_4), amonía (NH_4), bióxido de carbono (CO_2) e hidrógeno (H_2). Al igual que el proceso aerobio, el proceso anaerobio también produce nuevo protoplasma del carbono, nitrógeno, fósforo y otros nutrientes.

Para esta reacción también se requiere oxígeno, pero se obtiene de una fuente química.

De modo que en este caso los productos finales son muy complejos, las reacciones son mas lentas y los productos son oloresos.

Las ecuaciones simplificadas que representan las reacciones bioquímicas de la descomposición anaerobia de desechos son:

- 1.- $(\text{CH}_2\text{O})_x \longrightarrow x\text{CH}_3\text{COOH}$
- 2.- $\text{CH}_3\text{COOH} \longrightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
- 3.- Nitrógeno orgánico $\longrightarrow \text{NH}_4$
- 4.- $2\text{H}_2\text{S} + \text{CO}_2 + \text{Luz} \longrightarrow (\text{CH}_2\text{O})_x + \text{S}_2 + \text{H}_2\text{O}$

La fermentación del metano es una reacción esencial en las lagunas anaerobias. Uno de los factores que controlan el funcionamiento de lagunas anaerobias es el ambito de pH muy reducido (6.8 a 7.2) permisible en la fermentación del metano. Esta limitación es muy importante ya que la fermentación del metano debe seguir inmediatamente a la producción de acidos. Es factible que una laguna facultativa profunda pueda proporcionar un ambiente anaerobio cerca del fondo, una zona amortiguadora en medio y hasta una pequeña zona aerobia cerca de la superficie.

4. TEORIA DE ESTABILIZACION

Las relaciones, desarrolladas independientemente por Marais (1964) y Suwannakarn y Gloyna (1964), del tiempo de retención, la tasa de degradación, el coeficiente de temperatura y la temperatura se pueden combinar.

La concentración en el efluente, para flujo continuo, resulta:

$$S_t = \frac{S}{(V/Q)} \int_{t=0}^{\infty} e^{-k_d t} e^{-(Q/V)t} dt \quad \text{Ec. 4}$$

donde

S_t = DBO a5 - días del efluente (mg/l)

S = DBO a5 - días del afluente (mg/l)

t = tiempo de retención

V = volúmen de la laguna

Q = gasto por día

k_d = constante de la tasa de degradación a la base se e (días⁻¹)

Integrando la ecuación 4 y resolviendo en terminos de un factor de retención, es posible desarrollar la ecuación 5:

$$S_t = \frac{S}{k_T t + 1} \quad \text{Ec. 5}$$

donde

k_T = tasa de degradación para una temperatura T

Como se puede apreciar en la relación típica de un sistema batch, la representativa de la DBO, la DBO afluente se degrada de acuerdo con la ecuación 6:

$$S_t = S e^{-k_d t} \quad \text{Ec. 6}$$

Por consiguiente, en el caso de un porcentaje de reducción fijo, se puede mostrar que para sistemas de una sola laguna la relación de las constantes de degradación es igual a la relación de los tiempos de retención:

$$\frac{K_{35}}{K_T} = \frac{t_T}{t_{35}} = \theta^{(35-T)}$$

Ec. 7

donde

K = tasa de reacción para varias temperaturas

t = tiempo de reacción

T = temperatura

Datos que se obtuvieron de lagunas de laboratorio operadas a 35°C, 24°C, 20°C y 9°C indican que $\theta = 1.085$ - y $K_{35} = 1.2$ en el caso de aguas residuales sintéticas no sedimentables.

5. EL DISEÑO DE LAGUNAS FACULTATIVAS

Las lagunas facultativas son aquellas en que la parte superior de la laguna permanece aerobia y las zonas inferiores están exentas de oxígeno disuelto. La mayoría de las lagunas de estabilización existentes son del tipo facultativo.

Ya que todas las lagunas contienen cierta cantidad de materia sedimentada, estas generalmente tienen una capa bertonica anaerobia.

En el caso de una laguna que recibe aguas residuales crudas, el volúmen de la materia sedimentable puede ser considerable; en cambio en un sistema de lagunas conectadas en serie, la carga de materia sedimentable a la última laguna puede ser únicamente una cantidad mínima de materia celular. Por lo general, los criterios de diseño toman en cuenta la contribución a la carga de DBO por la fracción sedimentable, ya sean estos empíricos o teóricos.

El nivel a que se puede extender la acción anaerobia en una laguna facultativa ya se ha mostrado. Se determinó que la producción de gas, a temperaturas entre 15°C y 23°C, en una laguna facultativa recibiendo una carga en un punto de 468 kg DBO₅/Ha - día (carga promedio de 55 kg DBO₅/Ha - día) seguía una relación simple (Oswald, 1964):

$$\begin{aligned} G &= 31.5 (T-15) \\ L_a &= 101 (T-15) \end{aligned} \quad \text{Ec. 8}$$

donde

G = producción de gas (m³/Ha - día)

T = temperatura (°C)

L_a = DBO total (kg/Ha - día)

Suponiendo que la producción de gas es de 0.6 m³/kg de DBO, la destrucción anaerobia de materia orgánica en una laguna facultativa operando a 20°C puede llegar a 504 kg DBO/Ha - día. Es muy remoto que se pueda obtener dicha eficiencia sin mayores desequilibrios, tales como el efecto del ambiente aerobio sobre las bacterias productoras del metano.

Una de las primeras relaciones para diseñar lagunas facultativas tomaba en cuenta varios de los factores mas importantes que afectan la degradación de materia orgánica por las bacterias y la producción de oxígeno por las algas (Hermann y Gloyna, 1958). Estos criterios -- surgieron de los resultados de muchos modelos de laboratorio, plantas piloto y una gran variedad de instalaciones de campo. La figura 1 representa un sistema del tipo facultativo que condujo al desarrollo de fórmula de diseño racional.

Se observó que una laguna podía funcionar muy bien -- aún cuando no todo su contenido estaba oxigenado fotosintéticamente y que la tasa de degradación biológica en las lagunas era función de la temperatura. Pruebas adicionales de laboratorio han verificado los conceptos originales sobre la temperatura (Suwannakarn y -- Gloyna, 1964) y la constante de la tasa de degradación biológica original se ha modificado (Gloyna, 1964).

Criterios prácticos para el diseño de lagunas requieren la selección cuidadosa de tasas de reacción y temperaturas mínimas, así como la intensidad de la luz y nutrientes. En el caso de residuos domésticos, la siguiente relación es muy útil:

$$V = CN_p q L_a e^{(35-T)} f \quad \text{Ec. 9}$$

donde

- V = volúmen de la laguna (m³)
- N_p = número de personas servidas
- q = gasto afluente (litros /persona -día)
- L_a = DBO total del afluente (mg/l)
- θ = coeficiente de temperatura (1.085)

T = temperatura promedio del mes más frío (°C)

C = 3.5×10^5 (para la relación Hermann - -
Gloyna; se usa donde las varia-
ciones de temperatura son gran-
des y los diseños se basan en
una profundidad de 1.82 m.)

f = factor de toxicidad a las algas.

Se recomienda una profundidad de 1.82 metros; sin em-
bargo, mayor profundidad, particularmente cuando hay -
solidos sedimentables, proporciona mas flexibilidad. -
Lagunas de poca profundidad pueden dar resultados muy
pobres, especialmente durante períodos de verano exce-
sivamente calientes y secos cuando las aguas residua-
les contienen grandes cantidades de solidos sedimenta-
bles. Si a las lagunas se les proporciona suficiente -
profundidad, estas condiciones de molestia periódica -
se pueden evitar. Pero, cuando la laguna se encuentra
en un area tropical donde la temperatura es uniforme,
la evaporación casi nula, la luz solar abundante y las
aguas residuales se han sometido a tratamiento prima-
rio, es posible usar la relación original de Hermann-
Gloyna; es decir, una profundidad solamente de 0.91 me-
tro.

La ecuación 9 se refiere a una laguna individual y pa-
ra sistemas grandes es preferible tener varias lagunas
en paralelo. También, si se desea obtener un efluente
con una alta reducción de bacterias o con un contenido
mínimo de algas, es necesario seguir después de la la-
guna facultativa con una o dos lagunas aerobias de po-
ca profundidad (0.91 metro) y corto tiempo de reten-
ción (2 o 3 días). Estas lagunas ayudarán a reducir -
los cortos circuitos y proporcionan un efluente mas -
uniforme.

Se ha propuesto un diseño para lagunas en serie que supone mezclado completo e instantáneo y que la degradación de los contaminantes se lleva a cabo según una ecuación de primer grado que no depende de la temperatura (Marais y Shaw, 1961). La concentración de contaminantes en las lagunas se puede determinar progresivamente según la ecuación 10:

$$S_1 = \frac{S}{(K_1 t_1 + 1)} ; S_2 = \frac{S_1}{(K_1 t_2 + 1)} = \frac{S}{(K_1 t_1 + 1)(K_1 t_2 + 1)}$$

Ec. 10

donde

S = DBO_5 afluente

S_1 = DBO_5 efluente, primera laguna

S_2 = DBO_5 efluente, segunda laguna

t_1 y t_2 = tiempos de retención de las lagunas 1 y 2

K_1 = tasa de degradación

Por medio de estudios se ha notado que hay un límite inferior del tiempo de retención en un sistema que supone mezclado completo. Los coeficientes k_1 se suponen constantes, sin embargo, se reconoce que el valor de k_1 cambia con el tiempo de retención.

Una capa de lodo puede ocurrir en una laguna y la degradación anaerobia se puede manifestar tanto por medio de la evolución de gas como por el desprendimiento de productos de fermentación.

En la mayoría de los casos, estos productos ejercen una alta DBO. Por consiguiente, todos los datos de DBO deben ser de los valores totales. La ecuación muestra como el efecto del lodo se puede incorporar al diseño (Marais, 1964):

$$S_{TL} = \frac{S_{TA}}{Kt + 1} (f_L + C_L f_B) \quad \text{Ec. 11}$$

donde

S_{TL} = DBO total de la laguna (También DBO del efluente en un sistema mezclado).

S_{TA} = DBO total del afluente

t = Retención para un sistema de mezclado completo

f_L, f_B = Fracción de la DBO afluente que se incorpora al líquido de la laguna y a la capa bentónica, respectivamente.

C_L = Fracción de los productos de la fermentación de los lodos que se incorporan al líquido de la laguna o se escapan en la forma de gas.

6. EL DISEÑO DE LAGUNAS ANAEROBIAS

Actualmente existen muy pocas relaciones que se puedan aplicar fácilmente al diseño de lagunas anaerobias. Fundamentalmente, una laguna anaerobia es diferente a una laguna facultativa, ya que las algas no se encuentran en el proceso anaerobio. Sin embargo, las lagunas se deben considerar como parte integral del sistema de estabilización de desechos, porque en muchas partes del mundo se puede lograr una economía notable con el uso de unidades anaerobias para tratamiento previo. La disminución de DBO en una unidad anaerobia es función de: (a) el tiempo de retención, (b) la temperatura y (c) la cantidad de lodo (Parker y colaboradores, 1950; Marais, 1963).

Muy pocas veces se obtiene de una Laguna Anaerobia un efluente

te que se pueda descargar directamente a un cuerpo receptor; la remoción máxima de DBO en lagunas de este tipo es aproximadamente del 70%. Aunque una Laguna Anaerobia se parece mucho a un tanque séptico, la remoción de DBO lograda por ésta última unidad está limitada generalmente al 40%.

Si a la laguna anaerobia se le aplica una carga excesiva de DBO y Sólidos, la laguna se convierte en un relleno orgánico acuoso. Sin embargo, cargas en exceso de 3360 Kg DBO/Ha-día y tiempos de retención menores a un día han dado resultados excelentes (Van Eck, 1965). Las cargas altas son de particular importancia en los trópicos donde se pueden obtener máximas remociones teóricas de DBO, suponiendo que la temperatura del lodo radica entre 20°C y 25°C.

No cabe duda que el uso de una laguna anaerobia como unidad de tratamiento previo disminuye materialmente el tamaño de las lagunas que le siguen, estas últimas siendo del tipo facultativo o enteramente aerobias. El uso de una laguna anaerobia casi elimina por completo el problema de lodo flotante, que surge notablemente en las lagunas facultativas durante los meses de verano. Además con una unidad de tratamiento previo se eliminan grandes cantidades de sólidos sedimentables y las unidades secundarias pueden tener dispositivos más sencillos para el afluente.

Normalmente, es de esperar que la recirculación de agua de la laguna aerobia a la laguna anaerobia conduciría a la destrucción de la acción anaerobia. También, uno de los factores que controlan la fermentación del metano es el ámbito muy reducido del pH (6.8 a 7.2). Sin embargo, en algunos casos la recirculación del 10% al 40% del efluente de las lagunas facultativas a la laguna anaerobia ha

eliminado el desprendimiento de sulfuros.

No es muy raro encontrar lagunas cargadas con 448 - 560 kg DBO₅/H.a -día de aguas residuales crudas, aún cuando la carga ha llegado a 1680 - 2240 kg DBO₅/lta -día, se han obtenido buenos resultados. La ciudad de Melbourne, Australia, ha usado un tiempo de retención en el verano de 1.25 días (1120 - 2240 kg DBO₅/lta - día) en las lagunas anaerobias y 7.5 días en las lagunas aerobias. -- (Parker, 1962). En el invierno el tiempo de retención -- se aumenta casi por un factor de cuatro. La disminución de DBO en el verano y el invierno, respectivamente, se informó que era de 65% a 80% y de 45% a 65%. Tiempos de retención mayores a cinco días no se pueden justificar ya que el funcionamiento de la laguna entonces se asemeja al de una laguna facultativa. La remoción de lodo, es muy probable que sea necesaria en los casos donde -- hay sólidos suspendidos en concentraciones muy altas.

La relación entre el área de las lagunas aerobias y las anaerobias es un factor de diseño importante. Relaciones de 10 a 1 y 5 a 1 parecen ser de gran utilidad. Las lagunas con una relación baja de 3 a 1 son muy sensibles a cambios bruscos en la carga orgánica.

Es posible diseñar una laguna anaerobia basandose en la ecuación 12. En esta ecuación la acción de degradación que se lleva a cabo en la laguna anaerobia se estima su poniendo un mezclado completo:

$$S_1 = \frac{S}{K_1 \left(\frac{S_1}{S} \right)^n t + 1} \quad \text{Ec. 12}$$

donde

S_1 = la DBO_5 del efluente y la laguna

S = la DBO_u total del afluente, a $20^\circ C$

t = tiempo de retención para un sistema de mezclado completo

K_1 = constante de la remoción de DBO, base e ($día^{-1}$)

n = parámetro

La ecuación 12 es principalmente empírica aunque tiene ciertos fundamentos teóricos. Se reconoce que: (a) los valores de la carga orgánica se deben basar en la DBO total; (b) una fracción de la DBO afluente permanece en la parte líquida de la laguna, mientras que el restante se sedimenta al fondo en la forma de lodo; (c) ocurre un mezclado general y la DBO del efluente es igual a la DBO de la laguna; (d) el sistema no sufre pérdidas de líquido; (e) las constantes de reacción del líquido y de la zona bentónica dependen de la temperatura; y (f) la fracción de la DBO que se pierde del lodo, por medio de la fermentación, regresa al líquido o se escapa en la forma de gas.

No es probable que estudios a corto plazo den resultados válidos en el funcionamiento de lagunas anaerobias. El equilibrio tarda varios años en establecerse debido a las variaciones estacionales de la temperatura, fluctuaciones en la DBO y variaciones cíclicas del gasto.

La intensidad de la fermentación anaerobia depende mucho de la temperatura.

Para cada aumento de temperatura de 5°C, aumenta siete veces la evolución de gas. La relación entre producción de gas y temperatura en una laguna anaerobia es casi lineal. Cuando la temperatura alcanza 22°C, natas de lodos surgen a la superficie.

7. EL DISEÑO DE LAGUNAS AEROBIAS

En principio, se puede basar el diseño de lagunas aerobias en tres conceptos: profundidad mínima con una máxima producción de algas; máxima producción de algas, tomando en cuenta la DBO total para la carga orgánica de diseño; y mezclado forzado que puede mantener una actividad mayor de bacterias. En las lagunas aerobias, el material de desecho se estabiliza enteramente por medio de oxidación aerobia. Sistemas de este tipo pueden depender de aeración mecánica o fotosíntesis o ambas. En las lagunas de algas, donde la fotosíntesis proporciona las condiciones aerobias, los diseños se basan en grandes relaciones de área superficial a volúmen, y bajo estas condiciones se producen grandes cantidades de algas. La carga de DBO sobre una laguna con mezclados continuo puede ser alto, hasta 560 kg/Ha -día.

MINIMA PROFUNDIDAD -MAXIMA PRODUCCION DE ALGAS:

Las lagunas aerobias de tasa elevada aún están en la fase experimental de desarrollo. Si se diseñan las lagunas aerobias para producir oxígeno en cantidades mayores a la DBO de los desechos por tratar, el líquido de la laguna debe ser mezclado por varias horas todos los días para proporcionar oxígeno al lodo sedimentado.

En el diseño de estas lagunas, es importante estimar correctamente la densidad de las algas. La producción de oxígeno por algas en una laguna de mezclado completo está relacionado a la eficiencia de conversión de luz y a la intensidad de la luz (Oswald, - 1963):

$$O_2 = 0.28 FI_L \quad \text{Ec. 13}$$

donde

O_2 = producción de oxígeno (kg/Ha - día)

F = eficiencia de conversión de luz = 4

I_L = intensidad de luz (cal/cm² - día)

La DBO afluente permisible (kg DBO/Ha-día) se relaciona fácilmente con la intensidad de luz. La carga hidráulica se debe limitar de 5 a 25 cm. por día. - La carga orgánica máxima puede ser de 224 kg DBO/Ha - día. La máxima producción de algas se obtiene cuando la profundidad no rebasa de 15 a 30 cm. Profundidades de 1.0 a 1.3 m, pueden ser mas deseables si el principal objetivo es la producción de oxígeno.

El balance de energía en una laguna aerobia se puede reducir a una relación bastante sencilla. Experimentalmente se ha determinado que la producción de materia celular se relaciona al producto de la eficiencia de conversión de luz y la radiación solar:

$$A_c = 0.17 FI_L \quad \text{Ec. 14}$$

donde

A_c = producción de algas (kg/Ha - día)

F = eficiencia de conversión de luz

I_L = intensidad de luz (cal/cm² - día)

AERACION MECANICA: A las lagunas de estabilización - aerobia se les provee de oxígeno por medio de la acción física de compresores mecánicos o unidades de aeración superficial y por la transferencia de oxígeno a través de la interface superficial de aire y agua. Este último mecanismo es función de la pendiente de la velocidad impartida por los dispositivos de aeración. Comúnmente, del 10% al 20% del oxígeno total requerido, se puede satisfacer con la transferencia de oxígeno a través de la interface superficial. Se puede confiar que las unidades de aeración mecánica suministren entre - 1.8 y 2.0 kg de oxígeno / caballo de fuerza por hora - (H.P.-Hr.) sin incluir las pérdidas mecánicas y eléctricas. Un aumento en el tamaño de la laguna disminuye la eficiencia. El grado de saturación de oxígeno en -- una laguna con aeración adecuada puede variar del 90% al 98%.

Las ecuaciones fundamentales para calcular la cantidad de oxígeno que se puede proveer por medio de pendientes de velocidad impartidas y turbulencia mecánica están muy bien desarrolladas (Eckenfelder, 1966). La aeración superficial en lagunas está en función de la -- pendiente de velocidad media que se desarrolle en la -- superficie. Un valor promedio de la pendiente de velocidad puede ser de 0.3 a 1.2 metros por segundo.

Este ámbito de velocidades puede suministrar una transferencia de oxígeno de 1.8 a 2.0 kg de oxígeno/Hr-m² a 20°C, si la concentración inicial de oxígeno es igual a cero, la ecuación 15 se puede usar para obtener valores más precisos; sin embargo, la cantidad de oxígeno que se transfiere por medio de este método es pequeña y a veces no se toma en cuenta.

$$N' = K_L(C_S - C) (A) (X) (\alpha) e^{T-20} \quad \text{Ec.15}$$

donde

N' = oxígeno suministrado por la aeración superficial (O₂/Hr)

K_L^+ = coeficiente de transferencia $K_L = (D_1 \frac{du}{dy})^{0.5}$
= 0.165 m/Hr a 20°C

+ Generalmente se calcula el coeficiente de transferencia de masa ($K_L \cdot A$)

D_1 = difusividad de oxígeno en el agua (18.1×10^{-5} m²/día a 20°C)

$\frac{du}{dy}$ = pendiente de la velocidad (1 metro/segundo por metro)

C_S = concentración de saturación de oxígeno en agua destilada a la temperatura de operación (mg/l)

C = nivel de oxígeno que se mantiene en la laguna (mg/l)

A = area (metros cuadrados)

α = relación del agua residual al agua para transferir oxígeno

X = factor de conversión = $(1 \times 10^{-3} \frac{\text{kg por m}^3}{\text{mg/l}})$

θ = coeficiente para la reacción de temperatura

T = temperatura operacional de la laguna ($^{\circ}\text{C}$)

La aeración mecánica se determina de la siguiente manera:

$$N = N_o \frac{C_{SW} - C}{C_S} (\alpha) \theta^{T-20} F_A \quad \text{Ec. 16}$$

donde

N = el oxígeno suministrado por medio de aeración mecánica (oxígeno por hora)

N_o = características de aeración, de 1.8 a 2.0 kg. oxígeno / H.P. -Hr. sin incluir las pérdidas mecánicas y eléctricas o de 1.1 a 1.6 kg oxígeno /H.P. -Hr si se incluyen las pérdidas mecánicas y eléctricas. Estos valores disminuyen a medida que aumenta el tamaño de la laguna.

C_{SW} = nivel de saturación de oxígeno del líquido de la laguna a cierta temperatura, T ($^{\circ}\text{C}$)

C = nivel de oxígeno disuelto en la laguna (mg/l)

C_S = nivel de saturación del agua destilada a 20°C (mg/l)

α = relación del agua residual al agua para transferir oxígeno.

θ = coeficiente para la reacción de temperatura

T = temperatura operacional de la laguna ($^{\circ}\text{C}$)

F_A = factor de corrección para alturas mayores a 1200 metros.

El número de unidades de aeración que escoge depende del tamaño de la unidad, y esto a su vez depende de la Geometría de la laguna. La máxima distancia entre las unidades parece ser alrededor de 60 a 75 metros.

8. EJEMPLOS

Para fines ilustrativos se presentan las siguientes estimaciones y cálculos.

<u>CARACTERISTICAS</u>	<u>VALOR</u>	<u>UNIDADES</u>
DBO, afluyente 5-días, 20°C	250	mg/l
DBO, afluyente, último, 20°C	305	mg/l
DBO, efluente 5-días, 20°C (remoción 90%)	25	mg/l
DBO, efluente, último, 15°C	27	mg/l
Eficiencia fotosintética (f)	4	%
Gasto	0.1	m ³ /s
Coefficiente de reacción (Base e) K ₁ (5°C)	0.102	día ⁻¹
Coefficiente de reacción K ₁ (15°C)	0.24	día ⁻¹
Coefficiente de reacción K ₁ (20°C)	0.35	día ⁻¹
Coefficiente de reacción K ₁ (30°C)	0.80	día ⁻¹
Coefficiente de reacción K ₁ (35°C)	1.2	día ⁻¹
Temperatura (promedio aire, verano)	30	°C
Temperatura (promedio aire, invierno)	15	°C
Temperatura (promedio aire, mes más frío)	5	°C
Coefficiente de temperatura θ	1.072 -1.085	°C ⁻¹
Energía solar visible (verano)	250	cal/cm ² -día
Energía solar visible (invierno)	150	cal/cm ² -día

DISEÑO CON BASE EN EL USO GENERALIZADO: En el suroeste de los Estados Unidos de América se han construido muchas lagunas basándose en una carga de 55 kg DBO₅ a 20°C por hectárea por día.

En el norte de los E.U.A., estas cargas se han disminuido hasta 11 kg DBO₅/Ha - día.

$$\begin{aligned} \text{Carga Orgánica} &= 250 \text{ mg/l} \times 100 \text{ l/S} \times 86400 \text{ S/d} = 2160 \text{ kg/d} \\ \text{Area Superficial} &= \frac{2160 \text{ kg/d}}{55 \text{ kg/d} - \text{Ha}} = 39.2 \text{ lta} \\ \text{Profundidad} &= 1.82 \text{ m.} \\ \text{Volúmen} &= 392,000 \text{ m}^2 \times 1.82 \text{ m} = 713,000 \text{ m}^3 \\ \text{Retención} &= \frac{713,000 \text{ m}^3}{0.1 \text{ m}^3/\text{S} \times 86,400 \text{ S/d}} = 82.5 \text{ días} \end{aligned}$$

DISPOSICION DE LAGUNAS:

- a) Una laguna rectangular, ó
- b) Dos lagunas del mismo tamaño con la flexibilidad de introducir afluente a cualquiera de las dos.

DISEÑO CON BASE EN LA ECUACION 9: Esta ecuación es muy útil para estimar rápidamente los efectos de la temperatura. Se sugiere que la temperatura para el diseño sea la del mes más frío y la DBO de 5 días a 20°C. Para algunas aguas residuales industriales es necesario corregir la temperatura y usar la DBO última. También, para contrarrestar posibles efectos del lodo, los cálculos se pueden basar en la DBO última. Sin embargo, se debe tomar en cuenta que el tiempo de retención aumentará ligeramente debido a la evaporación.

$$\begin{aligned} \text{Volúmen} &= 3.5 \times 10^{-5} (100 \text{ l/S} \times 86.400) (250 \text{ mg/l}) 1.072^{(35-5)} \\ \text{Volúmen} &= 76,200 \times 8.1 = 616,000 \text{ m}^3 \\ \text{Profundidad} &= 1.82 \text{ m} \end{aligned}$$

$$\text{Area Superficial} = \frac{616,000 \text{ m}^3}{1.82 \text{ m}} = 33.9 \text{ Ha}$$

$$\text{Tiempo de retención} = \frac{616,000 \text{ m}^3}{0.1 \text{ m}^3/\text{S} \times 86,400 \text{ s/d}} = 71.3 \text{ días}$$

$$\text{Carga superficial} = \frac{2160 \text{ kg/d}}{33.9 \text{ Ha}} = 63.7 \text{ kg/Ha-d}$$

DISTRIBUCION DE LAGUNAS: Igual al diseño anterior

Nota:

Usando

$$\theta = 1.085 \text{ y } \text{DBO}_5$$

$$V = 883,000 \text{ m}^3$$

$$\text{A.S.} = 48.5 \text{ Ha}$$

$$\text{Ret.} = 102 \text{ días}$$

$$\text{C.S.} = 44.5 \text{ kg/Ha-d}$$

$$\theta = 1,085 \text{ y } \text{DBO}_{10}$$

$$V = 1,080,000 \text{ m}^3$$

$$\text{A.S.} = 59.3 \text{ Ha}$$

$$\text{Ret.} = 125 \text{ días}$$

$$\text{C.S.} = 36.4 \text{ kg/Ha - d}$$

DISEÑO BASADO EN LA ECUACION 10: Se supone que las condiciones de invierno controlan el diseño. Entonces $K_1 = 0.102$. También se supone que hay mezclado completo. El diseño se basa en los requerimientos de una laguna primaria, por consiguiente se supone una profundidad de 1.82 metros.

Si se utilizan lagunas secundarias, estas no están sujetas a las condiciones de la ecuación 17. La concentración de contaminantes en una serie de lagunas se calcula directamente con la ecuación 10.

$$\text{DBO efluente} = 25 \text{ mg/l} = \frac{250}{(0.102 t + 1)}$$

$$\text{Retención} = 88 \text{ días}$$

$$\text{Volumen} = 88 \times 0.1 \times 86,400 = 760,000 \text{ m}^3$$

$$\begin{aligned} \text{Profundidad} &= &= & 1.20 \text{ m} \\ \text{Carga Orgánica} &= &= & 2160 \text{ kg/d} \\ \text{Area Superficial} &= \frac{760,000 \text{ m}^3}{1.20 \text{ m}} &= & 63.4 \text{ Ha} \\ \text{Carga Superficial} &= \frac{2160 \text{ kg/d}}{63.4 \text{ Ha}} &= & 34 \text{ kg/Ha-d} \end{aligned}$$

DISEÑO DE LAGUNAS EN SERIE (Ec.10): Se trata de diseñar tres lagunas en serie suponiendo que la primera remueve el 70% de la DBO_5 .

PRIMERA LAGUNA

$$\begin{aligned} \text{Retención} &= 75 = \frac{250}{(0.102 t + 1)} &= & 23 \text{ días} \\ \text{Profundidad} &= \text{Supuesta} &= & 1.20 \text{ m} \\ \text{Carga Orgánica} &= &= & 2160 \text{ kg/d} \\ \text{Volúmen} &= 23 \times 0.100 \times 86,400 &= & 198,500 \text{ m}^3 \\ \text{Area Superficial} &= \frac{198,500 \text{ m}^3}{1.20 \text{ m}} &= & 16.5 \text{ Ha} \\ \text{Carga Superficial} &= \frac{2160 \text{ kg/d}}{16.5 \text{ Ha}} &= & 131 \text{ kg/Ha -d} \end{aligned}$$

SEGUNDA LAGUNA

Marais y Shaw (1961) recomiendan un tiempo de retención no menor a 7 días.

$$\begin{aligned} \text{Efluente segunda laguna (DBO)} &= \frac{75}{(0.102 \times 7 + 1)} = 44 \text{ mg/l} \\ \text{Eficiencia segunda laguna} &= \frac{(75-44)100}{75} = 42\% \\ \text{Eficiencia total} &= \frac{(250-44)100}{250} = 84\% \\ \text{Volúmen} &= 7 \times 0.100 \times 86,400 = 60,500 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

TERCERA LAGUNA

Retención = = 7 días

Efluente final = $\frac{44}{(0.102 \times 7 + 1)}$ = 36 mg/l

Eficiencia tercera laguna = $\frac{(44-36)100}{44}$ = 21%

Eficiencia total = $\frac{(250-36)100}{250}$ = 86%

Volúmen = 7 x 0.100 x 86,400 = 60,500 m³

Area Superficial = $\frac{60,500 \text{ m}^3}{1.20 \text{ m}}$ = 5.04 Ha

Carga Orgánica = 44 x 100 x 86,400 = 380 kg/d

Carga Superficial = $\frac{380 \text{ kg/d}}{5.04 \text{ Ha}}$ = 75 kg/Ha-d

Con una carga superficial de 131 kg/Ha-d es muy probable que se obtenga una eficiencia inicial mayor al 70%. Suponiendo una remoción del 80% en la primera laguna - se obtuvieron los siguientes resultados:

Laguna	No.1	No.2	No.3
Retención (días)	38	7	7
Eficiencia (%)	80	42	41
Eficiencia total (%)	80	87	93

DISEÑO DE LAGUNAS ANAEROBIAS (Ec.12): Se requiere una relación pequeña entre el area superficial y el volúmen. Es necesario un período de tres a seis meses para permi
 t... de estabilizar la fermentación alcalina

Con lagunas anaerobias se puede lograr una remoción - de DBO del 40% al 70%.

Suponiendo una remoción del 50% (temperaturas cálidas de verano); $K_1 = 6$ y $n = 4.8$, constantes empíricos.

$$125 = \frac{250}{6 \left(\frac{125}{250} \right)^{4.8} t + 1}$$

Retención = = 4.6 días

Profundidad = = 3 metros

Volúmen = $4.6 \times 0.100 \times 86,400$ = $39,700 \text{ m}^3$

Area Superficial = $\frac{39,700 \text{ m}^3}{3 \text{ m}}$ = 1.32 Ha

Carga Orgánica = = 2160 kg/d

Carga Superficial = $\frac{2160 \text{ kg/d}}{1.32 \text{ Ha}}$ = 1640 kg/Ha-d

REFERENCIAS

1. Gloyna, E.F. "Low Cost Waste Treatment - Waste - Stabilization Ponds" Natural Resources, Energy, Water and River Basin Development, 1, pp.282 - 298, (1964).
2. Hermann, E.R. y Gloyna, E.F. "Waste Stabilization Ponds. I. Experimental Investigations. II. Field Practices. III. Formulation of Design Equations" Sewage Ind. Wastes, 30, 511-538, 646-651, 963-975, (1958).

3. Marais, G.V.R. "A Rational Theory for the Design of Sewage Stabilization Ponds in tropical and - subtropical Areas. "Symposium on Hygiene and Sanitation in Relation to Housing, CCTA/ WHO, Niamey, 1961, Publicacion No. 84 (1963).
4. Marais, G.V.R. y Shaw, V.A. "A Rational Theory for Design of Sewage Stabilization Ponds in Central -- and South Africa, "Trans. S.Afr. Instn. Civ. Engrs, 3, 205, (1961).
5. Oswald, W. J. Rational Design of Waste Ponds. Proc. Symposium on Waste Treatment by Oxidation - Ponds, Nagpur, 1963, CIPHERI, (1964).
6. Parker, C.D., Jones, H.L. y Taylor, W.S., "Purification of Sewage in Lagoons," Sewage Ind. Wastes, 22, 760, (1950).
7. Suwannakarn, V. y Gloyna, E.F. "Efecto de la Temperatura en el Tratamiento de Aguas Residuales Mediante Estanques de Estabilización, "Bol. Ofic. - Sanit. Panamer. 56, 128- 139; (1964).
8. van Eck, H. The Anaerobic Digestion Pond System. Biennial Conference of the Institute of Sewage Purification (S.African Branch) Durban, (1965).

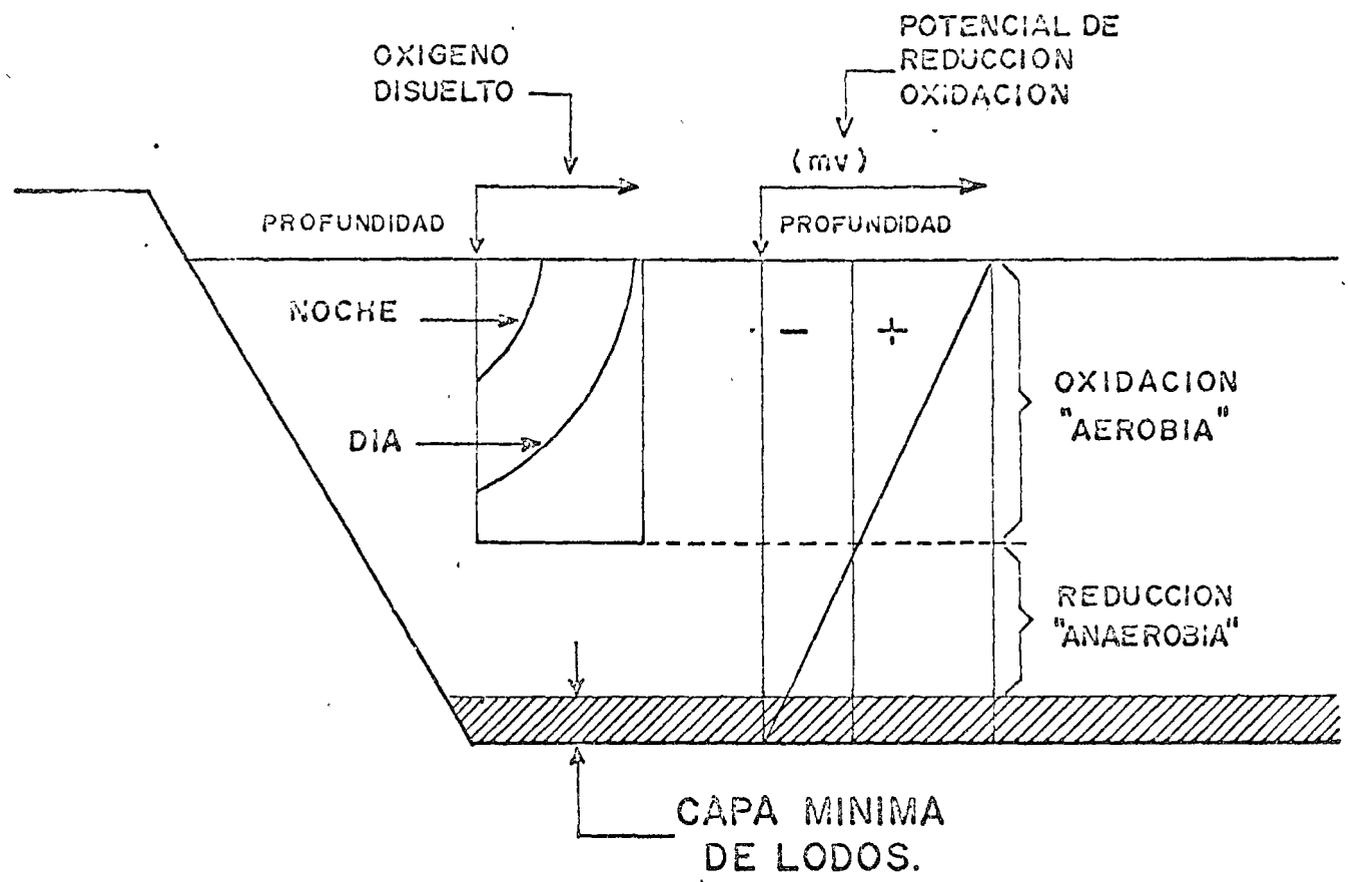


FIGURA I.— LAGUNA DE ESTABILIZACION TIPO FACULTATIVO.

