

341-1-82 MA-3906

ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD  
Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional  
ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD

SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (CEPIS)  
CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERIA

FABIAN YANEZ COSSIO



International Reference Centre  
for Community Water Supply

LIBRARY  
SERIE TECNICA

DIVISION DE PROTECCION  
DE LA SALUD AMBIENTAL

"EVALUACION DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION"

MANUAL DE METODOS EXPERIMENTALES

24

341.1  
82 MA

176 MEI 1983

# MANUAL DE METODOS EXPERIMENTALES "EVALUACION DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION"

DIVISION DE PROTECCION  
DE LA SALUD AMBIENTAL

SERIE TECNICA  
24



LIBRARY  
International Reference Centre  
for Community Water Supply

FABIAN YANEZ COSSIO

CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERIA  
SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (CEPIS)

ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD  
Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la  
ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD

<p>3906</p> <p>341.1 82MA</p>
-------------------------------

## RECONOCIMIENTO

Este documento ha sido preparado por el Dr. Fabián Yáñez Cossio, Especialista del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) en Tratamiento de Aguas Residuales.

El Ing. Mauricio Pardón Ojeda colaboró en la preparación de diagramas de estructuras hidráulicas y participó en el desarrollo de los capítulos sobre garantía y control de calidad analítica. El Ing. Ricardo Rojas colaboró en la búsqueda de información bibliográfica y preparación de resúmenes de un gran número de referencias, previo a la escritura de la versión preliminar de este documento.

Se deja constancia del apoyo del Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo (CIID) en la primera etapa del Proyecto de Investigación "Evaluación de las Lagunas de San Juan", durante la cual suministró también una gran cantidad de bibliografía a la biblioteca del CEPIS, facilitando así la escritura del presente manual.

La preparación de este documento fue una de las actividades del Proyecto de Investigación sobre Riesgos de Salud Pública del Reuso Agrícola de Aguas Residuales en las Lagunas de San Juan, el mismo que fue realizado con el apoyo financiero de la Dirección General del Medio Ambiente del Ministerio de Salud y el Proyecto de Desarrollo Tecnológico de las Instituciones de Abastecimiento de Agua Potable y Alcantarillado (DTIAPA), este último un proyecto del Gobierno Peruano coauspiciado por el BID y la OPS.

Así mismo se deja constancia de la activa participación de la Srta. Victoria Busso, Sras. Pilar Ponce y Lucía Figari en el mecanografiado y revisión del presente documento técnico.

## REVISORES DEL DOCUMENTO

Se agradece la colaboración prestada por los siguientes profesionales, quienes revisaron la versión preliminar de este documento:

Dr. Carl Bartone  
Coordinador de la Unidad de  
Desarrollo de Tecnología  
CEPIS, OPS/OMS  
Lima, Perú

Biolg. Carmen Lucas  
CEPIS, OPS/OMS  
Lima, Perú

Quím. María L. Castro de Esparza  
CEPIS, OPS/OMS  
Lima, Perú

Ing. Fred Reiff  
Asesor Regional  
División de Protección de la Salud  
Ambiental, OPS/OMS  
Washington, D.C., E.U.A.

Ing. Olman Cordero  
Asesor Regional  
División de Protección de la  
Salud Ambiental, OPS/OMS  
Washington, D.C., E.U.A.

Ing. Guillermo Roviralta  
Consultor Regional  
División de Protección de la Salud  
Ambiental, OPS/OMS  
Washington, D.C., E.U.A.

Ing. Armando Cubillos  
Profesor  
Centro Interamericano de Desarrollo  
Integral de Aguas y Tierras  
(CIDIAT)  
Mérida, Venezuela

Ing. Rodolfo Sáenz  
Coordinador de la Unidad de Recursos  
Humanos e Institucionales  
CEPIS, OPS/OMS  
Lima, Perú

Ing. Raúl Galindo Urrea  
Vicerector Académico  
Universidad Técnica Federico  
Santa María  
Valparaíso, Chile

Biolg. Carmen Vargas de Mayo  
CEPIS, OPS/OMS  
Lima, Perú

Ing. Hideo Kaway  
Superintendente de Investigación  
CETESB  
Sao Paulo, Brasil

Ing. Oscar Vélez  
Ingeniero Asesor  
Obras Sanitarias de la Nación  
Buenos Aires, Argentina

Dr. Enrique La Motta Díaz  
Jefe de la Unidad de Ingeniería  
Ambiental, Facultad de Ingeniería  
Civil, Escuela Politécnica Nacional  
Quito, Ecuador

CONTENIDO

	<u>Página</u>
1. INTRODUCCION . . . . .	1
2. MODALIDADES DE INVESTIGACION EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION . .	4
2.1 <u>Evaluaciones de rutina en el campo</u> . . . . .	4
2.2 <u>Evaluaciones intensivas de campo para el desarrollo de constantes de modelos</u> . . . . .	4
2.2.1 Conceptos básicos. . . . .	4
2.2.2 Pruebas de campo en funcionamiento continuo. . .	9
2.2.3 Pruebas de campo en estado discontinuo . . . . .	28
2.2.4 Pruebas de campo combinadas. . . . .	30
2.3 <u>Evaluación de lagunas a escala de laboratorio y piloto</u>	35
2.4 <u>Investigaciones en desarrollo de biomasa</u> . . . . .	42
2.5 <u>Investigaciones sobre aspectos de salud del reuso de efluentes de lagunas</u> . . . . .	45
3. COMPONENTES DE UN PROTOCOLO DE INVESTIGACION . . . . .	52
3.1 <u>Necesidad de un protocolo</u> . . . . .	52
3.2 <u>Criterios para la definición de los alcances del estudio</u>	52
3.2.1 Criterios para la selección de parámetros de medición . . . . .	52
3.2.2 Revisión bibliográfica sobre valores esperados de varios parámetros y reformas a técnicas analíticas	53
3.2.3 Definición de objetivos y alcance del estudio . .	93
4. DESCRIPCION DE LA METODOLOGIA EXPERIMENTAL . . . . .	96
4.1 Aspectos físicos de la instalación . . . . .	96
4.1.1 Limpieza y mantenimiento . . . . .	96
4.1.2 Estructuras hidráulicas . . . . .	96
4.1.3 Facilidades para toma de datos meteorológicos . . .	111
4.2 Pruebas de trazadores para calibración de medidores y estudio de la dispersión . . . . .	111
4.2.1 Conceptos teóricos . . . . .	111
4.2.2 Tipo, cantidad de trazador y método de detección .	114
4.2.3 Procedimiento para la calibración de medidores de caudal . . . . .	120
4.2.4 Procedimientos para caracterización hidráulica y estudio de la dispersión . . . . .	122

	<u>Página</u>
4.3 Muestreo y preservación en aguas residuales . . . . .	131
4.4 Garantía y control de calidad analítica . . . . .	148
4.5 Procesamiento estadístico de datos . . . . .	150
4.6 Informes y publicaciones . . . . .	156
5. DETERMINACION DE LOS RECURSOS NECESARIOS . . . . .	158
6. REFERENCIAS . . . . .	160

NOMENCLATURA UTILIZADA

<u>Símbolo</u>	<u>Definición y dimensiones</u>
$S_a$	DBO total del afluente, ( $\text{mg } \bar{l}^{-1}$ )
$S$	DBO soluble del efluente, ( $\text{mg } \bar{l}^{-1}$ )
$V$	Volumen de la laguna, ( $\text{m}^3$ )
$x$	Coordenada en la dirección del flujo, (m)
$A$	Area de la laguna, (longitud <sup>2</sup> )
$K_1$	Constante específica de asimilación del sustrato, ( $\text{mg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ), base e
$X_b$	Concentración de bacterias activas, ( $\text{mg } \bar{l}^{-1}$ )
$K$	Constante global de asimilación de la DBO, o constante de reacción, base e, ( $\text{días}^{-1}$ )
$Q$	Caudal de agua residual, ( $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ )
$PR$	Período de retención teórico, (días)
$N$	Coliforme fecal en el efluente, ( $\text{N}^\circ/100 \text{ ml}$ )
$N_0$	Coliforme fecal en el afluente, ( $\text{N}^\circ/100 \text{ ml}$ )
$K_b$	Constante de mortalidad bacteriana, ( $\text{días}^{-1}$ )
$Q_a$	Caudal del afluente, ( $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ ), base e
$Q_i$	Caudal de infiltración, ( $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ )
$K'$	Constante de asimilación biológica o constante del reactor (asumiendo mezcla completa), ( $\text{días}^{-1}$ ), base e
$EMS$	Resultado del balance de los vectores de masa alrededor de la laguna, ( $\text{Kg } \text{día}^{-1}$ )
$CS_a$	Carga superficial de DBO aplicada, ( $\text{Kg } \text{Ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ )
$CS_r$	Carga superficial de DBO removida, ( $\text{Kg } \text{Ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ )
$CS_e$	Carga superficial de DBO en el efluente, ( $\text{Kg } \text{Ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ )
$C$	Concentración del contaminante, ( $\text{mg } \bar{l}^{-1}$ )
$U$	Velocidad longitudinal promedio, ( $\text{m } \text{día}^{-1}$ )
$D$	Coefficiente de dispersión longitudinal o axial, ( $\text{m}^2 \text{ día}^{-1}$ )
$t$	Tiempo, (días)
$Z$	Distancia adimensional en la dirección del flujo
$\bar{t}$	Tiempo de residencia promedio, (días)
$a$	Constante adimensional = $\sqrt{1 + 4K\bar{t}D}$

<u>Símbolo</u>	<u>Definición y dimensiones</u>
d	Coefficiente de dispersión (adimensional) = $D/UL = D\bar{t}/L^2$
$K_b'$	Constante de mortalidad bacteriana o constante de mortalidad del reactor (asumiendo mezcla completa), ( $\text{días}^{-1}$ ), base e
E	Relación de concentraciones de trazador = $C/C_0$
$\theta$	Relación de tiempos en una prueba de trazadores = $t/\bar{t}$
$C_i$	Concentración individual de trazador, ( $\text{masa volumen}^{-1}$ )
$t_i$	Tiempo de muestreo individual en una prueba de trazadores
$\sigma^2$	Varianza de una curva $C_i$ vs $t_i$ de trazadores, ( $\text{horas}^2$ )
$\sigma_t^2$	Varianza adimensional de la curva E vs $\theta$
$C_{max}$	Concentración máxima de trazador ( $\text{masa volumen}^{-1}$ )
k	Constante de degradación o desoxigenación de un agua residual, base 10, ( $\text{días}^{-1}$ )
$k'$	Constante de degradación o desoxigenación de un agua residual, base e, ( $\text{días}^{-1}$ ); $k' = 2.303k$
ℓ	Volumen en litros
mg	Masa en miligramos
m	Lóngitud en metros
M	Masa de un parámetro, (Kg)
NMP	Número más probable de microorganismos, ( $N^\circ/100 \text{ ml}$ )
$X_a$	Concentración de algas, $\text{mg } \bar{\ell}^{-1}$
$P_i$	Porcentaje de habitantes de una comunidad infectados con Salmonella
gm	Contribución de materia fecal en gramos
$N_f$	Conteo de Salmonella en la materia fecal, ( $N^\circ$ por gramo de materia fecal húmeda)
$P_s$	Porcentaje de supervivencia de Salmonellas desde el punto de descarga al punto de muestreo
q	Contribución de aguas residuales ( $\ell \text{ hab}^{-1} \text{ día}^{-1}$ )
$C_0$	Concentración inicial de contaminante o de trazador en la laguna ( $\text{masa volumen}^{-1}$ )
$\bar{K}$	Relación de concentración inicial a mínima en una prueba de trazadores
P	Concentración de la solución de Rhodamina, % al peso

<u>Símbolo</u>	<u>Definición y dimensiones</u>
$C_{min}$	Concentración mínima de trazador, (masa volumen <sup>-1</sup> )
$W$	Peso de la solución de Rhodamina, g
$C_t$	Concentración de radioactividad de la muestra al tiempo t, ( $\mu C_i \bar{m}^3$ )
$n$	Conteo de radiación $\gamma$ por minuto al tiempo t en la muestra, (CPM)
$n'$	Conteo de radiación $\gamma$ por minuto de fondo, (CPM)
$S_d$	Sensibilidad del detector, (CPM $\mu C_i^{-1} \bar{m}^3$ )
$T_{0.5}$	Vida media del radioisótopo, (días)
$t_{90}$	Tiempo necesario para reducir una población microbiana en un ciclo logarítmico, en una prueba en equilibrio discontinuo, (días)

Lista de Figuras

<u>No.</u>	<u>Descripción</u>	<u>Página</u>
1	Desarrollo de la constante del reactor en pruebas en paralelo.	13
2	Correlación entre la constante del reactor y el período de retención para lagunas primarias y secundarias . . . . .	14
3	Reducción de DBO soluble o del coliforme fecal en lagunas de estabilización con flujo disperso. . . . .	19
4	Reducción de DBO soluble o del coliforme fecal en lagunas de estabilización con flujo disperso. . . . .	20
5	Relación entre la varianza y el factor de dispersión para uso en pruebas con trazadores . . . . .	25
6	Perfil de concentraciones de trazador con descarga instantánea	27
7	Procesamiento de datos de una prueba de trazadores con distribución simétrica . . . . .	27
8	Esquema de prueba de campo combinada . . . . .	30
9	Prueba batch de mortandad de coliforme fecal en laguna secundaria S <sub>7</sub> de San Juan . . . . .	31
10	Curva de DBO con método de diferencia diaria . . . . .	37
11	Determinación de la constante de reacción, con el método Batch de diferencia diaria . . . . .	78
12	Influencia de la temperatura en la tasa de mortalidad de coliforme fecal . . . . .	81
13	Variación horaria de coliforme fecal en desecho crudo y laguna secundaria en San Juan . . . . .	82
14	Variación horaria de coliforme fecal en afluente y efluente de laguna de estabilización . . . . .	98
15	Estructura de regulación de flujo en las lagunas de San Juan	99
16	Repartidor con vertedero sumergido . . . . .	100
17	Repartidor con vertederos con contracciones . . . . .	101
18	Repartidor proporcional en canal con régimen crítico . . . . .	101
19	Repartidor circular universal . . . . .	101
20	Canaleta Parshall usada en lagunas de San Juan, Lima . . . . .	103
21	Estructura simplificada de salida con dos vertederos . . . . .	104 y 105

<u>No.</u>	<u>Descripción</u>	<u>Página</u>
22	Estructura simplificada de salida con un vertedero . . . . .	106 y 107
23	Estructura de interconexión y medición para mínima pérdida de carga . . . . .	108 y 109
24	Detalles de la caseta del registrador de altura . . . . .	110
25	Curva de calibración del medidor Parshall . . . . .	123
26	Curva de calibración de vertedero No. 1 . . . . .	124
27	Curva de calibración de vertedero No. 2 . . . . .	125
28	Curva de calibración de vertedero No. 3 . . . . .	126
29	Curva de dispersión para laguna No. 7 Corine, Utah, EE.UU.	128
30	Vista frontal del muestreador automático . . . . .	134
31	Detalles del mecanismo de distribución . . . . .	135
32	Detalles del brazo de distribución . . . . .	136
33	Detalles del soporte del brazo de distribución . . . . .	137
34	Detalles del soporte del brazo de distribución . . . . .	138
35	Detalles del engranaje del distribuidor . . . . .	139
36	Detalles de los mecanismos del muestreador . . . . .	140
37	Circuitos eléctricos . . . . .	141
38	Secuencia de operación del interruptor cíclico . . . . .	141
39	Muestreador continuo de botella . . . . .	143
40	Diagrama de flujo: Procedimiento para lograr la comparación de resultados analíticos de un grupo de laboratorios . . . . .	149
41	Probabilidad de valores de DBO para desecho crudo . . . . .	154

Lista de Cuadros

<u>No.</u>	<u>Descripción</u>	<u>Página</u>
1	Mediciones y determinaciones sugeridas en evaluación de rutina de lagunas de estabilización . . . . .	8
2	Datos de prueba Batch para determinación de constante de reacción según Chiang & Gloyna <sup>13</sup> . . . . .	36
3	Constante global de asimilación de la DBO en lagunas de estabilización . . . . .	38
4	Características de algunas instalaciones de lagunas a escala de laboratorio . . . . .	39
5	Características de algunas instalaciones de lagunas a escala piloto . . . . .	41
6	Tasas de mortandad de coliforme total en lagunas facultativas con flujo tipo pistón <sup>2</sup> . . . . .	42
7	Influencia de las características celulares en varios procesos de remoción . . . . .	44
8	Parámetros que pueden controlarse en lagunas de alta producción de biomasa . . . . .	44
9	Organismos de mayor significancia sanitaria en esquemas de reuso de aguas residuales . . . . .	47
10	Categorías de elementos en relación con riesgos toxicológicos en el agua . . . . .	50
11	Parámetros seleccionados y su relación con criterios de calidad	54-56
12	Pretratamiento de muestras de efluentes de lagunas para análisis por DBO . . . . .	59
13	Relaciones de DBO y DQO total a soluble en efluentes de lagunas primarias . . . . .	60
14	DBO total y soluble de efluente de lagunas: Técnica de centrifugación . . . . .	62
15	Datos meteorológicos y de estratificación termal en la Laguna P <sub>1</sub> de San Juan, Lima . . . . .	67

<u>No.</u>	<u>Descripción</u>	<u>Página</u>
16	Variaciones en la calidad del agua a través del uso doméstico y tratamiento en lagunas de oxidación en Lima, Perú <sup>4</sup>	71
17	Características de varios procesos de tratamiento en la destrucción de coliforme fecal . . . . .	74
18	Prevalencia de enfermedades enteríticas en el área de San Juan, Lima, Perú . . . . .	84
19	Coefficiente de rugosidad para conductos de aguas residuales	111
20	Información sobre trazadores en sistemas de agua . . . . .	116
21	Trazadores radiactivos más utilizados en sistemas de agua	117
22	Características de los trazadores colorantes más comunes	120
23	Datos de las pruebas de calibración del medidor Parshall con Rhodamina . . . . .	121
24	Características de los vertederos rectangulares calibrados	122
25	Datos de una prueba de trazadores en la laguna No. 7 de Corine, Utah con el procesamiento de datos para cálculo de la dispersión . . . . .	129
26	Lista de partes del muestreador automático . . . . .	142
27	Lista de preservantes utilizables . . . . .	144
28	Recomendaciones para muestreo y preservación de muestras . .	145-147
29	Límites de detección requeridos (mg/l salvo se especifique lo contrario) . . . . .	151
30	Resumen de datos para el efluente de la laguna secundaria S 2	153

## 1. INTRODUCCION

El uso de lagunas de estabilización en países de América Latina y el Caribe se ha incrementado en forma notable en los últimos años, con la construcción de instalaciones de lagunas para climas predominantemente tropicales. La práctica de diseño y operación de lagunas en estos climas utilizando los métodos tradicionales ha resultado en muchos casos en fracasos y sobrediseño.

La aplicación de resultados de investigaciones con lagunas en países con cuatro estaciones ha probado ser una práctica costosa y en muchos casos inadecuada por razones de salud pública. Este es el caso del uso de métodos de diseño basados únicamente en eficiencia de remoción de compuestos orgánicos, que resultan en instalaciones con celdas únicas, cuando el criterio fundamental a considerarse es primordialmente la reducción de organismos patógenos, situación que demanda la utilización de lagunas en serie.

Se puede afirmar sin temor a equivocación que, a pesar de existir una gran cantidad de información sobre lagunas y haberse conducido un gran número de investigaciones, existen todavía grandes vacíos, que no permiten al ingeniero sanitario obtener una adecuada concepción de proyecto para casos como por ejemplo:

- reducción de organismos patógenos y la influencia de la temperatura;
- métodos adecuados de dimensionamiento de lagunas en climas con condiciones meteorológicas sujetas a variaciones cíclicas extremas (regiones montañosas en países andinos);
- serio vacío en el adecuado conocimiento del comportamiento hidráulico de lagunas de varias formas, el uso adecuado de constantes de modelos y la adecuada interpretación de datos de evaluación;
- incertidumbre en el uso de modelos para diseño de lagunas aeradas en climas tropicales.
- etc.

Por las razones indicadas se ha establecido la necesidad de implementar proyectos de investigación en lagunas, tendientes al desarrollo de información que pueda ser utilizada para mejorar el diseño, la construcción y la operación de instalaciones. Estas investigaciones también deben aclarar los límites y condiciones de aplicación del tratamiento por lagunas de estabilización, de modo

que se eviten aplicaciones erróneas. El desarrollo de esta información es de gran importancia, en especial para países en desarrollo, puesto que el resultado práctico final es el de obtener lagunas de estabilización funcionando con mejor rendimiento, a menor costo. Varias instituciones de países han atendido a esta necesidad, llevando a cabo investigaciones, algunas simples, otras más complejas. Aunque muchos estudios realizados han resultado en contribuciones, principalmente útiles para la localidad, se ha observado que en forma global los resultados de investigaciones son de difícil comparación, debido al uso de procedimientos experimentales y técnicas analíticas diferentes. En muchas ocasiones los objetivos de las investigaciones no han sido claros y por falta de coordinación se ha incurrido en la duplicación de esfuerzos.

Considerando que una de las funciones del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), es el promover y coordinar investigaciones en la Región, y teniendo en cuenta que varios países están en el proceso de preparar proyectos de investigación sobre lagunas, se decidió preparar el presente manual. El propósito del mismo es por consiguiente:

- presentar información que sea de utilidad para el profesional que tenga bajo su responsabilidad el control de una instalación y efectúe mediciones para control de rutina. Sobre este aspecto es de utilidad la información de los Capítulos 2.1 y 3.2.2;
- orientar al profesional que planea la evaluación intensiva de una laguna, presentando información sobre las diversas modalidades de investigación, con sus características y ventajas. Sobre este aspecto es de utilidad la información del Capítulo 2;
- guiar al investigador sobre lagunas, en el proceso de planeación e implementación del proyecto de investigación, haciendo énfasis en la necesidad de: contar con un protocolo de investigación y definir la metodología experimental. Sobre estos aspectos son de utilidad los Capítulos 3 y 4;
- promover en el ámbito regional, el empleo de técnicas experimentales uniformes, de modo que se logre la comparabilidad de resultados de investigaciones diferentes. Sobre este aspecto es de particular interés el Capítulo 4;

- finalmente presentar información actualizada sobre el tema de investigación en lagunas, con el objeto de evitar duplicaciones innecesarias, para lo cual el autor ha revisado una gran cantidad de información existente sobre investigaciones con lagunas, con énfasis en procedimientos experimentales. En las discusiones que se presentan se incluyen técnicas utilizadas en las investigaciones realizadas por el CEPIS en las Lagunas de San Juan en Lima, Perú.

La naturaleza de los procedimientos experimentales propuestos es de carácter pragmático y aplicable, tanto a simples evaluaciones de rutina, como al desarrollo de constantes para modelos simplificados en condiciones iniciales de funcionamiento.

Es importante señalar que por el carácter práctico del presente manual, se deja fuera de alcance una descripción detallada de la metodología de investigación sobre la influencia de variables de modelos complejos, considerando que las informaciones a desarrollarse corresponden a lagunas trabajando en condiciones iniciales de funcionamiento, por lo que se excluyen interrelaciones entre lodos y líquido y entre variables del sistema carbonatado.

En los capítulos del presente manual, el lector encontrará una discusión sobre las diferentes modalidades de investigaciones posibles con lagunas, con indicación de los objetivos más relevantes. En el siguiente capítulo se presenta una discusión sobre componentes de un protocolo de investigación. Esta información será de utilidad para seleccionar parámetros y técnicas de medición que permitan concebir un protocolo para obtener datos de calidad garantizada y de utilidad. En el Capítulo 3 se discuten componentes de un protocolo de investigación de mucha utilidad para el desarrollo de un documento que normalmente es necesario para la consecución de fondos.

El presente documento se ha escrito como parte del programa de trabajo del proyecto de investigación "Implicaciones de saneamiento del reuso agrícola de aguas residuales tratadas en las Lagunas de San Juan", que el CEPIS ha llevado a cabo con el auspicio de la Dirección General del Medio Ambiente del Ministerio de Salud, y el Proyecto de Desarrollo Tecnológico de las Instituciones de Abastecimiento de Agua Potable y Alcantarillado (DTIAPA), este último un proyecto del Gobierno Peruano coauspiciado por el BID y la OPS.

## 2. MODALIDADES DE INVESTIGACION EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION

### 2.1 Evaluaciones de rutina en el campo

El propósito de estas evaluaciones es el de realizar un número tal de mediciones y análisis que permitan un control y manejo adecuados del proceso de lagunas. Dentro de este propósito, los criterios de selección de parámetros a medirse son: Calidad requerida en el efluente y parámetros de control. Se ha establecido la necesidad de reconocer la existencia de varios niveles de control<sup>1</sup>. Para lagunas de estabilización, tanto el número de observaciones como su frecuencia son variables y dependen de una serie de factores como: Tamaño de la instalación, infraestructura y recursos existentes, personal disponible, laboratorios, etc.

Desde el punto de vista de investigación, las evaluaciones de rutina tienen valor en el desarrollo a largo plazo de parámetros como: Carga orgánica, eficiencias de remoción, influencia de los cambios estacionales de temperatura, etc. La interpretación de estos datos es normalmente a través de correlaciones empíricas. En el siguiente cuadro se presenta una lista de parámetros a observarse para dos niveles de control.

### 2.2 Evaluaciones intensivas de campo para el desarrollo de constantes de modelos

#### 2.2.1 Conceptos básicos

Las evaluaciones intensivas en lagunas son llevadas a cabo con propósitos más específicos que las evaluaciones de rutina. En el desarrollo de un protocolo de investigación con la utilización de pruebas de carácter intensivo, es imprescindible tener una idea clara, tanto de las variables dependientes e independientes del estudio como de las limitaciones físicas de la unidad, en la cual se van a realizar las investigaciones.

Es importante destacar que en la interpretación de datos obtenidos en pruebas intensivas, el investigador intenta arribar a conclusiones racionales, más allá del desarrollo de simples correlaciones empíricas, que deben emplearse sólo como último recurso. En este proceso el estudio de la interrelación de variables dentro de modelos es un concepto de mucha utilidad.

En el estudio intensivo de lagunas de estabilización, las variables dependientes comúnmente estudiadas son: eficiencias de varios tipos, cinéticas de reducción, parámetros característicos del submodelo hidráulico, producción de biomasa, gases, etc. El investigador comúnmente trata de establecer el efecto de variables independientes, como factores meteorológicos y físicos en las anteriores. Al final del manual se presenta una lista de variables.

El propósito del presente capítulo es el de presentar en la forma más clara posible, las limitaciones y utilidad de los diversos tipos de reactores, en relación con el tipo de submodelo hidráulico y las respectivas constantes de reacción que se desea determinar. Estas interrelaciones están normalmente descritas por balances de masa expresadas en forma diferencial y resueltas para cada condición de equilibrio.

En la presente introducción se presenta una discusión sobre conceptos básicos comunes a todos los tipos de lagunas, con el propósito de evitar posteriores interpretaciones erróneas. Esta discusión cubre aspectos como: los componentes de modelos y las suposiciones de funcionamiento.

Los componentes de modelos normalmente son: el submodelo hidráulico, que como se verá más adelante, puede estar caracterizado por el factor de dispersión; los vectores de acumulación, entrada y salida de masa, y los vectores de generación y destrucción de masa. Estos últimos están afectados por constantes cinéticas. Como se indica más adelante en este documento, el submodelo hidráulico se caracteriza utilizando pruebas de trazadores. Las constantes cinéticas sin embargo se determinan a través de pruebas en equilibrio discontinuo.

En el presente manual se asume que tanto la asimilación del substrato como la mortalidad de coliforme fecal y salmonella se ajustan más a una reacción de primer orden. Esta suposición está basada en el trabajo de Chiang & Gloyne (1970) y en los resultados de las investigaciones del CEPIS en las Lagunas de San Juan. Es conveniente definir y diferenciar varias constantes cinéticas.

En relación con asimilación del substrato (DBO o DQO) se definen para los propósitos de este manual las siguientes constantes:

(1) La constante específica de asimilación del sustrato  $K_1$ , ( $\text{mg}^{-1} \text{ l} \text{ día}^{-1}$ ). Cuyo valor es específico para un tipo de desecho y no varía a lo largo del tratamiento. La determinación de esta constante no es posible por métodos directos, en vista de que se requiere conocer la concentración de "biomasa activa" ( $X_b$ ), que lleva a cabo la biodegradación. Su desarrollo es posible por métodos indirectos, normalmente con reactores múltiples a escala de laboratorio y en condiciones muy controladas. En vista de que: hay muy poca información sobre  $K_1$  para desechos domésticos; las complicaciones de su desarrollo a escala de laboratorio, en especial para simular el funcionamiento de lagunas facultativas y el énfasis que debe darse a las investigaciones sobre organismos patógenos en lugar de DBO, se deja el uso de  $K_1$ , fuera del alcance de este manual. Este símbolo sólo aparece en el manual por razones teóricas.

(2) La constante global de asimilación del sustrato  $K$  ( $\text{día}^{-1}$ ). Que incorpora la concentración de biomasa activa  $K = K_1 X_b$  y por consiguiente su valor es específico (o constante) sólo para reactores con igual concentración de biomasa. Este parámetro varía según el tipo de laguna, decreciendo en valor, con el grado de tratamiento. La determinación de esta constante para lagunas facultativas se efectúa a través de pruebas en equilibrio discontinuo, por lo que es independiente del submodelo hidráulico. Es muy pertinente destacar que para el caso de lagunas facultativas alargadas o con flujo tipo pistón, esta constante no puede determinarse con mediciones a lo largo del reactor, por cuanto no se puede lograr una uniformidad de biomasa. Por otro lado esta constante  $K$  puede determinarse para lagunas aeradas, tanto a escala de laboratorio con reactores múltiples, como con instalaciones a escala completa, funcionando con una alta densidad de energía.

(3) La constante de asimilación biológica de una laguna o constante del reactor  $K'$  ( $\text{día}^{-1}$ ). Este parámetro es desarrollado de mediciones de afluente-efluente de una laguna, asumiendo el submodelo hidráulico como mezcla completa. Considerando que las lagunas de estabilización funcionan generalmente con cortocircuitos, la suposición de mezcla completa es incorrecta. También el uso de este parámetro es incorrecto desde el punto de vista estrictamente teórico. Sin embargo, en el presente manual se discutirá el desarrollo de esta constante, por

dos razones: (a) porque existe una gran cantidad de datos de evaluación de lagunas con datos para  $K'$  y; (b) por razones de orden práctico a nivel de diseño. Esto se explica a continuación: En el diseño de una laguna para reducción de DBO, el ingeniero puede contar con datos correctos de la constante global de asimilación  $K$ , pero no dispone de información sobre el submodelo hidráulico de su laguna, lo cual se caracteriza con la instalación construida. Por tanto es aconsejable efectuar una suposición que aunque burda, es útil para diseño, la cual es la de transformar el valor de  $K$  al correspondiente valor de  $K'$  bajo la suposición de mezcla completa. Con este artificio, el valor de  $K'$  resulta incrementado entre el 40 al 80% sobre el valor de  $K$ . Esta transformación se efectúa utilizando el modelo de flujo disperso.

En relación con la mortalidad de bacterias, es conveniente distinguir las siguientes constantes cinéticas:

(4) La constante específica de mortalidad bacteriana (i.e.: coliforme fecal, salmonella, etc.)  $K_b$  ( $\text{días}^{-1}$ ). Este valor es desarrollado a través de pruebas de mortalidad en equilibrio discontinuo, o en pruebas en funcionamiento continuo en lagunas con flujo tipo pistón y carga orgánica reducida.

(5) La constante de mortalidad bacteriana de un reactor  $K_b'$  ( $\text{días}^{-1}$ ) con características similares a la discusión del parámetro  $K'$ , con la excepción de que en lugar de DBO se trata de bacterias.

En cuanto a las suposiciones comunes a todos los modelos se tienen:

- Uniformidad en la densidad de biomasa activa  $X_b$ .
- Uniformidad de condiciones físicas de funcionamiento como: caudales, concentraciones, etc., y;
- Uniformidad de factores meteorológicos y ausencia de estratificación termal.

Cuadro No. 1

MEDICIONES Y DETERMINACIONES SUGERIDAS EN EVALUACION DE RUTINA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Medición o determinación	Nivel de control	
	Mínimo recomendable	Adecuado
<b>A. OBSERVACIONES BASICAS</b>		
1. Caudal	Observación diaria	Registro continuo
2. Apariencia y olor	" "	Observación diaria
3. Natas y lodos	" "	" "
4. Estado de diques	" "	" "
5. Viento y nubosidad	" "	" "
6. Material cribado	Medición diaria	Medición diaria
7. Vegetación en diques	Observación diaria	Observación diaria
<b>B. ANALISIS DE DBO</b>		
1. Total del afluente	Mensual	Quincenal
2. Total y soluble del efluente	"	"
<b>C. ANALISIS DE COLIFORME FECAL DEL AFLUENTE Y EFLUENTE</b>	"	"
<b>D. TEMPERATURA DEL CRUDO Y LAGUNAS</b>	Diaria	Diaria
<b>E. SOLIDOS EN SUSPENSION DEL EFLUENTE</b>	Mensual	Quincenal
<b>F. PARAMETROS CALCULADOS</b>		
1. Carga orgánica, Kg DBO. $\text{Ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$	"	"
2. Eficiencia de remoción de DBO	"	"
3. Eficiencia de remoción de colifecal	"	"
4. Período de retención	Diaria	Diaria

## 2.2.2 Pruebas de campo en funcionamiento continuo

### 2.2.2.1 En lagunas con flujo tipo pistón

Este tipo de prueba es de utilidad en la determinación de tasas de reacción de degradación de la materia orgánica y de destrucción de microorganismos, utilizando una o varias unidades de forma alargada. Esta modalidad ha sido utilizada en la determinación de tasas de mortandad de bacterias en lagunas subdivididas con láminas de material barato<sup>2</sup> y tasas de remoción de DBO<sup>3</sup>.

El fundamento teórico de cálculo de las constantes de reacción considera un balance de material en un volumen infinitésimo del reactor en la siguiente forma:

$$\left( \text{acumulación} \right) = \left( \text{cambio de masa en el volumen } dV \right) - \left( \text{masa asimilada} \right)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} dV = -Q \frac{\partial S}{\partial x} dx - K_1 X_b S dV \quad (1)$$

En equilibrio continuo  $\partial S / \partial t = 0$  y reemplazando  $dV = A dx$  se obtiene:

$$A dx = - \frac{Q}{K_1 X_b} \frac{dS}{S} \quad (2)$$

La ecuación anterior integrada entre límites: cuando  $X = 0$ ;  $S = S_0$  y cuando  $X = L$ ;  $S = S$  y reemplazando  $PR = V/Q$ ;  $K = K_1 X_b$ , resulta en:

$$S = S_0 \exp(-K PR) \quad (3)$$

En las ecuaciones anteriores:

$S_0$  = DBO total del afluente,  $\text{mg } \ell^{-1}$

$S$  = DBO soluble del efluente,  $\text{mg } \ell^{-1}$

$K_1$  = Constante específica de asimilación de la DBO, basado en cinética de primer orden,  $\text{mg}^{-1} \ell \text{ día}^{-1}$

$K$  = Constante global de asimilación,  $\text{días}^{-1}$

$X_b$  = Concentración de bacterias activas,  $\text{mg } \ell^{-1}$

$V$  = Volumen de la laguna,  $\text{m}^3$

$Q$  = Caudal del agua residual,  $m^3 \text{ día}^{-1}$

$PR$  = Período de retención teórico, días

En caso de simularse la mortandad de bacterias, por ejemplo, coliforme fecal, la ecuación anterior resultaría en:

$$N = N_0 \exp(-K_b PR) \quad (4)$$

en donde  $N_0$  y  $N$  son respectivamente los conteos de coliforme fecal al inicio y final, normalmente expresados en número más probable (NMP) por 100 ml. Y  $K_b$  es la constante específica de mortalidad de coliforme fecal ( $\text{días}^{-1}$ ). En este caso  $K$  corresponde a la constante de reacción de primer orden de la Ley de Chick.

La utilidad de estas pruebas es casi exclusivamente para estudio de constantes de mortalidad de microorganismos a lo largo de la laguna. Experimentos realizados en lagunas piloto, con el fin de determinar la constante de degradación de DBO a lo largo de la laguna no han sido exitosos, debido a la dificultad de mantener una concentración uniforme de biomasa activa a lo largo de la laguna. Como se indicará más adelante, se produce primero una fase bacteriana, seguida de una fase de desarrollo de algas, las cuales operan con diferentes tasas de biodegradación.

El éxito de este tipo de experimentos depende en gran parte de la uniformidad de factores como caudal, concentraciones y temperatura que aseguren una buena simulación en equilibrio continuo. La dificultad de mantener condiciones uniformes presenta varios problemas experimentales en la investigación con lagunas a escala completa. Entre éstos se debe mencionar la necesidad de muestreo intensivo y registro continuo de caudal del desecho crudo, para permitir el análisis de muestras compuestas. Esto es posible para el caso de análisis que pueden preservarse adecuadamente durante el período de muestreo.

La decisión sobre el tipo de muestreo para pruebas de conteo microbiológico, como el coliforme fecal, debe hacerse después de pruebas intensivas en 24 horas. En este caso se pueden realizar pruebas cada tres o cuatro horas y calcular el promedio geométrico diario, lo cual permite determinar una hora adecuada para muestreo puntual representativo.

#### 2.2.2.2 En lagunas con mezcla completa

La evaluación intensiva de instalaciones de lagunas, bajo la suposición de mezcla completa es posible, siempre que se cumplan una serie de condiciones que

tienen relación, tanto con aspectos físicos como bioquímicos. Antes de entrar a discutir estos aspectos es conveniente recordar que el propósito de las evaluaciones intensivas es más específico que en las evaluaciones de rutina y generalmente tiene relación con el desarrollo de constantes de degradación de la materia orgánica y de mortandad de organismos patógenos.

La suposición de mezcla completa es razonable para instalaciones expuestas con buen viento y sin estratificación termal, y para lagunas aeradas con una adecuada densidad de energía. Otros aspectos físicos importantes en la selección de una instalación para evaluación intensiva en equilibrio continuo son el número de unidades y la localización de dispositivos de entrada. Los aspectos bioquímicos de importancia son el mantenimiento de condiciones uniformes de desarrollo de biomasa, o sea uniformidad de caudales, concentraciones y condiciones meteorológicas. La conducción de pruebas dentro de condiciones controladas asegura éxito en el procesamiento de datos de campo. Se previene al lector sobre la existencia de un gran número de evaluaciones de campo, cuyos datos no han podido interpretarse adecuadamente, por falta de previsión en la programación de las pruebas. Para tener más elementos que permitan una adecuada discusión sobre factores que intervienen en la programación de las pruebas, se presentan los fundamentos teóricos de desarrollo de las constantes de reacción. Efectuando un balance de masa en una laguna aerada con mezcla completa y sin acumulación de lodo se tiene:

(acumulación) = (masa de entrada) - (masa de salida) - (asimilación biológica)

$$V \frac{dS}{dt} = Q_a S_a - Q S - K_1 X_b S V \quad (5)$$

La solución de esta ecuación para condiciones de equilibrio continuo ( $dS/dt = 0$ ), ausencia de infiltración ( $Q_a = Q$ ), introduciendo la tasa global de reacción ( $K = K_1 X_b$ ) y el período de retención ( $PR = V/Q$ ) resulta en:

$$S = \frac{S_a}{1 + K PR} \quad (6)$$

El desarrollo de la constante K para lagunas aeradas a partir de pruebas de campo en equilibrio continuo es posible en dos formas. Primero a partir de un solo experimento, usualmente repetitivo, en donde se mide  $S_a$  y S y se calcula K, asumiendo mezcla completa:

$$K = \left( \frac{S_a}{S} - 1 \right) \frac{1}{PR} = \left( \frac{E}{1-E} \right) \frac{1}{PR} \quad (7)$$

en donde:

$S_a$ ,  $S$  son la DBO total del afluente y soluble del efluente, en mg/l

$K$  es la constante global de remoción de DBO 1/días,  $PR$  es el período de retención teórico ( $V/Q$ ), en días y  $E$  es la eficiencia de remoción en decimales.

La segunda forma de encontrar la constante  $K$ , es aplicable a experimentos con por lo menos tres (idealmente cuatro) lagunas aeradas en paralelo, en condiciones controladas en cuanto a uniformidad del desecho, pero con cuatro cargas diferentes. El procesamiento de datos de campo se efectúa por medio de la ecuación (7) reformada para representar una línea recta, en donde  $K$  es la pendiente:

$$\frac{S_a}{S} = 1 + K PR \quad (8)$$

Los datos de campo son dibujados tal como lo indica la Figura No. 1 y la constante  $K$  es la pendiente de la línea de mejor ajuste a los datos.

Es conveniente recordar que la ecuación (8) utilizada para procesar datos de varios reactores en paralelo, sirve para determinar la pendiente  $K_1 X_b = K$ . En este procesamiento se está asumiendo que la densidad de biomasa  $X_b$  es constante en todas las lagunas, lo cual no sucede en la práctica. Por esta razón la determinación de la constante  $K$  por este método, adolece de un impase teórico. Sin embargo, para valores bajos de  $X_b$ , o sea para lagunas facultativas con cargas bajas, el método puede aplicarse con un margen de error pequeño.

En los estudios efectuados por el CEPIS<sup>4,5</sup> en las lagunas de San Juan, se evaluaron cuatro baterías de lagunas primarias y secundarias, durante un período de 21 semanas. Los datos de las lagunas primarias en paralelo con altas cargas fueron procesados según el procedimiento indicado en la Figura No. 1 y los valores de  $K$  resultaron muy elevados para uso práctico. Por esta razón el autor sugiere la utilización de este tipo de prueba en paralelo, para lagunas a escala piloto, en condiciones controladas y con cargas bajas.

En la práctica la conducción de pruebas en paralelo e interpretación de resultados como se indica en la Figura No. 1 es muy difícil para lagunas facultativas debido a la dificultad de mantener condiciones uniformes, tanto de mezcla, como de densidad de biomasa. Por estas razones la evaluación de lagunas facultativas con cualquiera de los dos métodos indicados, resulta en el desarrollo de la constante  $K'$ , en lugar de  $K$ .

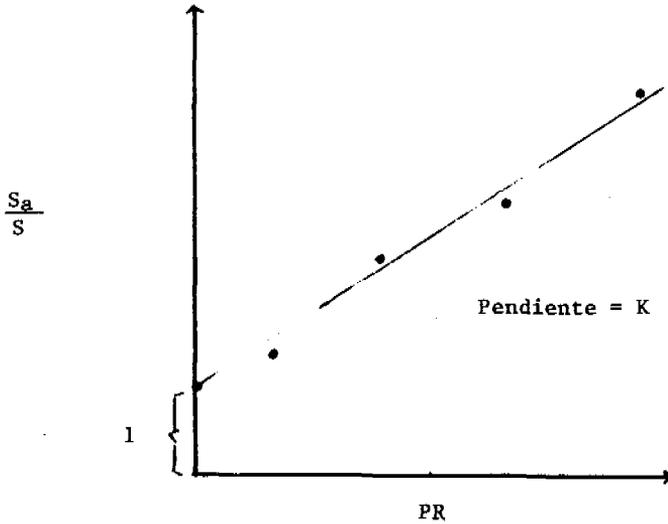
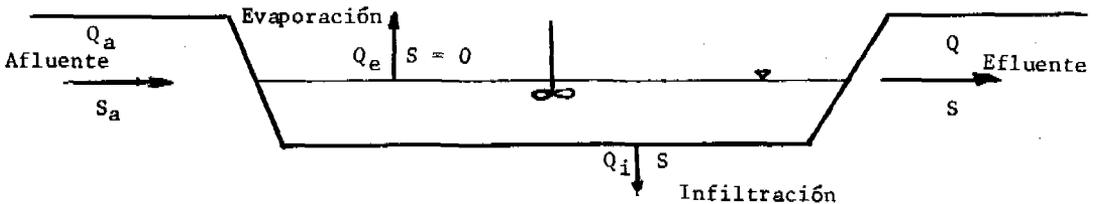


Figura No. 1

DESARROLLO DE LA CONSTANTE DEL REACTOR EN PRUEBAS EN PARALELO

En evaluaciones de campo con condiciones no uniformes, el procesamiento utilizando la ecuación (7) es útil, sin embargo, el número de datos debe ser tal que asegure una interpretación estadística de los valores calculados de K en correlación con otro parámetro. En los estudios de San Juan, Lima, Perú <sup>4, 5</sup> se obtuvo una correlación entre K y el período de retención PR, tal como se indica en la Figura No. 2, en la cual se observan valores decrecientes de K con el período de retención y el coeficiente de correlación de datos es estadísticamente significativo (0.916).

En caso de evaluarse lagunas con altos valores de infiltración, los datos tienen que ser corregidos para cálculo de cargas aplicadas y removidas. Una forma de procesar datos de campo para esas condiciones es partiendo de un balance de masa para las siguientes condiciones:



$$v \frac{dS}{dt} = Q_a S_a - Q_i S - Q S - K' S V \quad (9)$$

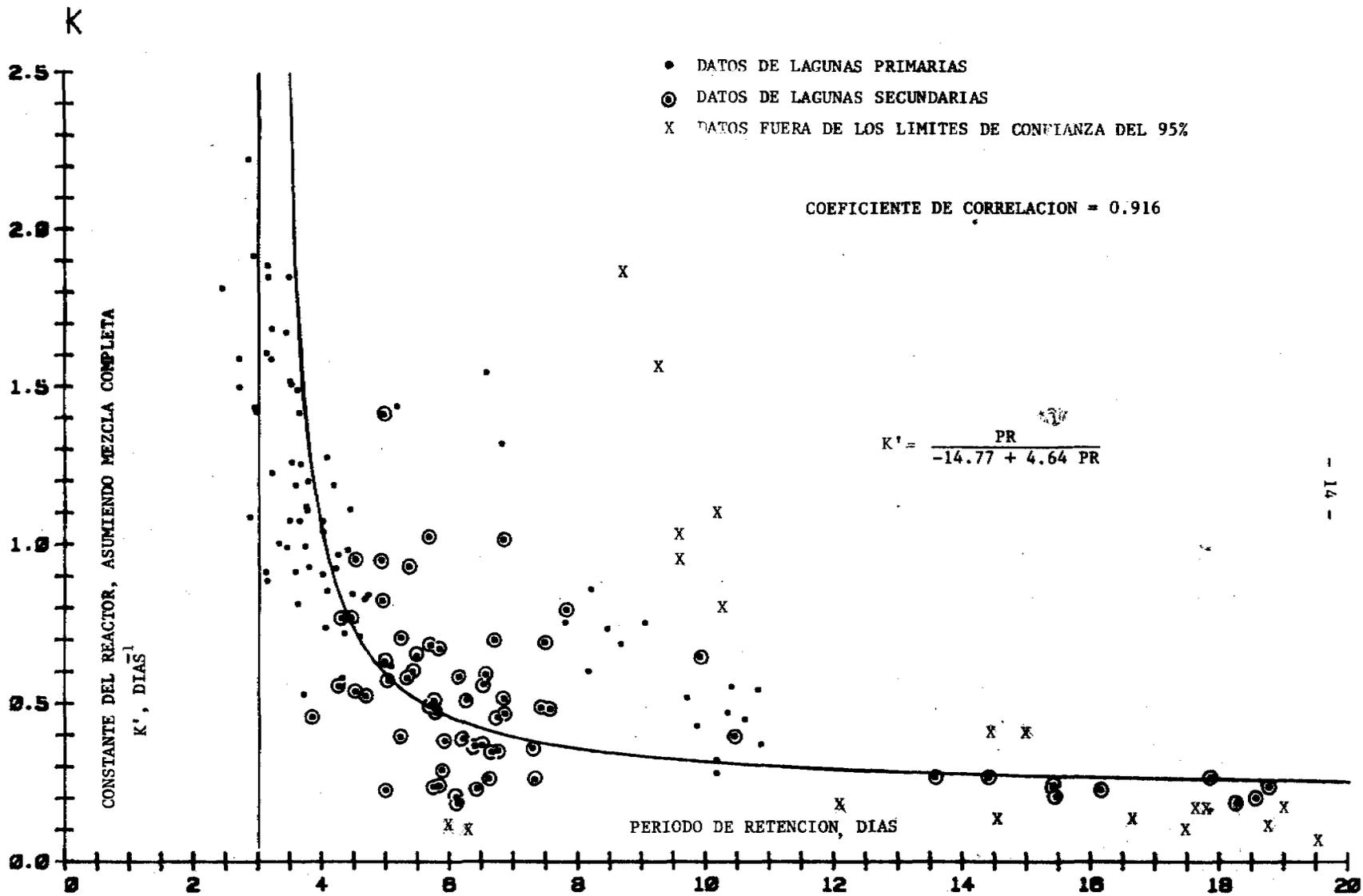


FIGURA 2 CORRELACION ENTRE LA CONSTANTE DEL REACTOR Y EL PERIODO DE RETENCION PARA LAGUNAS PRIMARIAS Y SECUNDARIAS

La solución de esta ecuación para equilibrio continuo introduciendo el parámetro  $PR = V/Q$  es:

$$K'PR = \frac{Q_a \cdot S_a - Q_i \cdot S - Q \cdot S}{Q \cdot S} = \frac{\Sigma MS}{Q \cdot S} \quad (10)$$

en donde:

$Q_a$ ,  $Q_i$ ,  $Q$  son respectivamente los caudales del afluente, infiltración y del efluente en  $m^3 \cdot día^{-1}$ .

$K'$  es la constante global del reactor,  $días^{-1}$

$\Sigma MS$  es el resultado del balance de los vectores de masa alrededor de la laguna,  $Kg \text{ DBO } día^{-1}$ .

Bajo la suposición de que la evaporación es depreciable se tiene  $Q_a = Q + Q_i$  e introduciendo las definiciones de carga aplicada ( $CS_a$ ), carga removida ( $CS_r$ ) y de carga del efluente ( $CS_e$ ), se tiene:

$$CS_a = \frac{Q_a \cdot S_a}{A} \quad (11)$$

$$CS_r = \frac{Q_a \cdot S_a}{A} - \frac{Q_i \cdot S}{A} - \frac{Q \cdot S}{A} \quad (12)$$

$$CS_e = \frac{Q \cdot S}{A} \quad (13)$$

Reemplazando las dos últimas ecuaciones en la ecuación (10) se tiene:

$$K'PR = \frac{CS_r}{CS_e} \quad (14)$$

En caso de depreciarse la infiltración la ecuación anterior cambia a:

$$K'PR = \frac{CS_r}{CS_a - CS_r} \quad (15)$$

Es importante señalar que la suposición de mezcla completa es realista solamente en el caso de lagunas aeradas con altas densidades de energía. En la mayoría de casos de lagunas facultativas, el procesamiento de datos de campo, bajo la suposición de mezcla completa, resulta en valores de la constante de reacción más altos que lo normal. Por esta razón se recomienda en lo posible la

conducción de pruebas de trazadores y la determinación de dichas constantes, a través de experimentos bajo situaciones más controladas. Esta metodología se discute en los siguientes capítulos.

### 2.2.2.3 En lagunas con flujo disperso

La evaluación intensiva de lagunas que no conforman con submodelos hidráulicos de flujo tipo pistón o de mezcla completa debe efectuarse con la ayuda de modelos más complicados. Existe una gran variedad de modelos que pueden ser utilizados<sup>6, 7</sup>. Entre estos, el modelo de dispersión axial es el que más ha sido utilizado, porque en sus límites cubre los dos anteriores.

En este modelo, los mecanismos de transporte son la dispersión axial (difusión molecular en el sentido del flujo) y la convección. La siguiente ecuación es el resultado de un balance de masa alrededor de un volumen  $dV$  para un reactor con flujo tipo pistón.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} - K C \quad (16)$$

en donde:

$C$  = Concentración del contaminante,  $\text{mg } \ell^{-1}$

$x$  = Coordenada en la dirección de flujo,  $\text{m}$

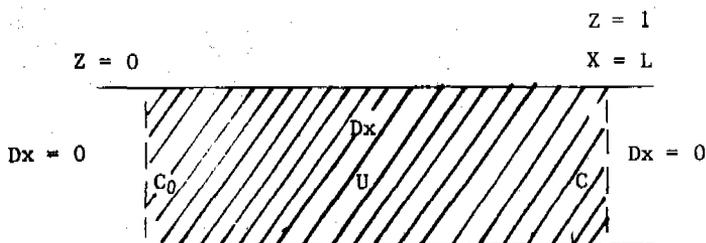
$U$  = Velocidad longitudinal promedio del reactor,  $\text{m día}^{-1}$

$D$  = Coeficiente de dispersión, longitudinal o axial,  $\text{m}^2 \text{ día}^{-1}$

$t$  = Tiempo, días

En la ecuación anterior el primer término de la derecha es la dispersión por difusión molecular, el segundo término es la dispersión convectiva y el tercero es la degradación del contaminante. La solución de la ecuación anterior es posible para una variedad de condiciones. En cuanto a equilibrio, la solución para equilibrio continuo es útil para diseño. Por otro lado la solución para equilibrio hidráulico continuo y alimentación de contaminante en equilibrio discontinuo es útil para caracterización del grado de dispersión del reactor.

En este manual se discutirá la solución bajo las condiciones de borde llamadas: cerradas - cerradas, lo cual se indica a continuación:



Estas condiciones de borde son las únicas consistentes con los criterios de continuidad en la entrada y salida y permiten ubicar adecuadamente el submodelo hidráulico de un reactor, entre los límites de mezcla completa y flujo tipo pistón<sup>7</sup>. Soluciones de la ecuación 16 para esas condiciones de borde han sido desarrolladas por Danckwerts<sup>8</sup> y por Wehner y Wilhelm<sup>9</sup>. La versión de los últimos autores se presenta a continuación:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{2 \exp\left(\frac{Z}{2d}\right) \left[ (1+a) \exp\left(\frac{a}{2d}(1-Z)\right) - (1-a) \exp\left(\frac{a}{2d}(Z-1)\right) \right]}{(1+a)^2 \exp\left(\frac{a}{2d}\right) - (1-a)^2 \exp\left(\frac{-a}{2d}\right)} \quad (17)$$

en donde:

$C_0$  y  $C$  son respectivamente las concentraciones del afluente y efluente en  $\text{mg l}^{-1}$   
 $X$  y  $L$  son respectivamente la distancia medida desde la entrada y la longitud entre entrada y salida en m

$Z$  es la distancia adimensional en la dirección del flujo =  $X/L$

$t$  es el tiempo de residencia teórico, días

$d$  es el factor de dispersión =  $D/UL = Dt/L^2$  (18)

$a$  es una constante adimensional =  $\sqrt{1+4Kt}$  (19)

$K$  es la constante de reacción en  $\text{días}^{-1}$

La ecuación N°17 puede ser utilizada para lagunas alargadas. Para otras condiciones es de utilidad la siguiente ecuación simplificada para  $X = L$ ;  $Z = 1$ :

$$\frac{C}{C_0} = \frac{4a \exp(1/2d)}{(1+a)^2 \exp(a/2d) - (1-a)^2 \exp(-a/2d)} \quad (20)$$

Esta relación permite interpretar adecuadamente los datos de una evaluación intensiva de campo de una laguna funcionando en equilibrio continuo. Las figuras

3 y 4 han sido preparadas para simplificar el uso de la ecuación anterior. La Figura 3 es de utilidad para mediciones de DBO, las cuales generalmente caen dentro del intervalo entre el 80 y 90%. La influencia de la dispersión es más dramática para mediciones de coliforme fecal, esto se puede observar en la Figura 4 para eficiencias entre el 90 y 99.9%. El siguiente ejemplo ilustra el uso de dichas figuras:

Ejemplo N° 1

Se ha evaluado una laguna facultativa secundaria determinándose eficiencias de remoción de DBO soluble y de coliforme fecal. Paralelamente se ha realizado una prueba de trazadores de cuyos datos se ha determinado un factor de dispersión  $d = 0.5$  y un período de retención teórico  $t = 12.5$  días. Utilizando las correspondientes mediciones se logra calcular la constante de reacción de DBO y la tasa de mortandad de coliforme fecal.

$$\text{DBO total del afluente} = 72 \text{ mg } \ell^{-1}$$

$$\text{DBO soluble del efluente} = 15 \text{ mg } \ell^{-1}$$

$$\text{Coliforme fecal del afluente} = 3 \times 10^5 \text{ NMP /100 ml}$$

$$\text{Coliforme fecal del efluente} = 7 \times 10^3 \text{ NMP /100 ml}$$

La tasa de reacción de DBO se calcula utilizando la Figura 3 para  $C/C_0 = 0.208$  y  $d = 0.5$  se lee  $K t = 2.33$ , de donde se calcula  $K = 0.188$  1/días.

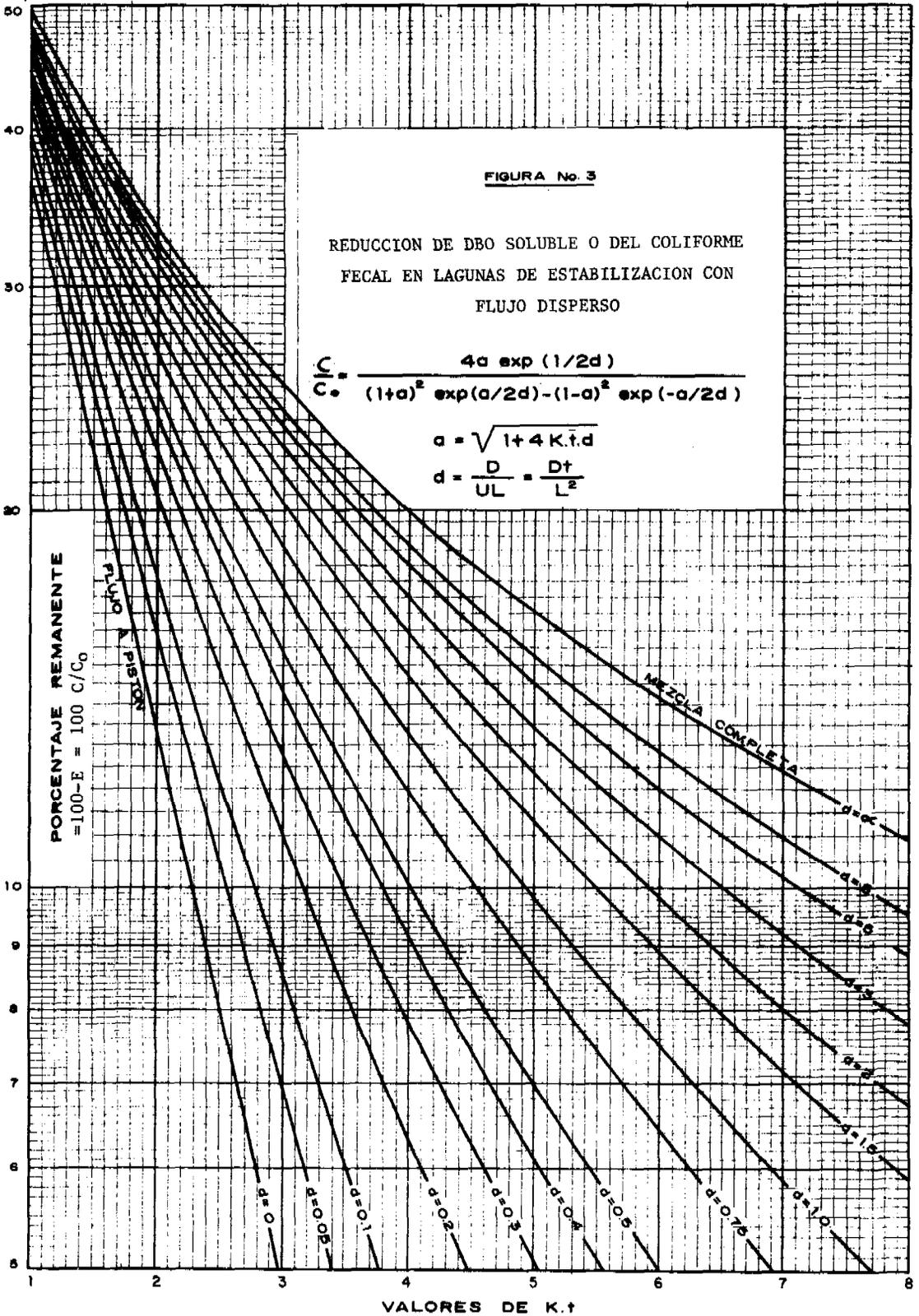
La tasa de mortandad de coliforme fecal se calcula utilizando la Figura 4 para  $100 N/N_0 = 2.33$  y  $d = 0.5$  se lee  $K t = 8.9$ , de donde se calcula  $K = 0.712$  1/días.

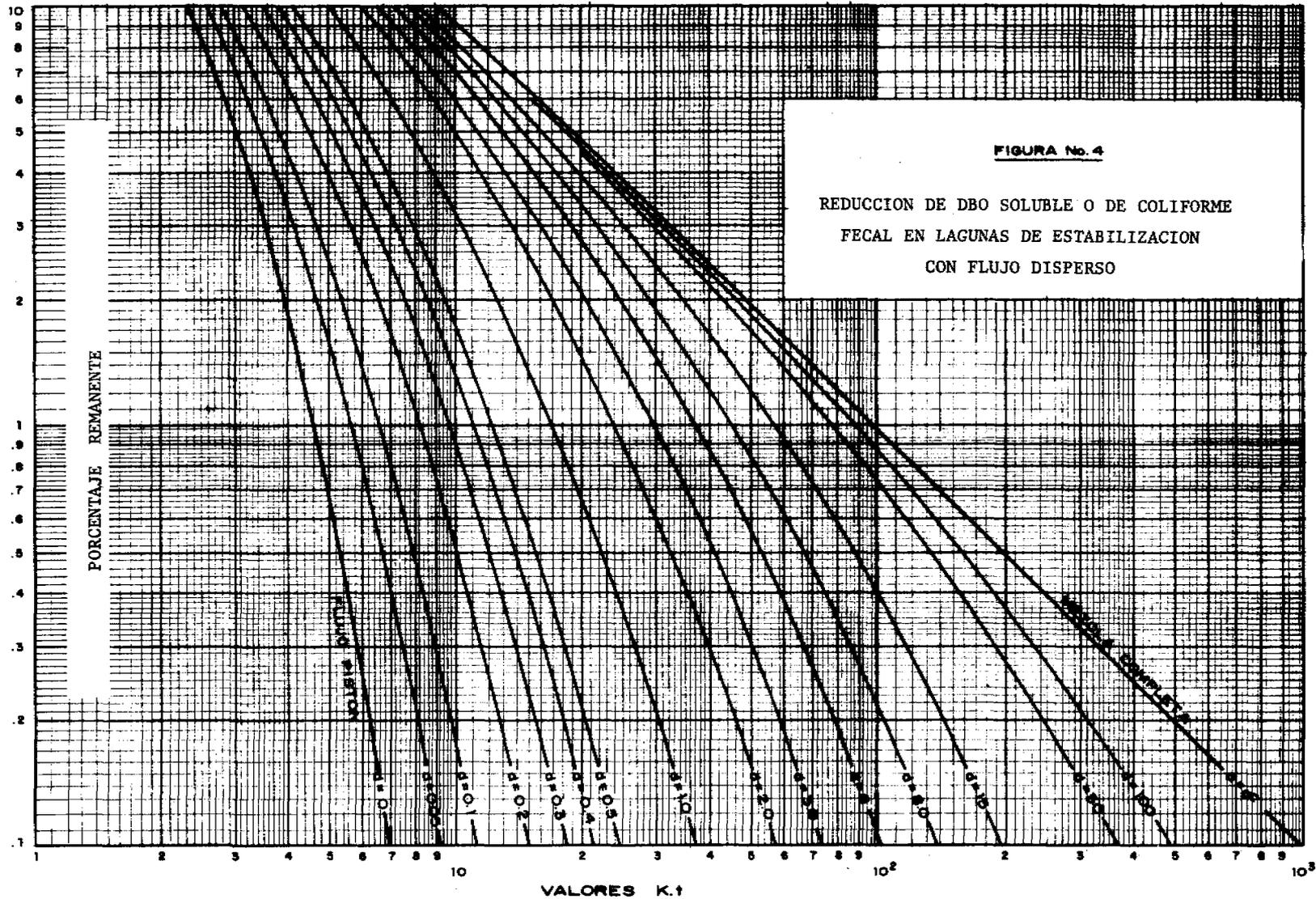
Una simplificación de la ecuación (20) ha sido propuesta por Thirimurthi 10, 11, para valores del coeficiente de dispersión "d" menores a la unidad.

$$\frac{C}{C_0} = \frac{4a \exp \left[ \left( \frac{1-a}{2d} \right) \right]}{(1+a)^2} \quad (21)$$

Tanto la ecuación (20) como la (21) corresponden a soluciones de la ecuación (16) para alimentación continua de un contaminante biodegradable, según la constante de reacción K.

Ambas ecuaciones pueden usarse para conteo bacteriano en lugar de DBO, para lo cual se substituyen los símbolos C y  $C_0$  por N y  $N_0$ , correspondientemente.





**FIGURA No. 4**  
 REDUCCION DE DBO SOLUBLE O DE COLIFORME  
 FECAL EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION  
 CON FLUJO DISPERSO

#### 2.2.2.4 Pruebas para determinación del submodelo hidráulico de una laguna

Los siguientes tipos de submodelos hidráulicos pueden determinarse mediante pruebas de trazadores:

- flujo tipo pistón
- flujo con mezcla completa
- flujo tipo pistón con dispersión axial
- flujo combinado de tres elementos básicos: volumen efectivo de mezcla, cortocircuitos y flujo tipo pistón. Entre la gran variedad de modelos combinados posibles se tiene:
  - o mezcla completa y espacios muertos
  - o flujo tipo pistón y espacios muertos
  - o mezcla completa y cortocircuitos
  - o flujo tipo pistón y cortocircuitos
  - o flujo tipo pistón en paralelo
  - o mezcla completa y flujo tipo pistón en serie
  - o mezcla completa con espacios muertos y cortocircuitos
  - o mezcla completa y flujo tipo pistón en paralelo
- modelos simples con recirculación
- modelos combinados con recirculación
- etc.

En el presente manual se discuten los tres primeros, dejándose los demás fuera de alcance, en razón de su gran complejidad. En caso de que el lector quiera profundizar en estos aspectos, se sugiere la consulta de la referencia<sup>7</sup>.

La determinación del submodelo hidráulico de una laguna se efectúa mediante pruebas de trazadores, en las cuales se arroja un trazador a la entrada del reactor y se mide la concentración del trazador a la salida del mismo. Existen varias formas de inyección del trazador como:

- inyección en impulso
- inyección continua
- inyección gradual

- inyección en forma de rampa
- inyección exponencia
- inyección sinusoidal
- inyección pulsante

En el presente manual sólo se tratan las dos primeras bajo las siguientes suposiciones:

- ausencia de reacción del trazador
- flujo constante

El análisis de datos de los demás tipos de inyección son complejos y se dejan fuera del alcance de este manual.

Bajo las suposiciones indicadas, la distribución del tiempo de residencia de un trazador, está representado por la "curva de distribución de edad". Esta curva se obtiene experimentalmente, al arrojar en la entrada del reactor un trazador, en forma de impulso y medir su concentración a la salida a lo largo del tiempo. Existen varios tipos de "curvas de distribución de edad":

- la curva dimensional "C" vs "t"
- la curva adimensional "E" vs " $\theta$ ", en donde  $E_c = C/C_0$  y  $\theta = t/\bar{t}$ , siendo:  
C = concentración del trazador medida en la salida, a un tiempo t  
 $C_0$  = concentración idealizada de una masa de trazador (M) en el volumen total del reactor (V);  $C_0 = M/V$   
 $\bar{t}$  = tiempo de residencia promedio en el reactor
- la curva adimensional acumulada "F" vs " $\theta$ ", que representa la fracción total del trazador que ha salido del reactor, siendo:  $F = 1 - C/C_0$

Para el análisis de las curvas de distribución de edad se utilizan dos conceptos matemáticos: el primero y más importante es el primer momento de la curva C vs t con respecto al origen. Este concepto define el centro de gravedad de la curva, definido por el tiempo promedio  $\bar{t}$ :

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \quad (22)$$

Si la curva de distribución está referida a valores definidos  $\Delta t$ , entonces:

$$\bar{t} = \frac{\sum t_i C_i}{\sum C_i} \quad (22a)$$

El segundo concepto matemático más importante es la dispersión de la curva, normalmente conocido como la varianza  $\sigma^2$ . Este parámetro está definido por el segundo momento de la curva  $C$  vs  $t$ , con respecto al promedio  $\bar{t}$ ; su expresión matemática es:

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t - \bar{t})^2 C dt}{\int_0^{\infty} C dt} = \frac{\int_0^{\infty} t^2 C dt}{\int_0^{\infty} C dt} - \bar{t}^2 \quad (23)$$

Nuevamente para valores uniformes de  $\Delta t_i$  de la curva se tiene:

$$\sigma^2 = \frac{\sum t_i^2 C_i}{\sum C_i} - \bar{t}^2 \quad (23a)$$

En la ecuación anterior  $\sigma^2$  es la varianza de la curva  $C$  vs  $t$  y por consiguiente tiene dimensiones de (tiempo)<sup>2</sup>.

El cálculo del factor de dispersión  $-d-$  se efectúa a partir de la varianza en su forma adimensional  $-\sigma_t^2-$  para lo cual es necesario tener en cuenta dos situaciones: grandes y pequeños valores de la dispersión.

El primer caso de grandes valores de dispersión es de utilidad en la mayoría de los casos y permite calcular el coeficiente de dispersión  $-d-$  para uso en el modelo de flujo disperso, en este caso la varianza adimensional está definida, a través de conceptos estadísticos por:

$$\sigma_t^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2d - 2d^2 [1 - \exp(-1/d)] \quad (24)$$

en donde:

$\sigma_t^2$  es la varianza adimensional

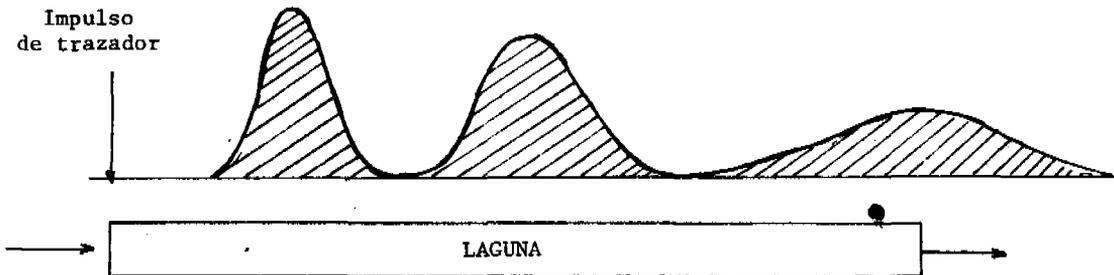
$\sigma^2$  es la varianza de la curva  $C_i$  vs  $t_i$  (tiempo)<sup>2</sup>

$d$  es el factor de dispersión adimensional =  $D/UL$

$\bar{t}$  es el período de retención promedio

El cálculo de  $-d-$  se efectúa con ayuda de la fórmula (24) por aproximaciones sucesivas. Para facilidad de cálculo se ha desarrollado la Figura 5 que representa la ecuación anterior.

El segundo caso de pequeños valores de la dispersión, es de gran utilidad para lagunas alargadas, con flujo tipo pistón. En este caso al arrojar un impulso de trazador en la entrada de la laguna, la forma de la curva  $C_i$  vs  $t_i$  cambia, ampliando su base y reduciendo su máximo, como se indica:



Bajo estas condiciones el análisis de datos de trazadores al final, resulta más largo y menos exacto. En estas condiciones es posible utilizar mediciones del trazador en puntos anteriores a la salida. Para el procesamiento de datos se utiliza una solución de la ecuación (16) para el caso de una masa de trazador no biodegradable arrojada al inicio, en forma de impulso. En este caso, para pequeñas dispersiones, esta solución es (6) (12):

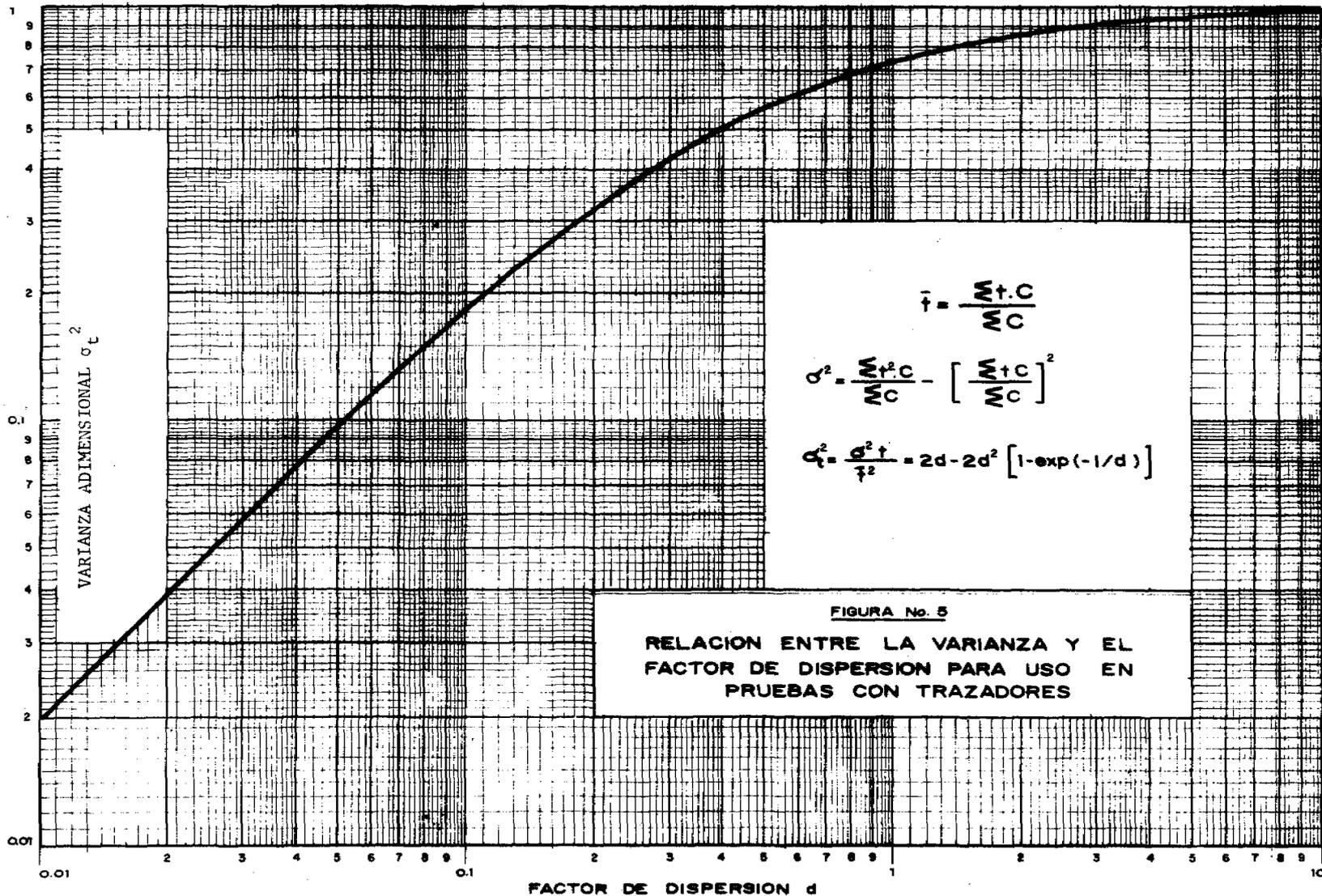


FIGURA No. 5  
 RELACION ENTRE LA VARIANZA Y EL  
 FACTOR DE DISPERSION PARA USO EN  
 PRUEBAS CON TRAZADORES

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2 \sqrt{\pi d}} \exp \left[ - \frac{(1 - t/\bar{t})^2}{4d} \right] \quad (25)$$

En donde  $C_0$  es la concentración idealizada del trazador, al arrojar una masa (M, Kg) es dividida para el volumen del reactor  $C_0 = M/V$ .

La ecuación anterior puede utilizarse para calcular pequeños valores de dispersión, en reactores abiertos o cerrados. Esto sucede porque la forma de la curva  $C_i$  vs  $t_i$  es insensitiva de la condición de borde (6). La ecuación (25) se indica gráficamente en la Figura 6.

El cálculo del factor de dispersión  $d$  es posible procesando todos los datos de la curva de dispersión en la siguiente forma:

$$\sigma_t^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2 d \quad (26)$$

en donde:

$\sigma^2$  es la varianza de la curva  $C_i$  vs  $t_i$  (tiempo)<sup>2</sup>

$\sigma_t^2$  es la varianza de la distribución adimensional

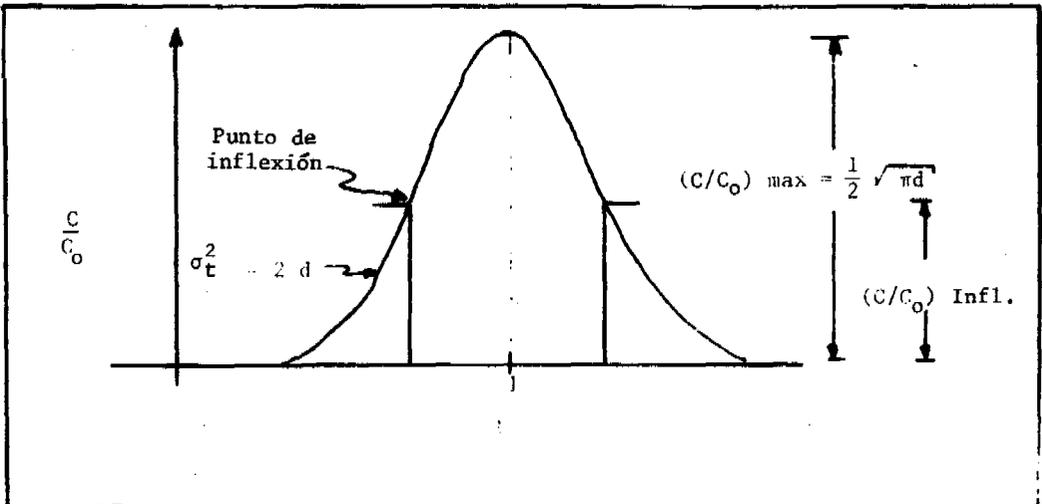
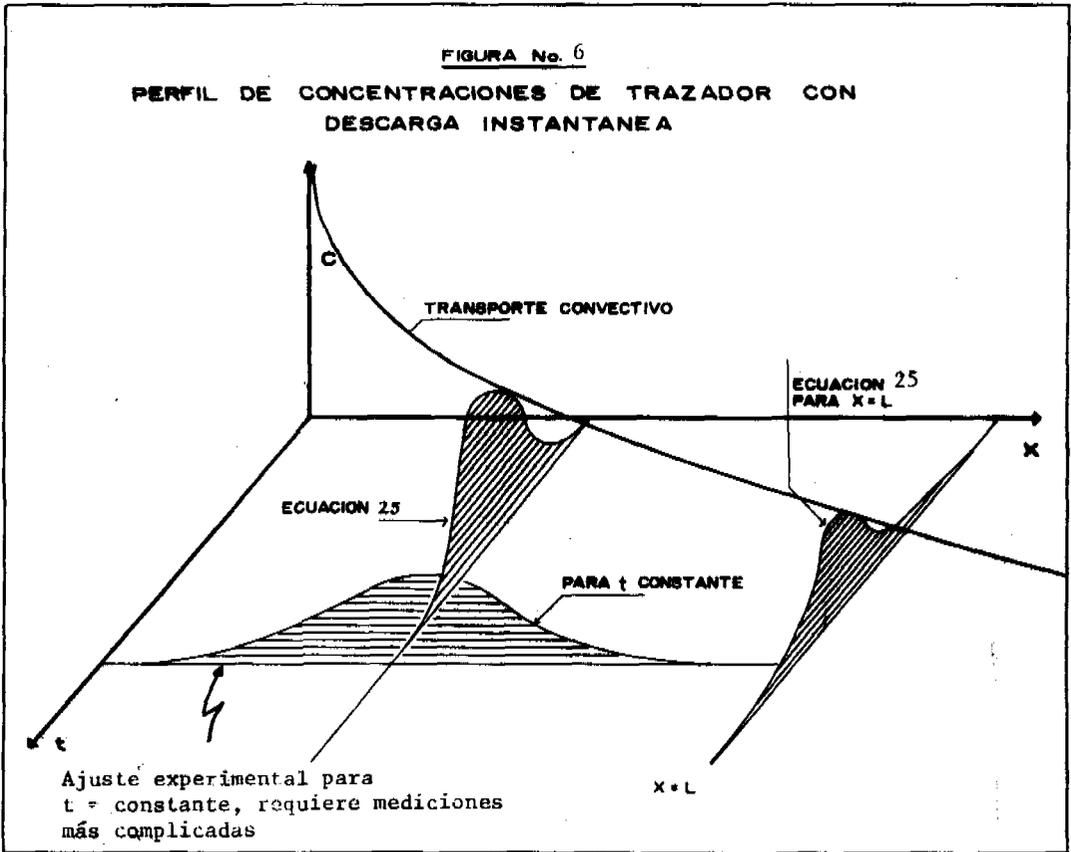
$\bar{t}$  es el período de retención promedio

El procesamiento anterior requiere más datos de campo y cálculos. Para simplificar la prueba, se puede trabajar con el máximo de la curva  $C_i$  vs  $t_i$  representada por la ecuación (25), tal como se indica en la Figura No. 7. En este caso el máximo de la curva adimensional está dado por:

$$\frac{C_{\max}}{C_0} = \frac{1}{2 \sqrt{\pi d}} \quad (27)$$

de donde:

$$d = \frac{1}{4\pi (C_{\max}/C_0)^2} \quad (28)$$



**Figura No. 7**

DETERMINACION DEL FACTOR DE DISPERSION, A PARTIR DEL MAXIMO, EN UNA CURVA DE DISTRIBUCION SIMETRICA

En caso de tener datos de varias curvas a lo largo del reactor, se puede sumar tanto las varianzas  $\sigma^2$  como los períodos de retención  $\bar{t}$  para procesamiento de datos de campo.

Como se verá más adelante en los ejemplos, el análisis de datos para valores grandes de la dispersión se aplica en la generalidad de los casos, quedando el segundo caso sólo para lagunas subdivididas en forma muy regular.

En el capítulo de pruebas de trazadores se presentan los procedimientos experimentales y formas de procesamiento de datos de campo. Este último método es aplicable a lagunas de forma alargada que simulen flujo a pistón.

### 2.2.3 Pruebas de campo en estado discontinuo

Este tipo de evaluación es posible en una instalación con más de una unidad en donde se puede cortar el caudal de ingreso a una de las unidades recargando la otra. También es posible evaluar en esta forma las llamadas "lagunas terminales" después de un período de alimentación.

En cualquier caso la evaluación de estas lagunas corresponde al estado de equilibrio discontinuo o "Batch". En estas condiciones sin aporte de afluente, tanto la degradación orgánica, como la destrucción de microorganismos se efectúan en condiciones rápidas bajo la suposición de mezcla completa y uniformidad de biomasa en el tiempo. La degradación de la materia orgánica sucede según la siguiente expresión:

$$\frac{dS}{dt} = -K S \quad (29)$$

integrando entre límites cuando  $t=0$ ;  $S=S_0$  y cuando  $t=t$ ;  $S=S$ , se encuentra la siguiente ecuación, similar a la ecuación (3):

$$S = S_0 \exp (-K t) \quad (30)$$

De la misma forma para simular la mortandad de organismos indicadores como coliformes fecales se tiene la siguiente ecuación similar a la ecuación (4):

$$N = N_0 \exp (-K_b t) \quad (31)$$

La utilidad de este tipo de pruebas es que mediante mediciones de DBO soluble y coliforme fecal en una laguna estancada es posible determinar las respectivas constantes de reacción.

En la práctica estas evaluaciones requieren mucho cuidado, tanto en el muestreo para DBO y coliforme como en las pruebas de laboratorio mismas. Esto se debe a continuos ajustes diarios que deben efectuarse en las diluciones. Estas determinaciones generalmente duran ocho días y son más factibles de realizar en lagunas primarias en donde se tienen valores más elevados tanto de DBO como de coliforme fecal. Es conveniente destacar que en condiciones de campo es muy difícil efectuar un muestreo representativo del contenido de una laguna sin afectar la estabilidad del lodo del fondo, esto no sucede en pruebas de campo combinadas.

En relación con este tipo de lagunas, es importante indicar que en los últimos años se ha desarrollado el concepto de "lagunas en fase aislada". Este concepto implica el almacenamiento del contenido de una laguna, por períodos entre cuatro y veinte días, con el propósito de mejorar la calidad del líquido. En esas condiciones se pueden obtener concentraciones de DBO consistentemente más bajas que 4 mg/l y concentraciones de sólidos en suspensión por debajo de 12 mg/l<sup>13,14</sup>

Lagunas operando en condiciones de "fase aislada" normalmente tienen facilidades para reducir su nivel considerablemente, al final del período de operación batch. Como se podrá observar de los datos de los ejemplos, la satisfacción de la DBO y reducción de organismos patógenos ocurren en forma acelerada en condiciones de aislación.

Cabe indicarse que la evaluación completa de una laguna en condiciones operativas no es posible por este método, a menos que se tenga información de las condiciones hidráulicas de la laguna, con pruebas de trazadores, lo cual requiere mediciones en condiciones de equilibrio continuo. Por estas razones se recomienda en lo posible la evaluación de lagunas mediante la conducción de pruebas de campo combinadas.

#### Ejemplo N° 2

Se desea calcular la constante de mortalidad de coliforme fecal, para la prueba en estado discontinuo indicada en la Figura No. 9.

Utilizando la ecuación No. 33 se tiene:

$$K_b = \frac{1}{t_{90}} \ln 10 = \frac{2.303}{t_{90}} = \frac{2.303}{2.4} = 0.96$$

$$K_b = 0.96 \text{ (días}^{-1}\text{)}$$

#### 2.2.4 Pruebas de campo combinadas

Este tipo de prueba ofrece las mejores ventajas en la evaluación de una laguna de estabilización en condiciones de campo, puesto que permite conocer tanto información sobre la degradación de la materia orgánica y destrucción de organismos como las condiciones hidráulicas de la laguna. Estas pruebas han sido utilizadas con éxito en las evaluaciones de las lagunas de San Juan, Lima, Perú y consisten de tres componentes:

- evaluaciones en el efluente y afluente de las lagunas en condiciones de equilibrio continuo. Esto requiere mediciones de caudal y muestreo representativo en la entrada y salida, generalmente para DBO y coliforme fecal;
- paralelamente la conducción de pruebas de trazadores para conocer las condiciones hidráulicas de la laguna;
- conducción de una prueba batch a escala reducida dentro de la laguna tal como lo indica la Figura 8.

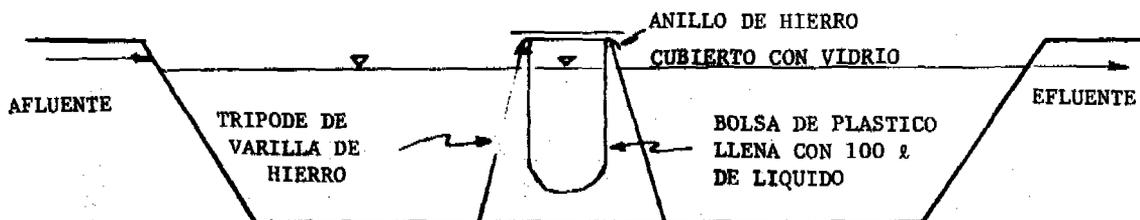


Figura N° 8  
ESQUEMA DE PRUEBA DE CAMPO COMBINADA

Figura No. 9  
Prueba batch de mortandad de coliforme fecal  
en laguna secundaria S<sub>7</sub> de San Juan

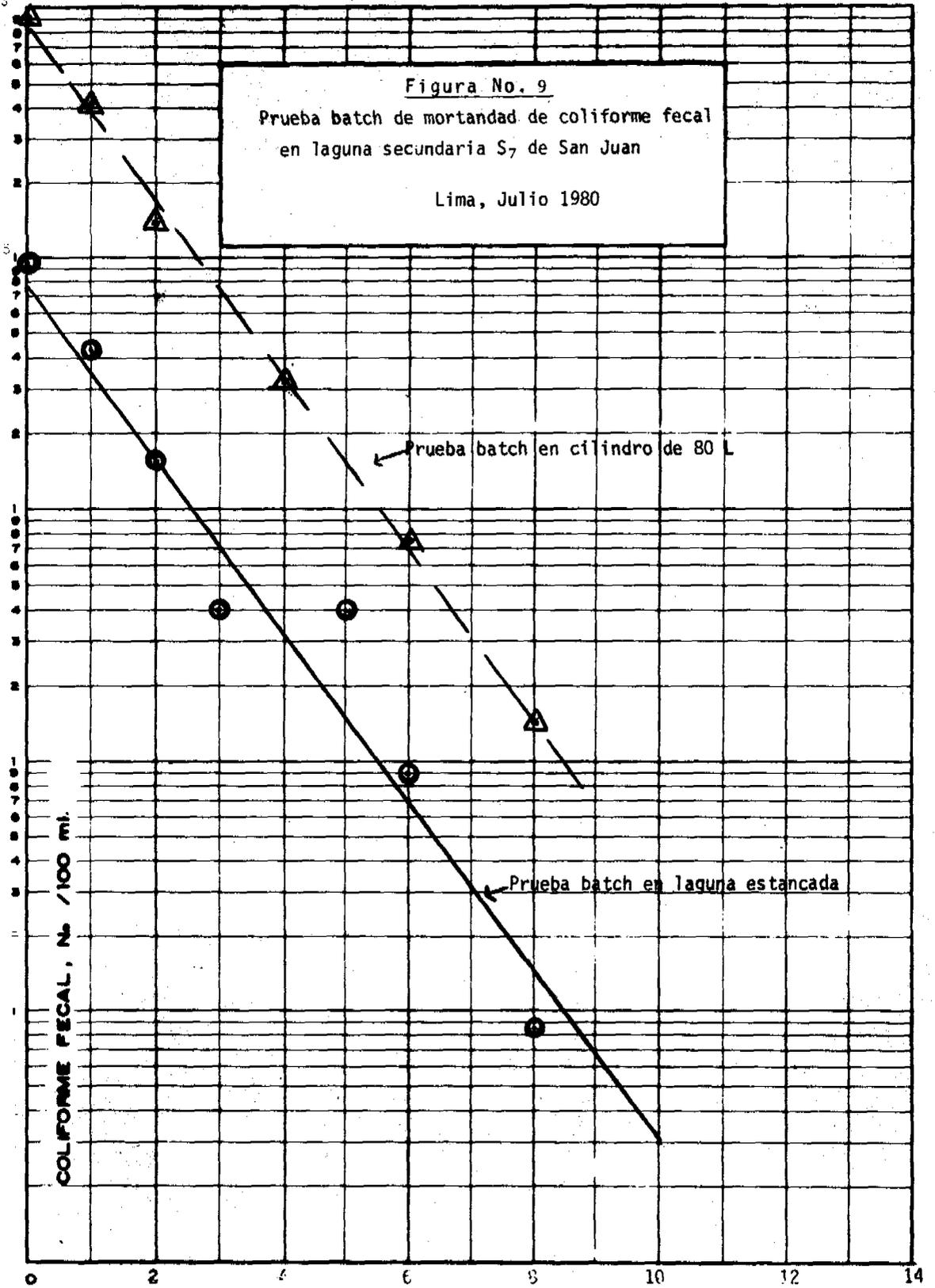
Lima, Julio 1980

COLIFORME FECAL, N<sub>s</sub> / 100 ml.

PERIODO DE RETENCION TOTAL, DIAS

Prueba batch en cilindro de 80 L

Prueba batch en laguna estancada



La prueba batch se conduce dentro de un cilindro o bolsa de plástico con flotadores, el cual ha sido llenado con el mismo líquido de la laguna. Durante la prueba se mantiene el cilindro cubierto con un vidrio colocado encima de soportes en el cilindro, de modo que no se impida la circulación de aire. La finalidad del vidrio es aislar el contenido del cilindro de posible contaminación externa. La duración de esta prueba depende del parámetro a ser medido y de su valor inicial. Generalmente dura de 8 a 10 días en condiciones promedio de temperatura. En la Figura 9 se presenta información sobre dos pruebas batch realizadas en la misma laguna. La línea superior corresponde a datos del cilindro y la inferior corresponde a la laguna estancada. En el caso de datos de coliforme fecal como los indicados en la Figura 9 el procesamiento de datos se efectúa despejando  $K$  de la ecuación (31) como sigue:

$$K_b = \frac{1}{t} \ln \frac{N_0}{N} \quad (32)$$

Cuando los datos son dibujados en papel semilogarítmico es conveniente utilizar el parámetro " $t_{90}$ " que corresponde al tiempo necesario para una reducción en un ciclo logarítmico (90%). En este caso la ecuación (32) quedaría reducida a:

$$K_b = \frac{1}{t_{90}} \ln 10 = \frac{2.3}{t_{90}} \quad (33)$$

El valor de  $K_b$  calculado con la fórmula anterior corresponde a condiciones de campo con una temperatura  $T$ . Cuando se disponen de varias determinaciones de la constante  $K_b$  a diferentes temperaturas se puede determinar la constante  $\theta$  de la Ley de Arrhenius modificada. Un ejemplo de esta determinación se indica en el siguiente capítulo.

Para procesamiento de datos de DBO en este tipo de pruebas se requiere determinar la constante de desoxigenación, mediante incubaciones, por ejemplo, uno, tres y cinco días. Esto es necesario cuando se quiere procesar datos de DBO de desechos en un rango de temperaturas más amplio que 3°C. Se debe recordar que la prueba estándar de DBO es para cinco días de incubación, a 20°C.

La muestra sin embargo corresponde a un desecho con una temperatura  $T$  el cual ha sido incubado a  $20^{\circ}\text{C}$ . Para poder establecer una correlación adecuada de datos de DBO es necesario calcular la DBO última. Esto se hace porque el valor de la DBO última no es afectado por la temperatura, lo cual fue demostrado por los estudios realizados por Gotaas<sup>15</sup>. El cálculo de la DBO última ( $L_u$ ) se efectúa a través de las conocidas fórmulas:

$$\text{DBO}_{5,20^{\circ}\text{C}} = L_u (1 - 10^{-5k}) \quad (34)$$

$$\text{DBO}_{5,20^{\circ}\text{C}} = L_u (1 - e^{-5k'}) \quad (35)$$

En donde  $k$  y  $k'$  son respectivamente las constantes de desoxigenación base 10 y base "e", las cuales están interrelacionadas a través de:

$$k' = 2.303 k \quad (36)$$

La determinación de las constantes de desoxigenación se efectúa mediante determinaciones de DBO soluble en varios días. Para desecho crudo la secuencia 1, 3 y 5 días es adecuada. Para desechos diluidos, como es el caso de la prueba batch, es conveniente incluir más puntos y la secuencia 1, 3, 5, 7 días es recomendable. Conocidos los valores de DBO soluble para esos períodos de incubación se puede calcular la constante de desoxigenación por varios métodos<sup>16 17 18 19</sup>. De esos, el método de los momentos de Moore, Thomas y Snow<sup>18</sup> es el más adecuado para uso práctico, porque es suficientemente exacto y toma el menor número de cálculos en comparación con otros métodos. El método de Reed - Theriault<sup>17</sup> es el más exacto, pero también el más tedioso de todos.

El esquema general de procesamiento de datos de la prueba de campo combinada es el siguiente:

- utilizando los datos de la prueba batch en el cilindro se determinan las constantes de reacción en la forma que se indicó anteriormente;
- utilizando los datos de la prueba de trazadores se calculan el tiempo promedio de retención  $t$  por medio de la fórmula (22), y el factor de dispersión  $d$  por medio de las fórmulas (23) (24) y con ayuda de la Figura 5;

- los datos de evaluación de la laguna en condiciones de equilibrio se utilizan para comprobación del modelo de dispersión axial en la siguiente forma: Conocidos los valores de  $K\bar{t}$  y  $d$  de las pruebas anteriores se calculan los valores de  $C/C_0$  o  $N/N_0$ , según sea el caso por medio de las ecuaciones (20) ó (21) o las Figuras 3 y 4. Los valores de  $C$  y  $N$  calculados deben compararse con los respectivos valores medidos dentro de un margen de error experimental razonable.

Cabe mencionarse que la prueba de trazadores da información de gran interés en la evaluación del funcionamiento de una laguna. Sobre todo en relación con la presencia de corto circuitos. Esta información es de utilidad en el estudio de relocalización de estructuras de entrada y salida.

### Ejemplo N° 3

En los estudios de las Lagunas de San Juan, se ha realizado una prueba combinada de evaluación de una laguna secundaria ( $S_2$ ). Se desea interpretar los resultados obtenidos por el modelo de dispersión y comparar el coeficiente de mortalidad de coliforme fecal, medido y calculado. Los datos y cálculos se indican a continuación:

<u>Datos de las Pruebas</u>	<u>Fecha de la prueba</u> <u>Ene/82</u>
1. Area laguna, Ha	1.44
2. Profundidad, m	1.30
3. Caudal, $\ell \text{ seg}^{-1}$	22
4. Período de retención teórico, días	9.8
5. Datos de las pruebas de trazadores	
a. Período de retención, días	7.0
b. Factor de dispersión $d$	0.823
6. Coliforme fecal, NMP/100 ml	
a. Afluente	$5.85 \times 10^6$
b. Efluente	$6.8 \times 10^5$
c. Eficiencia de remoción, %	88.4
d. Coeficiente de mortalidad determinado en pruebas, $\text{días}^{-1}$	0.458

A continuación se efectúan cálculos con la ayuda de la ecuación No. 2 ó de la Figura No. 3. Se puede calcular el valor  $K_{bt}$  y comprobar la eficiencia o se puede entrar con la eficiencia y comprobar el valor de  $K_b$ . Los datos de este último caso se indican a continuación:

<u>Descripción de cálculos</u>	<u>Fecha</u> <u>Ene/82</u>
1. Valor de $K_{bt}$ leído de la Figura No. 3	4.35
2. Valor calculado de $K_b$ , (días <sup>-1</sup> )	0.444
3. Relación $\frac{K_b \text{ determinado}}{K_b \text{ calculado}}$	0.97
4. Error en cálculo de $K_b$	3%

Los cálculos anteriores indican que el modelo de dispersión es útil en la interpretación de datos de este tipo de prueba.

### 2.3 Evaluación de lagunas a escala de laboratorio y piloto

A escala reducida de laboratorio o piloto es posible efectuar todos los tipos de evaluaciones discutidas anteriormente. Las principales ventajas de este tipo de evaluaciones son:

- la conducción de experimentos en situaciones controladas de caudal y otros parámetros como: uniformidad de desecho, iluminación y temperatura;
- la reducción de trabajo experimental de mediciones y registros de caudal, muestreo, etc.;
- la posibilidad de conducir pruebas replicadas permiten una mayor seguridad en los resultados;

Este tipo de experimentos se realizan en instalaciones de carácter no permanente. Las instalaciones de laboratorio pueden consistir tanto en tanques de tamaño reducido con luz artificial, como en simples pruebas batch en botellas. Las lagunas piloto pueden construirse de varios tamaños para simular reactores con flujo tipo pistón o mezcla completa en funcionamiento continuo o discontinuo.

Existen por lo menos dos tipos de pruebas de mucha utilidad a escala de laboratorio. La primera es la simulación de degradación anaeróbica en reactores

pequeños. Se han utilizado botellas de 10 y 15ℓ para estudiar la tratabilidad de desechos de la industria de la carne<sup>20 21</sup>. En la India se han usado botellas de cinco litros para estudiar la tratabilidad de desechos de la industria de procesamiento de leche<sup>22</sup>. La simulación de digestión anaeróbica de lodos es muy común a escala de laboratorio. Existe una buena cantidad de referencias sobre estudios de tratabilidad con lagunas anaeróbicas a escala piloto.<sup>23 24 25 26 27</sup>

Para la determinación de constantes de degradación de la materia orgánica con muestras de lagunas a escala piloto o completa se puede emplear la prueba de "consumo de oxígeno por diferencia diaria". Esta prueba desarrollada por Marais,<sup>28 29 30</sup> es similar a la prueba de la DBO, con la diferencia de que el oxígeno no es suministrado vía agua sino vía aire. El método consiste en incubar una muestra filtrada no diluida del contenido de una laguna (aerada o facultativa), en una botella de DBO o respirómetro conveniente y aerar con un difusor de aire comprimido hasta subir el contenido de oxígeno cerca de la saturación. Inmediatamente se coloca en la botella un electrodo (la celda polarográfica es recomendable) para medición del consumo de oxígeno. Cuando la concentración de oxígeno disuelto baja a 1 mg/ℓ se incrementa su nivel por aeración. El procesamiento de datos se efectúa por diferencia. Este método ha sido utilizado con éxito para la determinación de tasas de reacción en lagunas facultativas y de maduración, utilizando muestras de instalaciones en funcionamiento continuo. Como ejemplo de procesamiento de datos se reproducen datos del estudio de Chiang y Gloyna<sup>31</sup> en el Cuadro 2 y en las Figuras 10 y 11.

Cuadro No. 2

DATOS DE PRUEBA BATCH PARA DETERMINACION DE CONSTANTE DE REACCION SEGUN CHIANG & GLOYNA<sup>13</sup>

Tiempo de Incubación, Días	DBO, mg/ℓ	
	Puntual	Diferencia
0	0	0
0.5	46	46
1.5	75	29
2.5	92	17
3.5	102	10
4.5	107	5

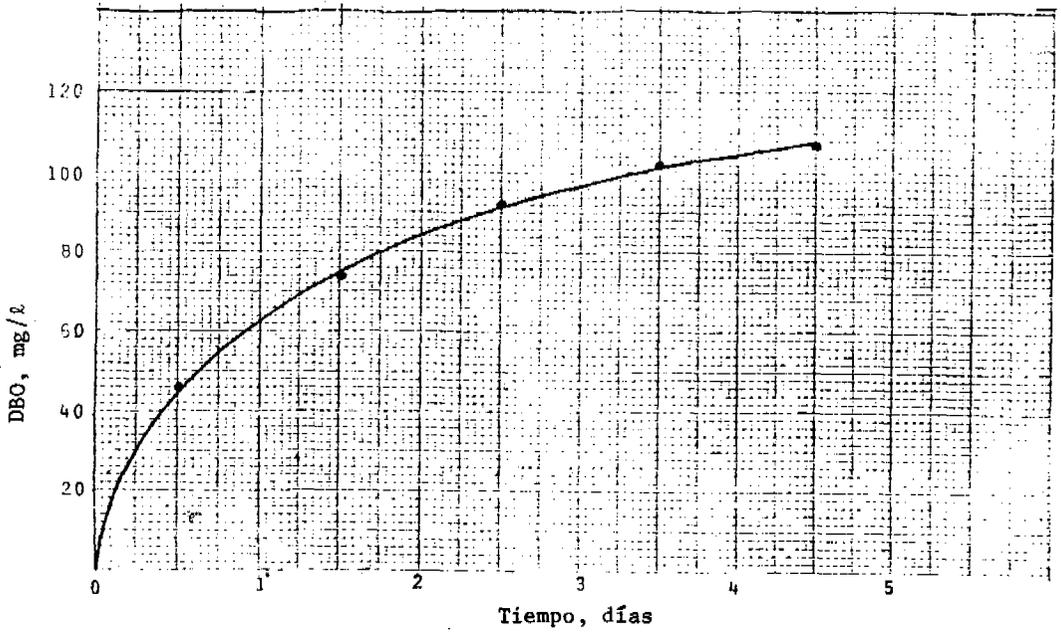


Figura No. 10

CURVA DE DBO CON METODO DE DIFERENCIA DIARIA

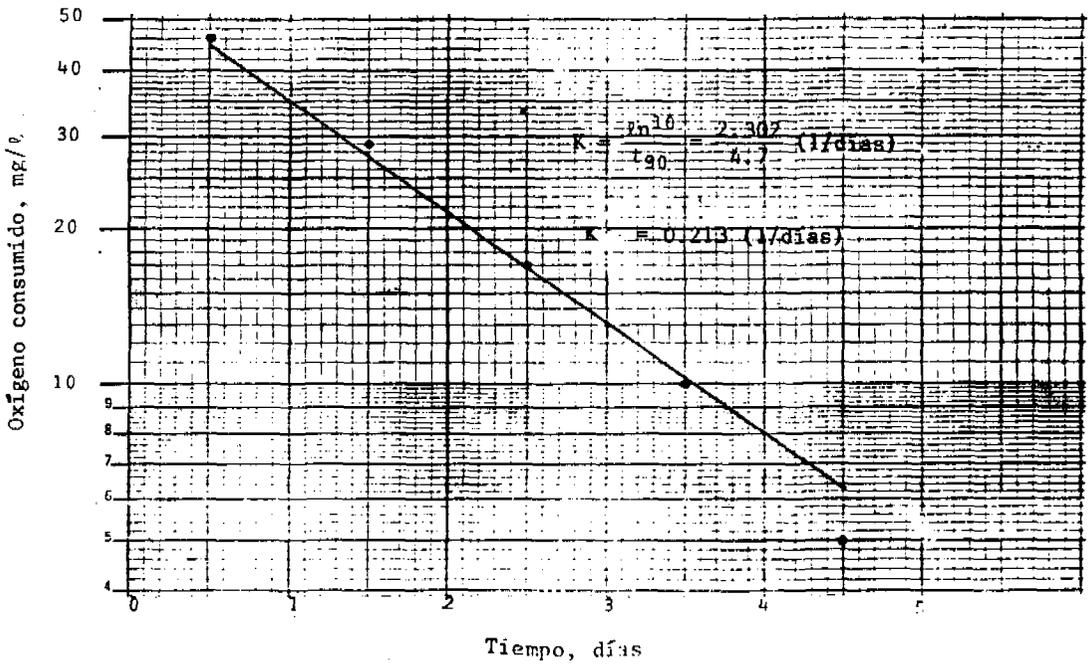


Figura No. 11

DETERMINACION DE LA CONSTANTE DE REACCION, CON EL METODO BATCH DE DIFERENCIA DIARIA

En este tipo de prueba es recomendable tener extremo cuidado en muestrear en forma representativa en varios puntos de la laguna. La prueba debe realizarse en la obscuridad y con la muestra previamente filtrada a través de papel de fibra de vidrio.

Es importante destacar que las constantes obtenidas por este método corresponden a biodegradación de muestras filtradas. La utilidad de esos valores es en la interpretación de mecanismos de degradación en una laguna, efecto del período de tratamiento e influencia del lodo de fondo. Los valores de esas constantes de degradación son altos; en el Cuadro N°3 se reproducen valores reportados por Chiang y Gloyna<sup>31</sup>.

Cuadro No. 3

CONSTANTE GLOBAL DE ASIMILACION DE LA DBO EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Tipo de laguna	Constante de reacción, días <sup>-1</sup>
Anaeróbica primaria (PR = 2.5)	0.619
Facultativa secundaria (PR = 30)	0.472
Acabado terciaria (PR = 30)	0.295

Los valores indicados demuestran la reducción de la constante de degradación con el período total de tratamiento. Esas constantes varían con la profundidad, según el tipo de laguna, por lo cual estos valores no pueden adoptarse como constantes de reacción para propósitos de diseño de lagunas, a menos que sean representativos de todo el contenido de la laguna y se introduzcan las debidas correcciones para tomar en cuenta el submodelo hidráulico de la laguna. En este sentido la conducción de pruebas batch de campo a escala reducida ofrece la ventaja de proporcionar condiciones más controladas.

En cuanto a modelos de lagunas a escala de laboratorio se han utilizado tanques tipo pecera, generalmente de un volumen de 15-45 l y con luz artificial. Para facilitar al lector la búsqueda de información más detallada sobre este tipo de instalación se ha preparado el Cuadro N°4, en donde se indican las características más relevantes y propósito del estudio.

Cuadro No. 4

## CARACTERISTICAS DE ALGUNAS INSTALACIONES DE LAGUNAS A ESCALA DE LABORATORIO

Tipo de laguna	Volumen	Tipo de luz artificial	Propósito del estudio	Referencias
Aeróbica	Columnas plásticas	1299 f.c. *	Cultivo de algas	32 33
"	" "	400 - 2400 f.c.	Oxigenación fotosintética	34
"	42 l	20 W/1200 f.c.	Aspectos bioquímicos	35
"	Plexielas	40 W/fluorescente	Remoción de nutrientes	36
Anaeróbica	6 l		Criterios de diseño	37
Facultativa	45 l	450 f.c.	" "	37
"	45 l	500 f.c.	" "	38
"	189 l	variable	Efecto de luz y temperatura en crecimiento de algas	39
"	19"x11"x3"	400 W/1000 f.c. } 300 W/1600 f.c. }		Efecto de pH en eficiencia
"	430 l	60 W incandescente } 94 W fluorescente } 600-800 f.c. }	Efecto de la carga, período de retención y sulfatos en la producción de sulfuros	43
"	18"x10"x8"	40 W/13.7 cal/(cm <sup>2</sup> -8h)	Dispersión en lagunas	53
Columnas de PVC	2" diam. x 12" largo	_____	Mecanismo de impermeabilización de fondo de lagunas	58
Frascos Erlenmeyer	1.5 l	_____		
Facultativa	200 gal	600-1000 f.c.	Efecto del pH en mortandad de E. Coli	59
			Funcionamiento de lagunas subdivididas con pantallas	60

\* f.c. = bujías pie

Muchas experiencias han sido realizadas en lagunas a escala piloto, de diversos tamaños y formas. En el Cuadro No. 5 se indican las características más salientes de esas instalaciones. Como se puede observar se han investigado un gran número de aspectos en lagunas a escala piloto.

En relación con el tratamiento de desechos industriales en lagunas, se han efectuado muchas experiencias para estudiar la tratabilidad de desechos de la industria de procesamiento de carnes,<sup>63 64</sup> Desechos de la industria del azúcar,<sup>65 66</sup> desechos de la industria del procesamiento de la leche,<sup>67 68 69</sup> desechos de la industria de la fermentación y destilerías,<sup>70 71</sup> desechos de procesamiento de comida<sup>72</sup> y desechos con metales pesados.<sup>73</sup>

Una gran cantidad de estudios han sido efectuados en lagunas aeradas, principalmente a escala piloto, para el tratamiento de desechos domésticos<sup>74 75</sup> y varios desechos industriales, como por ejemplo desechos de la industria de la pulpa y papel,<sup>76 77 78</sup> desechos de la cría intensiva de animales,<sup>79 80</sup> desechos de textilerías,<sup>81</sup> desechos de la industria vitivinícola,<sup>82</sup> desechos del procesamiento de papas<sup>83</sup> y estudios sobre la influencia de la densidad de energía en lagunas aeradas.<sup>84</sup> La metodología experimental para desarrollo de constantes para el modelo de lagunas aeradas de Marais, está descrito en las referencias.<sup>85 86 87</sup> Esta metodología que hace uso de pruebas en estado de equilibrio continuo y discontinuo ha sido empleada con éxito en la determinación de constantes de reacción.<sup>88 89</sup>

A continuación se presentan breves comentarios sobre la utilidad de algunas de las modalidades de investigación con lagunas a escala piloto. En primer lugar, los estudios efectuados con lagunas subdivididas, simulando flujo a pistón, parecen ser de gran utilidad en la determinación de tasas de mortandad de bacterias. Estudios efectuados por Klock<sup>2</sup> y Walker<sup>55</sup> son útiles para la determinación de tasas de mortandad de bacterias. Por ejemplo, utilizando los datos de Klock<sup>2</sup> que se indican en el Cuadro No. 6 se puede calcular el coeficiente "o" de dependencia de la temperatura (Ley de Arrhenius), este valor es aproximadamente 1.07.

Cuadro No. 5

## CARACTERISTICAS DE ALGUNAS INSTALACIONES DE LAGUNAS A ESCALA PILOTO

Descripción	Propósito del estudio	Referencias
Serie de 3 lagunas de 4.5m <sup>3</sup> y 1 m de profundidad	Desarrollo de criterios de diseño	38
Serie de lagunas de 1 m <sup>3</sup>	Influencia de alimentación cíclica	41 42
Lagunas anaeróbicas (256 m <sup>2</sup> ), facultativas (2400 m <sup>2</sup> ) y maduración (560 m <sup>2</sup> ) en series y paralelo	Influencia de la profundidad y el tiempo en la tasa de biodegradación biológica	31
" " "	Desarrollo de criterios de diseño	37
Primaria (494 m <sup>2</sup> ) seguida de secundaria (1.16 Ha)	Criterios de diseño según el modelo de Oswald y Gotaas	34
Tres lagunas de 4,260 m <sup>2</sup> en serie	Reducción de Salmonella	45
Dos lagunas de 544 m <sup>2</sup> en serie	Criterios de diseño	46
Tres lagunas de 426 m <sup>2</sup> en serie	Evaluación en clima cálido (India)	47
Dos lagunas flujo pistón de 0.65 Ha en serie	Efecto del tiempo de tratamiento en calidad	48
Laguna de 9 m <sup>2</sup>	Evaluación de carga (Florida, EE.UU.)	49
Cinco lagunas (1 acre) en paralelo	Evaluación de cargas (Missouri, EE.UU.)	50
Cuatro lagunas (0.6 Ha) en paralelo	Evaluación de carga y profundidad (India)	51
Facultativa de 0.53 Ha	Evaluación de carga, clima tropical (India)	52
Serie de 5 lagunas (26.2 m <sup>2</sup> )	Envejecimiento de lagunas	54
Laguna de 224 m <sup>2</sup> simulando flujo pistón varias	Aspectos bioquímicos	55
Varias formas de lagunas a escala piloto (40" x 20")	Factores que influncian el funcionamiento hidráulico de una laguna	56
Cinco lagunas de 187.5 m <sup>2</sup> en series	Desarrollo de criterios de diseño (Brasil)	57
Laguna de 1,157 m <sup>2</sup> flujo a pistón	Tasa de mortandad de coliforme	2
Dos lagunas de 0.1 Ha - Una de 0.3 Ha	Desarrollo de criterios de diseño (Chile)	61
Mini lagunas 0.3 - 0.9 m <sup>2</sup> . Lagunas piloto 120 m <sup>2</sup> y de campo 1000 m <sup>2</sup>	Tratamiento físico-químico de efluente de lagunas (Israel)	62

Cuadro No. 6

TASAS DE MORTANDAD DE COLIFORME TOTAL EN LAGUNAS FACULTATIVAS CON FLUJO TIPO PISTON<sup>2</sup>

Temperatura, °C	$K_b$ días <sup>-1</sup>
7.9	0.46
12.7	0.714
17.9	0.852
25.2	1.612

Similares estudios realizados por Wright<sup>90</sup> en una laguna con flujo tipo pistón resultan en valores del coeficiente de mortandad de coli fecal entre 0.552 y 0.644 (1/días) para temperaturas entre 11-15°C y 16-29°C, respectivamente. Evaluaciones de lagunas del mismo autor para condiciones de flujo continuo y bajo la suposición de mezcla completa confirman el orden de magnitud de  $K'_b$  global de Marais, para lagunas de maduración, con valores de  $K'_b = 2.4$  (días<sup>-1</sup>) para condiciones de la siguiente fórmula:

$$N = \frac{N_0}{1 + K'_b PR} \quad (37)$$

En donde N y  $N_0$  son respectivamente el coliforme fecal del efluente y afluente en  $N_0/100$  ml,  $K'_b$  es la constante de reacción global a mezcla completa y PR es el período de retención nominal de la laguna.

#### 2.4 Investigaciones en desarrollo de biomasa

Dentro de este grupo se incluyen investigaciones relacionadas con la producción y/o separación de algas, generalmente con lagunas aeróbicas (de profun-

didad reducida y con agitación mecánica) y además las investigaciones sobre piscicultura.

Los experimentos sobre productividad de algas pueden realizarse a escala de laboratorio o piloto. Ludwig<sup>32</sup> y Oswald<sup>33 34 91</sup> realizaron experimentos sobre cultivo de especies de algas y oxigenación fotosintética en modelos de laboratorio con luz artificial.

Estudios sobre productividad de algas a escala piloto han sido desarrollados en varias partes del mundo, para climas tropicales. De acuerdo con estos estudios, para una insolación de alrededor de 350 ( $\text{cal cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ), típica de un clima tropical y una eficiencia fotosintética del 5% se puede lograr una productividad máxima de algas de alrededor de 30 ( $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) y una productividad de oxígeno fotosintético de alrededor de 50 ( $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ). Datos de productividad de algas de varios autores indican un rango de 8 y 27 ( $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ).<sup>92 93 54 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103</sup> Recientes investigaciones realizadas en Brasil dan resultados sobre productividad de algas dentro de los valores indicados.<sup>104</sup>

En relación con el aspecto de separación de algas de efluentes de lagunas, se han experimentado inicialmente una serie de métodos, como: coagulación, flotación, filtración, microcribado, etc., sin resultados alentadores debido a la dificultad de mantener un adecuado control de las características de las especies. Por ejemplo la forma y densidad de las algas afecta la eficiencia de la centrifugación; las cargas superficiales son determinantes en el proceso de coagulación y el tamaño es importante para la filtración y microcribado. En el Cuadro No. 7 se indica la importancia de las características más relevantes, en relación con varios procesos de remoción de algas.

En la operación de lagunas de alta producción de biomasa, los parámetros económica y técnicamente factibles de ajustar para controlar las especies, están indicados en el Cuadro No. 8.

Cuadro No. 7

INFLUENCIA DE LAS CARACTERÍSTICAS CELULARES EN VARIOS PROCESOS DE REMOCION

Proceso	Sensibilidad del proceso a las siguientes características		
	Tamaño T Forma	Carga Eléctrica	Peso Específico
Microcribas	SS	IS	IS
Sedimentación en lagunas con ayudantes químicos	MS	MS	MS
Filtración intermitente	S	IS	S
Flotación	MS	MS	MS
Centrifugación	MS	IS	MS
Coagulación-floculación-sedimentación	MS	IS	MS
Coagulación con alumbre	IS	MS	IS
Coagulación con CAL	MS	IS	IS
Ultrafiltración	MS	IS	IS

SS = Super sensible  
 S = Sensible  
 MS = Moderadamente sensible  
 IS = Insensible

Cuadro No. 8

PARAMETROS QUE PUEDEN CONTROLARSE EN LAGUNAS DE ALTA PRODUCCION DE BIOMASA

Parámetro	Método de Control	Límite Normal
1. Concentración de algas	Cultivo, recirculación, dilución	100-300 mg $\bar{l}^{-1}$
2. Altura líquida	Dilución, cultivo	20-50 cm
3. Tiempo de retención hidráulico	Dilución, recirculación	1.5-8 días
4. Tiempo de permanencia del zooplankton	Cultivo y recirculación	1.5-30 días
5. Tiempo de permanencia del fitoplankton	Recirculación, dilución	1.5-10 días
6. Carga hidráulica	Dilución	2-20 cm día <sup>-1</sup>
7. pH	Adición de CO <sub>2</sub>	7.5-9.5
8. Adición de nutrientes	CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> , etc.	[ C:N:P Desecho = 30:20:1 C:N:P Algas = 106:16:1 ]
9. O <sub>2</sub>	Mezcla	0-25 mg $\bar{l}^{-1}$
10. Luz	Parámetros 1-4, mezcla	Absorción de 99-99.9%

Hasta el momento no se ha desarrollado un método suficientemente barato para hacer practicable la separación de algas a un costo razonable. Este aspecto deberá ser investigado en más profundidad en el futuro. Para mayor información sobre el tema se recomienda al lector consultar las siguientes referencias!<sup>105 106 107 108 109 110 111</sup>

Existe una gran cantidad de información sobre una infinidad de aspectos desarrollados con piscicultura con desechos orgánicos mediante el empleo de lagunas de estabilización en funcionamiento continuo o discontinuo. El tema de piscicultura con desechos es tan vasto y la información existente es de tal naturaleza que un tratamiento adecuado demandaría una larga discusión, lo cual está fuera del alcance del presente reporte. Para facilitar al lector el localizar información sobre el tema, se recomienda la consulta de la publicación periódica del Centro Internacional de Investigación para el Desarrollo del Canadá (CIID) titulada: "A current awareness bibliography for IDRC - supported fisheries projects".

Las tres referencias que se indican a continuación pueden ser utilizadas para consulta rápida.<sup>98 112 113</sup>

## 2.5 Investigaciones sobre aspectos de salud del reuso de efluentes de lagunas

Sin lugar a duda este aspecto es el que requiere mayor esfuerzo en cuanto a investigaciones por realizarse. Tomando en cuenta que están apareciendo bacterias cada vez más resistentes a agentes antibacterianos y que las prácticas de reuso de aguas residuales están incrementando, la importancia de este aspecto es de carácter continuado. El uso de desechos orgánicos incluyendo aguas residuales domésticas para riego ha sido practicado por varias décadas en muchos países del mundo<sup>114 115</sup> y en la actualidad, países desarrollados están promoviendo intensivamente el reuso agrícola de aguas residuales tratadas, bajo términos como "aplicación en el terreno", "tratamiento en el terreno" y "Piscicultura."<sup>116</sup> Sobre estas prácticas de reuso en los EE.UU. se ha evidenciado el hecho de que se han producido muchos brotes de enfermedades, debido a la contaminación con aguas residuales y que el número de organismos patógenos en estos esquemas es alto, como para causar impacto en la salud pública.<sup>116</sup> Se ha enfatizado el hecho de que existe considerable evidencia sobre el peligro de aumentar la incidencia de enfermedades gastrointestinales a través del reuso agrícola no restringido de aguas residuales.<sup>117</sup>

Los términos "efectos en la salud" y "evaluación de riesgos de salud" en relación con el reuso de aguas residuales son de difícil definición y las metodologías de evaluación usadas hasta hoy no producen resultados conclusivos.

Los componentes de un estudio sobre riesgos de salud, generalmente incluyen aspectos microbiológicos y epidemiológicos como también sociológicos y toxicológicos. Los aspectos microbiológicos generalmente son estudiados a través de la identificación y conteo de organismos de importancia sanitaria en el esquema de reuso; una lista de dichos organismos se presenta en el Cuadro No. 9<sup>4</sup> 118 119 La identificación y conteo de parásitos, salmonella y organismos indicadores como el coliforme fecal y el estreptococo fecal es de utilidad en la evaluación de procesos de tratamiento de aguas residuales y en el ciclo ecológico de reuso.

La metodología epidemiológica tradicional generalmente involucra estudios epidemiológicos de base y en el tiempo, los cuales se efectúan en muestras representativas de la población contribuyente, población expuesta y población de control, para determinar la prevalencia de enfermedades de significancia sanitaria. El incremento de enfermedades es relacionado con la presencia de los correspondientes organismos patógenos. Estos estudios epidemiológicos clásicos, generalmente no producen resultados conclusivos, puesto que no pueden aislar con certeza las relaciones causa-efecto, lo cual es aún más difícil en áreas de alta endemicidad. Mayores detalles sobre esta metodología pueden encontrarse en las referencias.<sup>120 121</sup> Los estudios sociológicos generalmente se efectúan paralelamente a los estudios epidemiológicos y tratan de establecer los moldes culturales y laborales de las poblaciones objeto y de control, de modo que se pueda establecer las rutas más probables de exposición a organismos patógenos. Estudios en grupos de edad, para tratar de correlacionar los mecanismos causa-efecto son usuales. La metodología epidemiológica clásica generalmente incluye análisis de heces y suero de la sangre.

Una metodología más conclusiva para evaluación de riesgos de salud del reuso ha sido propuesta por CEPIS.<sup>121</sup> Esta propone el uso de marcadores epidemiológicos para monitoreo de bacteria a través del ciclo ecológico de reuso. Para esto se ha considerado la utilización de varias formas de tipificación de bacterias.

La serotipificación se efectúa con sueros apropiados y tiene relación con la determinación de propiedades antígenas de las bacterias. Esta metodología es principalmente aplicable a las salmonellas. La fagotipificación es un método de

Cuadro No. 9

ORGANISMOS DE MAYOR SIGNIFICANCIA SANITARIA EN ESQUEMAS DE REUSO DE AGUAS RESIDUALES

Organismos	Enfermedad	Reservorio
<b>I Bacteria</b>		
Salmonella (aprox. 1,700 tipos)	fiebre paratifoidea	Hombre, animales silvestres y domésticos
Salmonella paratyphi A,B,C		
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea	Hombre, animales silvestres y domésticos
Shigella (4 sp.)	Disentería bacilar	Hombre
Escherichia coli (tipo enteropatogénico)	Gastroenteritis	Hombre y animales domésticos
<b>II Virus entérico</b>		
Enterovirus (67 tipos)	Gastroenteritis, anomalías al corazón, meningitis, parálisis, pleurodinia	Hombre, algunos animales inferiores
Rotavirus	Gastroenteritis, diarreas infantiles	Hombre, animales domésticos
Reovirus (3 tipos)	Gastroenteritis	Hombre
Hepatitis A	Hepatitis infecciosa	Hombre y otros primates
Adenovirus (31 tipos)	Infecciones respiratorias, conjuntivitis y otras	Hombre
<b>III Protozoarios</b>		
Balantidium coli	Balantidiasis	Hombre, cerdo
Entamoeba histolytica	Amebiasis	Hombre
Giardia lamblia	Giardiasis	Hombre, animales domésticos y silvestres
<b>IV Helmintos</b>		
<b>Nemátodos</b>		
Ascaris lumbricoides	Ascariasis	Hombre, cerdo
Ancylostoma duodenale	Ancylostomiasis	Hombre
Necator americanus	Necatoriasis	Hombre
Enterobius vermicularis	Enterobiasis	Hombre
Strongyloides stercoralis	Strongyloidiasis	Hombre, perro
Trichuris trichiura	Trichuriasis	Hombre
<b>Cestodes</b>		
Taenia saginata	Taeniasis	Hombre
Taenia solium	Taeniasis	Hombre
Hymenolepis nana	Taeniasis	Hombre, rata
Diphilobothrium latum (2 hospedadores)	Difilobotriasis	Hombre, mamíferos ictiófagos
<b>Trematodes</b>		
Fasciolopsis buski	Fasciolopsiasis	Hombre, cerdo, perro
Clonorchis sinensis	Chlornoquiasis	Hombre, gato, perro, cerdo
Paragonimus (3 tipos)	Paragonimiasis	Hombre, gato, perro, cerdo, etc.
Schistosoma (3 tipos)	Esquistosomiasis	Hombre y primates

identificación basado en la sensibilidad y resistencia a bacteriófagos seleccionados; este trabajo requiere el uso de un número apropiado de fagos que permita la identificación de grupos bacterianos. Es conveniente anotar que el manejo y mantenimiento de fagos se efectúa normalmente en laboratorios de referencia especializados. El piocinotipaje se refiere a la propiedad de pseudomonas aeruginosas de producir piocina (un antibiótico que es liberado en el medio de cultivo y que tiene la propiedad de ser letal para otras bacterias), que es inactivo para las pseudomonas, la cual puede ser usada como un marcador epidemiológico.

Otro grupo de pruebas en esta metodología de evaluación propuesta tiene relación con aspectos como: La resistencia bacteriana y su infecciosidad. En relación con esto se pueden realizar pruebas antibiogramas, pruebas de infecciosidad genética y pruebas para determinar la transferencia de factores de resistencia genética. Estas últimas pruebas son efectuadas mediante el estudio de los plasmidos, los cuales son elementos extracromosomales estables que contienen importante información genética codificada. Los plasmidos controlan funciones como: la resistencia bacteriana, actividad hemolítica y producción de enterotoxinas. Entre los varios plasmidos existentes, los factores R (de resistencia) son los más importantes en aspectos de salud pública del reuso de aguas residuales, en vista de que los plasmidos pueden transmitirse internamente, por división celular y externamente por transporte de fagos específicos. Las futuras implicaciones de salud pública del reuso pueden agravarse dramáticamente. Para una mejor comprensión del problema se puede postular que si una bacteria recibe un factor "R", ella se hace resistente a un agente antibacteriano y al mismo tiempo se convierte en portadora de esa resistencia.

Este campo de la investigación está casi virgen en relación con el reuso de aguas residuales. En los estudios efectuados por el CEPIS<sup>4</sup> se aislaron serotipos de salmonella, resistentes a por lo menos cinco antibióticos. Es decir que se ha comprobado la existencia de factores "R" en un esquema de reuso. Una hipótesis que queda por investigarse es si estas bacterias son además resistentes a otros factores antibacterianos como: Luz solar, propiedades bactericidas de las algas, cambios de pH, etc. Si se llega a probar que la transferencia de factores "R" es externa, las implicaciones de salud del reuso serán de gran significancia.

Es conveniente destacar que el estudio de factores "R" requiere de un laboratorio especializado de referencia con ambientes fríos a -4°C, por períodos de tres meses para una adecuada caracterización de dichos factores.

En relación con la evaluación de aspectos de salud de piscicultura en lagunas de estabilización, la metodología usual es la de examinar las especies al final del período de cultivo. Los exámenes usuales incluyen determinaciones parasitológicas y microbiológicas en muestras de sangre, tejido muscular, contenido del aparato digestivo, piel y otros órganos. Para esto es necesario realizar biopsias en por lo menos cinco ejemplares. Los datos de estos ensayos usualmente se correlacionan con datos similares correspondientes al contenido de la laguna. Esta metodología está descrita por Buras en la referencia<sup>122</sup>

Los aspectos toxicológicos, normalmente están relacionados con evaluaciones a largo plazo, en relación con la acumulación de metales pesados y compuestos tóxicos en el suelo, cultivos, animales y recursos de agua subterráneas. El impacto en la cadena alimenticia generalmente se evalúa a través de análisis de productos en donde se conoce que ocurre biomagnificación, como leche, huevos, productos vegetales, lodo de las lagunas. En relación con compuestos orgánicos como pesticidas, el análisis de la parte grasa de la piel de especies de peces es recomendable.

Las determinaciones de laboratorio que tienen relación con toxicología son extremadamente costosas, tanto desde el punto de vista de obtención de muestras (usualmente se requiere extracción de los compuestos a ser analizados, de un considerable tamaño de muestra), como de la necesidad de equipos de laboratorio sofisticado (espectrofotómetro de absorción atómica y cromatógrafo de gas) y personal altamente especializado.

Los elementos que pueden presentar riesgos toxicológicos para la salud han sido clasificados en tres grupos<sup>123</sup> "no críticos", "muy tóxicos y accesibles" y "tóxicos pero muy insolubles". Los elementos de cada grupo están indicados en el Cuadro N°10 de los tres grupos indicados; el segundo es el de mayor importancia sanitaria. De ese grupo los tóxicos más frecuentemente encontrados en esquemas de reuso son: cobre, selenio, cadmio, mercurio y plomo.

Estudios sobre aspectos toxicológicos de reuso han sido efectuados en lotes experimentales de varios tamaños y características; una serie de aspectos pueden ser investigados en esta forma. Para facilitar al lector la búsqueda de información sobre procedimientos experimentales, sobre aspectos como: Reducción de metales pesados, efecto del tipo de suelo, distancia de viaje en flujo sobre el terreno, efectos a largo plazo, etc., se sugiere la revisión de las siguientes referencias.<sup>124 125 126 127 128 129 130 131 132 133 134 135</sup>

Cuadro No. 10

CATEGORIAS DE ELEMENTOS EN RELACION CON RIESGOS TOXICOLOGICOS EN EL AGUA

Elementos no críticos	Elementos muy tóxicos y accesibles	Elementos tóxicos pero muy insolubles
Hierro (Fe)	Berilio (Be)	Titanio (Ti)
Silicio (Si)	Cobalto (Co)	Hafnio (Hf)
Rubidio (Rb)	Níquel (Ni)	Circonio (Zr)
Aluminio (Al)	Cobre (Cu)*	Rhenio (Re)
Sodio (Na)	Zinc (Zn)	Tungsteno (W)
Potasio (K)	Estaño (Sn)	
Magnesio (Mg)	Arsénico (As)	Tantalio (Ta)
Calcio (Ca)	Selenio (Se)	Galio (Ga)
Fósforo (P)	Telurio (Te)	Lantano (La)
Azufre (S)	Paladio (Pd)	Iridio (Ir)
Cloro (Cl)	Plata (Ag)	Osmio (Os)
Bromo (Br)	Cadmio (Cd)*	Rutenio (Ru)
Flúor (F)	Platino (Pt)	Bario (Ba)
Litio (Li)	Oro (Au)	
Estroncio (Sr)	Mercurio (Hg)	
	Talio (Tl)	
	Plomo (Pb)	
	Antimonio (Sb)	
	Bismuto (Bi)	
	Cromo (Cr)	

\*De mayor importancia en aguas residuales

En relación con compuestos químicos en reuso de aguas residuales los grupos de compuestos de mayor importancia sanitaria son los detergentes, hidrocarburos aromáticos y alifáticos, pesticidas, hidrocarburos clorinados y compuestos relacionados. Sobre este aspecto la literatura es muy extensa y una discusión en mayor detalle queda fuera del alcance del presente trabajo. Una buena fuente de información es publicada en la referencia<sup>214</sup> y recopilaciones bibliográficas anuales aparecen en las referencias.<sup>136 137 138</sup>

Un aspecto de importancia con respecto a salud pública ha sido puesto de relieve en los últimos años, en relación con reuso de aguas residuales. Este trata sobre la transmisión de enfermedades vía aire, o en relación con aerosoles. Información sobre este aspecto se encuentra en la referencia.<sup>136</sup>

### 3. COMPONENTES DE UN PROTOCOLO DE INVESTIGACION

#### 3.1 Necesidad de un protocolo

En el presente capítulo se discuten aspectos de utilidad para el desarrollo de un protocolo de investigación teniendo en cuenta que en muchas circunstancias es imperativo el desarrollo de un documento que describa la metodología a seguirse como parte de una propuesta a alguna entidad que va a considerar la financiación del proyecto. Aún en el caso de existir recursos para llevar a cabo un proyecto de investigación, es imperativo el desarrollo de este documento que sirva para definir claramente los objetivos y alcance del estudio. El simple deseo de investigar no es justificación para comenzar actividades de investigación, sin una planificación adecuada. Antes de comenzar un proyecto de investigación es necesario:

- evitar repetir investigaciones ya realizadas para lo cual se impone una minuciosa revisión bibliográfica sobre el tema;
- tener una concepción clara de la utilidad de los resultados que se espera desarrollar; y
- definir claramente los recursos humanos, físicos y económicos necesarios para poder cumplir con los objetivos propuestos.

Se estima que la información que se presenta a continuación facilitará al investigador el desarrollo de sus actividades.

#### 3.2 Criterios para la definición de los alcances del estudio

##### 3.2.1 Criterios para la selección de parámetros de medición

En la evaluación de lagunas de estabilización y esquemas de reuso de aguas residuales hay una gran cantidad de parámetros que pueden considerarse para medición y procesamiento de datos. La selección de esos parámetros puede efectuarse teniendo en cuenta los criterios de calidad que tienen relación con diferentes aspectos de interés como:

- aspectos de salud pública: Monitoreo de organismos patógenos y de compuestos tóxicos;
- control de los procesos de tratamiento y reuso;
- criterios de calidad con respecto a la ecología de las lagunas;
- criterios de calidad con respecto al reuso agrícola y piscícola.

En el Cuadro No.11 se presenta una lista de parámetros con indicación del grado de interés con relación a varios aspectos. Para selección de dichos parámetros, es de gran importancia tener en cuenta el grado de variabilidad de cada parámetro en cada punto de monitoreo. Esta información es de vital importancia para decidir sobre la intensidad del programa de muestreo y medición necesaria para que los datos a generarse sean representativos. La discusión del siguiente capítulo es de valor en este sentido.

### 3.2.2 Revisión bibliográfica sobre valores esperados de varios parámetros y reformas a técnicas analíticas

A continuación se presenta una discusión de cada uno de los parámetros que pueden medirse con énfasis en los siguientes aspectos:

- resultados reportados en la bibliografía y factores que afectan su variabilidad;
- métodos de análisis incluyendo el pretratamiento de las muestras.

Dentro de lo posible se utilizarán métodos estandarizados<sup>139</sup> como técnicas analíticas. Para información adicional en cuanto a técnicas analíticas se puede consultar las siguientes referencias.<sup>140 141 142 143 144 145 146 278</sup>

#### 3.2.2.1 Demanda bioquímica y demanda química de oxígeno

La filosofía básica del tratamiento biológico de aguas residuales domésticas se basa en promover el crecimiento continuo de biomasa que sintetice dentro de células vivas, la mayor proporción de la materia orgánica que se halla presente en estado disuelto. La biomasa de las lagunas de oxidación está formada mayormente por algas y microorganismos que viven simbióticamente.

Cuadro N°11

## PARAMETROS SELECCIONADOS Y SU RELACION CON CRITERIOS DE CALIDAD

Parámetro	Unidades	Salud Pública	Control de Procesos	Ecología de la laguna	Reuso	
					Agricultura	Piscicultura
<b>1. NO BIOLÓGICOS</b>						
<b>A. Meteorológicos (a)</b>						
1. Velocidad del viento	km h <sup>-1</sup>	+	+	-		
2. Dirección del viento	grados	+	+			
3. Temperatura del aire	°C		-	-		-
4. Evaporación	mm		+		+	
5. Heliofanfa	h día <sup>-1</sup>	+	-	+		-
6. Intensidad de radiación solar	cal cm <sup>2</sup>			+		
<b>B. Hidráulicos</b>						
1. Caudal promedio (b)	l s <sup>-1</sup>		+	-	+	-
2. Caudal máximo horario (b)	l s <sup>-1</sup>		+		+	-
3. Caudal máximo diario (b)	l s <sup>-1</sup>		+		+	-
4. Balance mínimo de agua (c)	mm		+	-	+	+
5. Fluctuación de nivel	m		+	-		-
6. Profundidad de la laguna (c)	m		+			
<b>C. Factores físicos</b>						
1. Profundidad de lodos (c)	m	-	+	-		-
2. Temperatura del líquido	°C		+	-		-
3. Perfil de temperatura (d)	°C		+	+		+
4. Aceite y grasa	mg l <sup>-1</sup>	-	-	-	+	+
5. Sólidos						
a. Totales	mg l <sup>-1</sup>		-			
b. En suspensión	mg l <sup>-1</sup>	-	+	+		+
c. Disueltos	mg l <sup>-1</sup>		-	+		-
d. Sedimentables	mg l <sup>-1</sup>		+			
6. Penetración de luz	m		-	+		+
7. Apariencia de la laguna/color	cualitativo	-	+	-		+

Parámetro	Unidades	Salud Pública	Control de Procesos	Ecología de la laguna	Reuso	
					Agricultura	Piscicultura
8. Olor	cuantitativo	+	+	+	-	+
9. Natas y flotantes	cuantitativo	-	+	+	-	+
10. Vegetación en dique	cuantitativo	+	+	+	-	-
<b>D. Factores fisicoquímicos</b>						
1. Conductividad (a 25°C)	uS cm <sup>-2</sup>					
2. pH	(d)		+	+	+	+
<b>E. Factores químicos</b>						
1. Oxígeno disuelto	(d) mg l <sup>-1</sup>	-	+	+		+
2. Demanda química de oxígeno	mg l <sup>-1</sup>		+		-	-
3. Componentes del sistema carbonatado	(d)					
a. Alcalinidad						
- Carbonatos	mg l <sup>-1</sup>	+	+			
- Bicarbonatos	mg l <sup>-1</sup>		+			
- Hidróxidos	mg l <sup>-1</sup>	+	-			
4. Calcio	mg l <sup>-1</sup>			-		
5. Magnesio	mg l <sup>-1</sup>			-		
6. Dureza total	mg l <sup>-1</sup>			-		
7. Cloruros	mg l <sup>-1</sup>			-	+	+
8. Sulfatos	mg l <sup>-1</sup>				+	
9. Nutrientes						
a. Nitrógeno total	mg l <sup>-1</sup>			+	+	
- Orgánico	mg l <sup>-1</sup>			+	+	
- Amoniacal	mg l <sup>-1</sup>		+	+		-
- Nitritos	mg l <sup>-1</sup>				+	+
- Nitratos	mg l <sup>-1</sup>	+	+		+	
b. Fósforo total	mg l <sup>-1</sup>		-	+	+	
- Ortofosfato	mg l <sup>-1</sup>			+		+
10. Elementos trazas						
a. Sodio	mg l <sup>-1</sup>			+	+	

Cuadro 11 (continuación)

Parámetro	Unidades	Salud Pública	Control de Procesos	Ecología de la laguna	Reuso	
					Agricultura	Piscicultura
<b>F. Factores bioquímicos</b>						
1. Demanda bioquímica de oxígeno	mg $\bar{x}^1$		+			-
<b>II. BIOLÓGICOS</b>						
<b>A. Microbiológicos</b>						
1. Coliformes totales	NMP/100 m <sup>2</sup>	+	+			-
2. Coliformes fecales	NMP/100 m <sup>2</sup>	+	+			-
3. Salmonella	Identific.	+	-		-	+
4. Shigella	Identific.	+	-		-	+
5. Protozoarios/helmintos						
- Entamoeba	Identific.	+			+	+
- Ascaris L.	Identific.	+			+	+
- Anquilostoma	Identific.	+			+	+
<b>B. Macrobiológicos</b>						
1. Composición de especies						
- Algas	Clase, N°/mm <sup>3</sup>		+	+	-	+
- Insectos	Clase, N°/mm <sup>3</sup>	+	-	+		-

+ Mayor interés

- Menor interés

(a) Datos posibles de obtenerse en la estación meteorológica más cercana.

(b) Mediciones con registro continuo.

(c) Medición estacional.

(d) Medición intensiva y estacional.

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

La diferencia de DQO entre dos puntos de un reactor bioquímico puede ser tomado como una medida directa de la energía requerida para oxidación del substrato en términos de oxígeno. La DBO también puede ser utilizada con este propósito. En ambos casos las mediciones en los efluentes son determinadas excluyendo la biomasa (DBO o DQO solubles). La DBO total del efluente de un proceso biológico se obtiene sumando la DBO soluble a la DBO ejercida por la biomasa. Los parámetros DQO/DBO y DQO/SSV son de utilidad.

La determinación de DBO en lagunas de oxidación está grandemente influenciada por la masa de algas. Las primeras evaluaciones de lagunas en la que se utilizó la DBO se analizaron sin separación de algas e incubando en la oscuridad. Caldwell<sup>147</sup> halló que algunas algas celulares morían durante los cinco días del período de incubación, ejerciendo una demanda de oxígeno. Hermann y Gloyna<sup>38</sup> fueron los primeros investigadores que utilizaron la filtración para eliminar las algas. En este caso se utilizó tierra diatomea (Celite 535) como medio filtrante. Parker<sup>24</sup> utilizó papel de filtro regular.

Fitzgerald<sup>148</sup> llevó a cabo experimentos con cultivos puros de algas para determinar el efecto de las algas en la DBO. La técnica utilizada para la separación fue la centrifugación. Se concluyó que:

- concentraciones hasta  $5 \times 10^6$  células/ml de clorella no afectaban apreciablemente el punto final de la titulación en la determinación de oxígeno disuelto por el método de Winkler;
- las células muertas ejercen mayores demandas que las células vivas;

- se encontró que la DBO cinco días a 20°C de las algas (clorella), es de alrededor de 0.2 mg DBO/mg algas.

El Cuadro N°12 resume los procedimientos de separación de algas reportados por la literatura. Se puede apreciar que una gran variedad de métodos han sido empleados durante la presente década. De cualquier manera parece haberse generalizado el uso de filtros de fibra de vidrio. Entre los factores que favorecen su uso pueden citarse:

- la fibra de vidrio puede filtrar en profundidad, pudiéndose procesar un mayor volumen de muestra;
- algunos filtros de fibra de vidrio pueden ser secados en la estufa teniendo la filtración un doble propósito: Determinación de DBO y sólidos suspendidos totales.

Un factor que desfavorece su uso es que el concepto de tamaño de poro no puede ser aplicado a este tipo de filtro.

Se efectuó una recopilación de datos de relaciones de DBO y DQO totales a solubles reportadas por la literatura. En estudios realizados en las lagunas de oxidación de San Juan<sup>4</sup> se encontraron relaciones de DBO total a soluble las cuales variaron en un rango de 1.5 a 2.4 para lagunas primarias y de 2.1 a 3.1 para lagunas secundarias. Los resultados indican un marcado paralelismo entre la relación de DBO total a soluble y la población de algas.

En el mismo estudio se reportan relaciones de DQO a DBO solubles. Para el desecho crudo se obtuvo un valor medio de 1.75. En los efluentes de lagunas primarias se obtuvo un rango de valores de 3.0 a 4.5. La relación media para lagunas secundarias varió de 3.3 a 6.0 mostrando en ambos casos una tendencia a incrementarse a menores cargas de aplicación.

Los valores hallados se presentan en el Cuadro N°13. De esta recopilación no se pudo esbozar conclusiones definitivas. Esto es debido a la gran cantidad de variables que afectan la presencia de algas entre las que se encuentran:

- condiciones meteorológicas (e.g.: Velocidad del viento y temperatura);
- número y especies de algas celulares presentes;

Cuadro N° 12

PRETRATAMIENTO DE MUESTRAS DE EFLUENTES DE LAGUNAS PARA ANALISIS POR DBO

<u>Investigador</u>	<u>Referencia</u>	<u>Técnica</u>
Caldwell (1946)	147	Ninguna: incubación en la oscuridad
Parker, et al. (1950)	24	Papel de filtro
Hermann & Gloyna (1958)	38	Tierra de diatomeas (Celite 535)
Fitzgerald (1964)	43	Centrifugación
McGrow, et al. (1965)	148	Ninguna: incubación en la oscuridad
Gann, et al. (1968)	149	Centrifugación a 3200 RPM por 10 minutos y 5°C
Sharma (1969)	25	Papel de filtro Whatman 42
Chiang & Gloyna (1970)	31	Filtro de fibra de vidrio
Mc Garry (1970)	54	Filtro de fibra de vidrio Reeve Angel 934 AH
Mc Garry, et al.	94	Filtro de fibra de vidrio Reeve Angel 934 AH
Bowen (1977)	150	Filtro de fibra de vidrio Reeve Angel 934 AH
Hill (1977)	151	Filtro de fibra de vidrio Reeve Angel 934 AH
Yáñez (1979)	4	Filtro de fibra de vidrio Reeve Angel 934 AH

LIBRARY  
INTERNATIONAL REFERENCE CENTRE  
FOR DOCUMENTATION  
UNESCO  
GENEVA (S.W.I.T.Z.E.R.L.A.N.D.)

Cuadro No. 13

RELACIONES DE DBO Y DQO TOTAL A SOLUBLE EN EFLUENTES DE LAGUNAS PRIMARIAS

Investigador	Referencia	Carga	Relación entre	
		Kg DQO Ha. Día	especie total y soluble DBO	DQO
Parker et al. (filtrado)	147	57.9	3.39	-
		74.5	3.00	-
		118.0	1.28	-
Hermann y Gloyna (filtrado)	38	-	2.00	-
Hodgson (filtrado)	152	137	5.36 - 8.13	-
		302	3.16 - 3.24	-
Sharma (filtrado)	25	30	2.40	-
		50	1.76	-
		106	2.00	-
Sharma (centrifugado)	25	30	6.7	-
		50	4.5	-
		106	4.6	-
Raman, et al. (filtrado)	153	208	2.0	-
		416	2.0	-
Reynolds, et al. (filtrado)	154	Invierno 36.2	5.34	2.15
		Verano 24.6	5.28	1.10
Bowen (filtrado)	150	Invierno 16.8	1.18	1.41
		Verano 14.1	1.50	1.10
Hill (filtrado)	151	Invierno 33.8	8.34	5.41
		Verano 12.11	4.19	1.49
Yanez	4			
Efluente de lagunas primarias		450 - 1100	1.7	1.95 - 2.65
Efluente de lagunas secundarias		56 - 163	2.07 - 2.78	2.24 - 2.50

- disponibilidad de nutrientes. Para la mayoría de especies, el carbón es un factor limitante del crecimiento<sup>155</sup>
- el aporte de fondo de DBO soluble que a su vez es afectado por:
  - antigüedad de la instalación;
  - número de lagunas en serie, lo cual favorece la sedimentación de algas<sup>154</sup>.

Durante la evaluación de las lagunas de San Juan, Lima<sup>4</sup> se llevó a cabo una secuencia de dos experimentos con la finalidad de establecer criterios para la selección de un método apropiado de separación de algas. Para el primero se utilizó la técnica de centrifugación a 2000 RPM. Se realizaron tres series. Un volumen inicial de 250 ml de efluente de una laguna primaria fue centrifugado por 15 minutos y se separó el sobrenadante para la determinación de DBO. La masa sedimentada de algas se diluyó a 250 ml y fue centrifugada durante 10 minutos. Se repitió este paso con las determinaciones de DBO correspondientes. Finalmente se analizó la DBO de la masa de algas. Los resultados se presentan en el Cuadro N°14. Estos resultados indican que la DBO del segundo y tercer sobrenadante son apreciables y se puede concluir que la técnica de centrifugación no separa completamente la materia orgánica hasta el punto de hacerla representativa de las especies disueltas.

Tras un examen microscópico de la masa de algas remanentes después de la tercera centrifugación se halló una destrucción celular parcial. Experiencias de centrifugación en la Universidad de Chile<sup>156</sup> reportan rotura de la estructura celular de las algas tras la centrifugación de muestras de efluentes de lagunas a 10,000 RPM durante 10 minutos. Esta consideración unida al hecho de que es imposible la separación de rotíferos presentes y la dificultad para estandarizar la prueba hicieron que se descartara esta opción en favor de la técnica de filtración.

En el segundo experimento se trató de determinar si la filtración a través de fibra de vidrio retenía completamente las algas y la influencia que esto tenía en la DBO. Al igual que en el primer experimento se llevaron a cabo tres series.

Cuadro No. 14

DBO TOTAL Y SOLUBLE DE EFLUENTE DE LAGUNAS: TECNICA DE CENTRIFUGACION

Fuente	DBO mg/l		
	Serie 1	Serie 2	Serie 3
Primer sobrenadante (15 min)	12.9	15.2	20.1
Segundo sobrenadante (15 + 10 min)	1.9	6.2	7.4
Tercer sobrenadante (15 + 10 + 10 min)	1.3	2.7	6.9
Masa de algas	6.0	9.0	12.3
Suma	22.1	33.1	46.7
DBO Total, mg/l	20.6	31.0	35.7

Se filtraron volúmenes de 250 ml de efluente de lagunas a través de papel de filtro Reeve Angel 934 AH separando progresivamente alícuotas de 50 ml para determinaciones de DBO. No se halló una variación sustancial de la DBO en alícuotas sucesivas. Se tomó adicionalmente la DBO total obteniéndose tasas de DBO total a soluble de 3.3 en promedio.

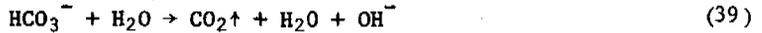
El recuento de algas para la primera alícuota (0-50 ml) fue negativa. Se halló algas en las subsiguientes porciones aunque en una cantidad que no afectó apreciablemente el análisis de DBO soluble. Se cree recomendable realizar un mayor trabajo sobre la técnica para su estandarización. La técnica de pretratamiento para las muestras de desecho crudo consistió en la homogenización por 30 segundos con una licuadora.

### 3.2.2.2 Equilibrio del sistema carbonatado

En lagunas facultativas el sistema carbonatado está sujeto a cambios cíclicos durante el día. Aunque los cambios en la alcalinidad total no son grandes

ocurren cambios en los componentes de la misma tales como cambios de bicarbonatos a carbonatos e hidróxidos<sup>30 40</sup>. Se ha encontrado cambios en el pH llegando a valores tan altos como 10 y 11, especialmente cerca a la superficie donde las concentraciones de algas y oxígeno son mayores.

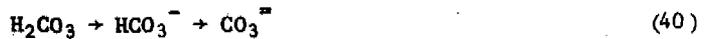
Las variaciones se deben principalmente a la actividad fotosintética. El CO<sub>2</sub> producido por las bacterias no satisface los requerimientos de las algas durante las horas del día. Aún el contenido de dióxido de carbono libre del desecho crudo tiene un uso instantáneo para el crecimiento de las algas<sup>44</sup>. Las algas extraen el CO<sub>2</sub> de los bicarbonatos y carbonatos ocasionando un incremento en el pH de acuerdo a las siguientes reacciones:



En la medición del pH con la profundidad de la laguna se ha hallado una dependencia con respecto a factores tales como el tipo de lagunas y el grado de mezcla. Varios investigadores reportan variaciones estables del pH con la profundidad, e.g. Caldwell<sup>147</sup>, Mees<sup>157</sup>, Cubillos<sup>158</sup>. Otros reportan pequeños cambios del pH con la profundidad, e.g. Raman, et. al.<sup>153</sup> y Khaskar, et. al.<sup>159</sup>. Bokil<sup>160</sup>, trabajando con lagunas sin mezcla a escala de laboratorio halló pequeñas variaciones. Debe comprenderse que estas variaciones estarán influenciadas por la cantidad de lodos acumulados, principalmente en lagunas primarias. Sobre este punto, Meron, et. al.<sup>48</sup> y Caldwell<sup>147</sup>, llevaron a cabo mediciones intensivas de pH en lagunas en serie y encontraron amplias variaciones para cada celda subsiguiente. Esto trae a colación el aspecto de la influencia del pH en el crecimiento y fotosíntesis de las algas. Se debe hacer una clara distinción entre estos dos términos dado que se ha encontrado que valores decrecientes de pH favorecen la tasa de crecimiento de algas verdes, mientras que aumentos de pH favorecen las tasas de fotosíntesis<sup>161</sup>. Oswald, et. al.<sup>162</sup> halló una influencia paralela de la producción y tasa de fotosíntesis al incrementar el pH. Estas observaciones han sido corroboradas para climas tropicales por Mc Garry, et. al.<sup>94</sup>.

Como resultado de esto existe un paralelismo entre las variaciones del pH y el oxígeno disuelto. Los valores más altos reportados corresponden a horas pasado el medio día, entre las 14:00 y 16:00 horas<sup>48 147 25 94 153 158 159.</sup>

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



El incremento del pH por sí solo, ha sido indicado como responsable de la reducción de altos valores de E. Coli en lagunas de estabilización,<sup>163 164.</sup>

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

### 3.2.2.3 Temperatura y oxígeno disuelto

La temperatura es uno de los factores de mayor importancia en el funcionamiento de lagunas de oxidación. La constante cinética de primer orden de degradación del substrato es una función de la temperatura en un rango de 5 a 35°C de acuerdo con la ley modificada de Van'tHoff-Arrhenius. Se ha demostrado que el crecimiento de algas es máximo en un rango de temperatura de 25 a 30°C. Temperaturas más altas disminuyen el crecimiento<sup>37.</sup>

Bajo condiciones de baja mezcla puede presentarse una estratificación térmica en una laguna. En esta condición, "las masas de agua se estratifican debido a las diferentes densidades en función de la temperatura"<sup>163.</sup> La profundidad a la cual la tasa de cambio de la temperatura con la profundidad es máxima, define la "termoclina". En lagunas facultativas, el estado crítico de estratificación térmica es alcanzado cuando la "oxipausa" (profundidad a la cual el O.D. es cero)

alcanza la termoclina. En esta condición, la difusión de oxígeno en el fondo de la laguna es mínima y ésta puede estar sujeta a cortocircuitos de encontrarse las estructuras de entrada y salida localizadas en la superficie. Bajo condiciones de laboratorio y sin mezcla, se ha encontrado que el contenido de oxígeno en el estrato aeróbico decrece linealmente con la profundidad, no presentándose termoclina<sup>160</sup>.

En la investigación de lagunas de San Juan, Lima<sup>4</sup> los perfiles de temperatura registrados no presentan evidencias de estratificación termal continuada.

Para una mejor discusión de los datos de temperatura de las lagunas de San Juan se debe distinguir condiciones de invierno y verano, recordando que hay una buena influencia del viento en todo el año. En condiciones de invierno (entre los meses de mayo a noviembre) las condiciones meteorológicas de la costa peruana presentan condiciones nubladas y por lo general las lagunas tienen una temperatura uniforme en profundidad. Durante este período de meses fríos, ocurre ocasionalmente un día soleado y las lagunas estratifican por períodos no mayores a 6 horas (10 am a 6 pm), con una diferencia de temperatura de unos 3°C.

Durante los meses de verano (diciembre a abril) la estratificación termal se presenta casi todos los días por períodos un poco más largos (10 am a 8 pm), con diferencias de temperatura que alcanzan los 7.5°C.

En condiciones más tropicales como las de las lagunas de Campinha Grande<sup>230</sup> las estratificaciones son más largas (de 9 am a 10 pm) y más intensas (hasta 8°C de diferencia), con velocidades de viento promedias de 1.61 Km h<sup>-1</sup> y valores extremos entre 1.25 y 2.22 Km h<sup>-1</sup>.

La radiación solar, el viento y la profundidad, tienen marcada influencia en la duración e intensidad de la estratificación termal. En lagunas más profundas se puede esperar estratificaciones continuadas en la ausencia del viento. Por ejemplo en las lagunas de Askelon (Israel)<sup>273</sup> con profundidades de hasta 5 m, presentan estratificación continua, durante la estación de verano.

Los datos de las lagunas de Lusaka<sup>30</sup> aclaran notablemente los conceptos sobre el comportamiento de la estratificación termal en lagunas en climas tropicales.

Esta instalación está localizada en el continente africano, a 1,370 m sobre el nivel del mar y 15° de latitud sur, con radiaciones solares muy uniformes entre 400 y 600 cal cm<sup>-2</sup>. Las temperaturas ambientales extremas variaron desde 10-14°C en el invierno, hasta 32-38°C en verano. El viento varía entre 5 y 22 Km h<sup>-1</sup>, habiendo poco viento en el verano. Este ocurre en forma cíclica, soplando fuerte entre 8 y 11 am y con mucho menos intensidad en la tarde. En estas condiciones aparecen estratificaciones termales, características de la estación y la presencia del viento, encontrándose que en la gran mayoría de los casos las estratificaciones desaparecen durante la noche. Sin embargo, se ha registrado un caso de estratificación termal continua, por un período de 6 semanas, durante un verano con poco viento. El principal mecanismo de mezcla en una laguna es el viento y en ausencia de éste, pueden actuar mecanismos de mezcla por corrientes térmicas convectivas<sup>30</sup>.

En vista del número de factores que influyen la estratificación termal, ésta se producirá de acuerdo con las características meteorológicas y físicas de cada instalación. La presencia de la estratificación termal, tiene una influencia negativa en la eficiencia de las lagunas, esto se debe a cortocircuitos que se producen. Este aspecto ha sido estudiado en las lagunas de San Juan, Lima, Perú, mediante pruebas de trazadores en invierno y verano. Las condiciones en las cuales se inicia la estratificación termal han sido registradas en varias oportunidades en dicha instalación. En el Cuadro No. 15 se presenta una secuencia de datos en el mes de mayo, en donde se observa la desestratificación, por efecto de la nubosidad, que reduce la radiación solar bajo 130 cal cm<sup>-2</sup> y menos de 6 h de sol.

El conocimiento de las condiciones de estratificación termal para cada caso particular es importante para la adecuada ubicación de niveles de las estructuras de entrada y salida a la laguna<sup>29</sup>, y también para la adopción de medidas que promuevan la desestratificación.

Entre estas medidas puede utilizarse la recirculación, la cual incrementa notablemente la mezcla interna. Otra medida es la instalación de mezcladores con baja densidad de energía (1-2 Wm<sup>-3</sup>). La ubicación de la entrada en una laguna debe ser de tal modo que el afluente transfiera lo máximo de momento a la masa líquida. Descargas sobre la superficie favorecen normalmente la desestratificación

Cuadro No. 15

DATOS METEOROLOGICOS Y DE ESTRATIFICACION TERMAL EN LA LAGUNA P<sub>1</sub> DE SAN JUAN, LIMA

Fecha	Radiación Solar cal cm <sup>2</sup>	Horas de sol	Velocidad del viento, Km h <sup>-1</sup>			Máxima diferencia de temperatura registrada 0°C
			Promedio diario	De 07 h a 19 h	De 19 h a 07 h	
11 Mayo 1982	238	9.8	2.4	4.3	0.5	6.6
12 Mayo 1982	217	9	2.5	4.1	1.0	3.1
13 Mayo 1982	101	0	2.1	3.2	1.3	0.0 No hay
14 Mayo 1982	205	7.2	2.4	4.4	0.3	2.2
15 Mayo 1982	163	5.1	1.8	3.1	0.3	5.5
16 Mayo 1982	181	6.4	1.7	3.1	0.4	6.0
17 Mayo 1982	236	8.3	2.4	4.4	0.4	7.5
18 Mayo 1982	54	0.0	1.7	2.8	1.1	0.0 No hay
19 Mayo 1982	62	0.0	1.7	2.3	1.9	0.0 No hay
20 Mayo 1982	131	6.2	2.0	2.7	0.4	0.0 No hay

en climas tropicales. Otra medida adecuada para combatir los efectos adversos de la estratificación es la subdivisión de la laguna; esta medida impide los cortocircuitos mas no la estratificación.

Chiang y Gloyna<sup>31</sup> estudiaron la influencia de la temperatura ambiente en la termoclina. Se encontró que a mayores temperaturas, menor la profundidad del estrato aeróbico. A altas temperaturas, el aporte de DBO de los depósitos de fondo es mayor a la vez que las altas concentraciones de algas en las capas superficiales disminuyen la penetración de la luz limitando de esta manera la fotosíntesis con la profundidad.

Una definición arbitraria de la termoclina en lagos es "aquel estrato en el cual la temperatura baja más de 1°C por metro"<sup>165</sup>. Este concepto aplicado a lagunas facultativas sugiere que para profundidades usuales se requiere de una variación de temperatura de aproximadamente 2°C entre la superficie y el fondo para que ocurra la estratificación térmica. En el Cuadro No. 15 se reportan diferencias de temperatura de este orden para lagunas en climas tropicales.

Para evaluaciones intensivas en lagunas se requiere que los perfiles de temperatura y O.D. sean desarrollados en base a toma intensiva de datos, horarios y estacionales. Estas determinaciones son hechas "in situ", siendo la mejor práctica el registro horario del perfil de temperatura y O.D. con el uso de termistores y celdas polarográficas, acopladas a interruptores cíclicos antes del registrador.

#### 3.2.2.4 Nutrientes

La disponibilidad de nutrientes para el crecimiento de algas en lagunas de estabilización de aguas residuales domésticas es más que suficiente. La relación de DBO/N/P de 100/5/1 requerida es ampliamente satisfecha. Normalmente las cantidades de nitrógeno y fósforo son altas de tal manera que no constituyen un factor limitante con respecto a nutrientes<sup>37</sup>.

Como se discute anteriormente, la mayor parte de las especies de algas utilizan el CO<sub>2</sub> libre con propósitos de nutrición. La atmósfera también puede constituirse en fuente de CO<sub>2</sub>. Las formas de nitrógeno usualmente presentes en el desecho crudo generalmente no sufren cambios considerables en el sistema de lagunas. Meron<sup>48</sup> halló una reducción de nitrógeno total de 76.4 mg l<sup>-1</sup> en una laguna primaria y una reducción subsecuente a 47.1 mg l<sup>-1</sup> en una laguna secundaria. El período de

retención fue de 13 días en cada caso y como puede apreciarse, la reducción mayor se dio en la laguna secundaria. Oswald, et. al.<sup>166</sup> sugiere que los nutrientes pueden ser rápidamente recirculados en una laguna de tal manera que la capa de lodo en lagunas primarias genera remociones continuamente decrecientes con el tiempo.

Se sabe que las lagunas constituyen un tratamiento ineficiente para la remoción de "N" y "P". Esto hace poco atractivo el uso de lagunas para propósitos de control de eutroficación, pero sumamente atractivo desde el punto de vista de reuso agrícola:

La capacidad de nitrificación de una laguna de estabilización es reducida. Lakshminarayana<sup>47</sup>, halló mediante mediciones por espacio de tres años, reducciones de amoníaco en un rango de 60 a 95% con una serie de tres lagunas. Los nitritos estuvieron siempre presentes en cantidades mínimas (por debajo de 0.15 mg/l). Los nitratos no alcanzaron concentraciones de 5 mg/l. Cuatro investigadores<sup>25 47 159 167</sup> sugieren la utilización preferencial del amoníaco por las algas en comparación con otras formas de nitrógeno.

El limitado potencial de nitrificación de las lagunas puede ser explicado por la reducida población de nitrosomas y nitrobacterias presentes para la oxidación de nitritos y nitratos respectivamente. También influye el pH, dado que estas reacciones tienen lugar usualmente a valores por debajo de 8.3. Por otro lado, el nivel de D.B.O., los sólidos solubles volátiles y el nivel inicial de amoníaco, influyen en forma decidida en el proceso de nitrificación<sup>168</sup>.

En el estudio de lagunas de San Juan<sup>4</sup> se correlacionó la relación de amoníaco efluente a afluente contra la carga aplicada. Se halló que para cargas por encima de 357 (Kg DBO Ha<sup>-1</sup>. día<sup>-1</sup>) se ganaba amoníaco del sistema mientras que por debajo de 357, el potencial de nitrificación aumentaba al decrecer la carga, este criterio ha servido para definir la carga límite y para definir el predominio de degradación aeróbica y anaeróbica en lagunas. Valores en el mismo rango son reportados por Aguirre y Gloyna<sup>37</sup>.

Se ha encontrado que la concentración de fosfatos decrece a través de largos períodos de tiempo: Kharkar<sup>159</sup> y Lakshminarayana<sup>47</sup> encontraron esto en mediciones de tres años. Sin embargo, Shelef, et. al.<sup>54</sup>, en mediciones de fosfatos totales (soluble más la fracción sólida) llevadas a cabo a lo largo de tres años en una serie de cinco lagunas reporta un decremento en la tasa de remoción de fosfatos debido al aporte de los depósitos de fondo.

La determinación de nutrientes tiene como finalidad la evaluación del potencial fertilizante del efluente para reuso agrícola.

El nitrógeno orgánico y el amonio pueden ser determinados de la misma muestra. El nitrógeno orgánico se determina por el método de Kjeldahl después de la remoción del amoniaco el cual es analizado acidimétricamente.

Esta determinación incluye las algas permitiendo de esta manera el cálculo de nitrógeno Kjeldahl total.

Las mediciones de nitritos y nitratos se utilizan para la evaluación del funcionamiento del proceso y no deberán incluir la biomasa. Adicionalmente, nitritos y nitratos son solubles y no se encuentran presentes en los sólidos. Para este análisis se recomienda un pretratamiento mediante filtración a través de fibra de vidrio para la remoción de algas, previo a la filtración a través de un filtro de membrana de 0.45  $\mu\text{m}$  para la remoción de sólidos suspendidos. Los nitritos son determinados por el método de diazotización y los nitratos por el método de reducción de cadmio, a un pH de 6.4, usando una columna granulada de cobre-cadmio tal como se indica en las referencias<sup>140 278</sup>.

Tanto el fósforo como nitrógeno total son usados para la evaluación de las propiedades fertilizantes del desecho y ambos incluyen las algas que son predigeridas con ácido sulfúrico-nítrico. Todas las formas de fósforo son determinadas como ortofosfatos por el método de ácido ascórbico. El pretratamiento de las muestras para ortofosfatos consiste en una filtración similar a aquella de los nitritos y nitratos.

El método de preservación de muestras utilizado para nitratos, amonio y nitrógeno orgánico es la acidificación con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a  $\text{pH} < 2$ . En enfriamiento a  $4^\circ\text{C}$ , la preservación de la muestra para fósforo total, ortofosfatos y nitritos es solamente enfriamiento a  $4^\circ\text{C}$ .

### 3.2.2.5 Sulfuros

Espino y Gloyna<sup>169</sup> en experimentos llevados a cabo a escala de laboratorio hallaron que manteniendo constante el período de retención y la carga superficial de DBO se obtenía una relación lineal entre la concentración de sulfuros en la laguna y la concentración de sulfatos en el afluente. Así mismo reportan que a concentraciones de sulfuros cercanos a 7 mg/l se observó una virtual desaparición de las algas, aún cuando esto no afectó apreciablemente la tasa de remoción de DBO.

3.2.2.6 Otros parámetros químicos

La presente discusión se refiere a parámetros químicos cuyas concentraciones son altamente dependientes del abastecimiento de agua. Estos incluyen calcio, magnesio, sólidos totales, sodio, cloruros y sulfatos. El conocimiento de los niveles de concentración de estos compuestos son de interés para propósitos de irrigación. La información referente a sodio, calcio y magnesio es de utilidad en el cálculo de la relación de absorción de sodio (RAS). La relación de absorción de sodio tiene influencia en la permeabilidad y en el sellado del fondo de las lagunas<sup>170</sup>. Tanto esta relación como los sólidos disueltos totales son de utilidad para determinar la aceptación de una fuente de agua para irrigación.

Se ha encontrado un incremento de la concentración de todos los parámetros descritos a través del uso doméstico<sup>171</sup>. En determinaciones llevadas a cabo en las lagunas de oxidación de San Juan, Lima<sup>4</sup> se confirma esta observación. El cambio de concentraciones a través de lagunas primarias y secundarias se presenta en el Cuadro N°16.

Cuadro No. 16

VARIACIONES EN LA CALIDAD DEL AGUA A TRAVES DEL USO DOMESTICO Y TRATAMIENTO EN LAGUNAS DE OXIDACION EN LIMA, PERU<sup>4</sup>

Parámetro	Abastecimiento de agua	Desecho crudo	Efluentes de lagunas	
			Primario	Secundario
Calcio, mg/l como CaCO <sub>3</sub>	257.6	309.2	310.7	315.5
Magnesio, mg/l como CaCO <sub>3</sub>	51.7	63.1	56.8	54.4
Dureza total, mg/l como CaCO <sub>3</sub>	309.3	372.3	367.5	369.9
Cloruros, mg/l como Cl	27.7	108.1	105.8	107.8
Conductividad, $\mu$ siems/cm <sup>2</sup>	615.4	1090	1086	1060
Sólidos totales, mg/l	509.7	955.8	826.3	845.0
Sulfatos, mg/l como SO <sub>4</sub>	222.0	221.7	157.4	204.3

### 3.2.2.7 Organismos coliformes

El uso de las pruebas de detección de organismos coliformes como indicadores de la calidad bacteriológica del agua, se basa en información recopilada en los últimos 75 años, principalmente en estudios sobre contaminación del agua<sup>172</sup>. De acuerdo con Feachem et. al<sup>173</sup> los requisitos de un indicador ideal de contaminación bacterial son:

- un componente normal de la flora intestinal de gente saludable;
- su hábitat debe ser exclusivamente intestinal, de modo que cuando se le detecte en el ambiente, implique contaminación fecal;
- deben estar ausentes en animales no humanos (este requisito no es satisfecho por ninguno de los indicadores bacterianos usados en el presente);
- deben estar presentes cuando se detecten patógenos de origen fecal;
- deben estar presentes en números mayores que los patógenos fecales;
- deben ser incapaces de multiplicarse fuera del intestino y deben tener una tasa de mortandad algo menor que la de los patógenos fecales;
- deben ser resistentes a factores antagonísticos naturales y deben sobrevivir procesos de tratamiento de agua y aguas residuales, en un grado igual o mayor que los patógenos fecales;
- deben ser de fácil identificación y conteo; y
- deben ser no patógenos.

En la práctica, ninguna de las bacterias usadas como indicadoras de contaminación fecal cumplen con los requisitos indicados. En bacteriología del agua existen tres indicadores comúnmente usados: el grupo coliforme, el Streptococcus faecalis y el Clostridium perfringens<sup>173</sup>.

De los grupos indicados, el coliforme es el que ofrece mayores ventajas. Existen dos pruebas del grupo coliforme: el coliforme total y el fecal. La primera prueba es de valor para aguas relativamente limpias. La segunda prueba es de utilidad en aguas contaminadas. En bacteriología de aguas residuales se debe emplear únicamente la prueba de coliforme fecal, en vista de que el coliforme

total incluye una variedad de cepas cuya distribución es abundante en la naturaleza y no son específicas a la contaminación fecal. Adicionalmente, se ha observado la reproducción posterior de cepas que incluye la prueba del coliforme total en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales o ríos altamente contaminados. Kittrell y Furari<sup>174</sup> reportaron reproducción posterior de coliforme total en desechos de la industria del azúcar de remolacha. Davis y Gloyna<sup>175</sup> encontraron similar reproducción en efluentes de lagunas de estabilización, mientras que otros organismos patógenos no se reprodujeron en las mismas condiciones.

El uso de la prueba de coliforme fecal es una herramienta más valiosa que el coliforme total, para la evaluación de calidad bacteriológica de aguas contaminadas, puesto que excluye la presencia de organismos no fecales que pueden estar sujetos a reproducción posterior. Sin embargo, se debe tener en cuenta que en ríos se ha asociado la reproducción posterior del coliforme fecal, con niveles de DBO por encima de 30 mg/l<sup>172</sup>. En casos como éste y en aguas con temperaturas bajas (10°C) se ha observado una mayor sobrevivencia de la Salmonella typhi, que el coliforme fecal, en efluentes de lagunas de estabilización<sup>176</sup>. En la práctica, el coliforme fecal se distingue por su habilidad de fermentar lactosa, con producción de gas, cuando se incuba a la temperatura de 44°C entre 24 y 48 horas. La bacteria coliforme fecal más común es la Escherichia coli, cuya diferenciación se hace a través de la prueba Invic (indol, rojo de metilo, vogesproskauer y citrato de sodio). Esta prueba es todavía tentativa<sup>139</sup> y es considerada como larga y tediosa para trabajo de rutina.

A pesar de lo indicado, el uso de la prueba de coliforme fecal es de gran utilidad en la evaluación de lagunas de estabilización y en especial de lagunas secundarias y terciarias. Es imperativo destacar que en países tropicales, la selección de la laguna de estabilización como proceso de tratamiento, se debe a consideraciones de salud pública, puesto que es muy conocido que este proceso es el más eficiente en la destrucción de organismos patógenos. Un gran número de referencias se encuentran en la literatura técnica, sobre este aspecto, 25 60 147 149 150 151 152 153 154 158 159 164 177 178 179 180 181 182 183. Las lagunas facultativas se conocen además como procesos más eficientes que las lagunas aeradas en la destrucción de bacterias<sup>184</sup>.

Feachem et. al<sup>173</sup> presenta en forma tabulada resultados de una gran cantidad de evaluaciones de lagunas, en relación con destrucción de organismos del

grupo coliforme. A pesar de la gran cantidad de datos, la comparación de evaluaciones en equilibrio continuo no permite sacar conclusiones generalizadas debido principalmente a que los datos reportados carecen de datos complementarios como: temperaturas, caudales y principalmente pruebas de trazadores, para evaluación de los cortocircuitos existentes. Sin embargo, es muy importante indicar que dichos autores destacan la bondad de la laguna de estabilización en la reducción de organismos patógenos. Se ha efectuado una comparación en términos de conteo esperado en el efluente y se concluye que el concepto de "eficiencia de remoción" no evidencia la real capacidad de la laguna. En lugar de eficiencia de remoción se debe usar el término "reducción logarítmica" o el "número de organismos". El siguiente cuadro reproduce datos para algunos procesos:

Cuadro No. 17

CARACTERISTICAS DE VARIOS PROCESOS DE TRATAMIENTO EN LA  
DESTRUCCION DE COLIFORME FECAL

Proceso	Eficiencia de remoción %	Coli fecal, N <sup>o</sup> /100 ml	
		Afluente	Efluente
Tratamiento primario	50 - 90	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>6</sup>
Filtro percolador	90 - 95	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>6</sup>
Lodos activados	90 - 99	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>6</sup>
Zanja de oxidación	90 - 99	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>6</sup>
Laguna de estabilización*	99.99 - 99.99999	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	1 - 10 <sup>3</sup>

\* tres celdas en series con 25 días de permanencia total.

Existe un gran vacío en el desarrollo de herramientas adecuadas para el dimensionamiento de lagunas facultativas, para alcanzar un nivel de coliforme fecal requerido en el efluente. Los resultados de las investigaciones realizadas por Parker<sup>185</sup> y Yáñez<sup>4</sup> con lagunas facultativas en series indican que para lagunas primarias con cargas altas, la reducción de coliforme fecal es alrededor de un ciclo logarítmico ó 90%. En lagunas anaeróbicas se ha encontrado reproducción posterior en muchas ocasiones. Se ha encontrado que para lagunas con cargas reducidas, la tasa de mortalidad de coliforme es una constante, o sea que sigue la ley

de Chick (reacción de primer orden). Sin embargo, las tasas de destrucción reportadas para lagunas en climas tropicales<sup>28 29</sup> no están de acuerdo con los valores reportados para climas templados<sup>186</sup>.

La herramienta más utilizada para dimensionamiento de lagunas de acabado fue desarrollada por Marais<sup>28 29 30 187</sup>, utilizando datos de evaluación de lagunas en Africa Central y del Sur. Estas lagunas fueron de celda única y en series, recibiendo desecho crudo y efluentes de filtro biológico y de tanque séptico. Los análisis de coliforme total, fecal y estreptococo fecal, realizados en afluente y efluente de las lagunas fueron procesados asumiendo reactor de mezcla completa y se calcularon las constantes del reactor. Aunque los valores variaron considerablemente (entre 0.3 y 8 día<sup>-1</sup> para coliforme fecal), los promedios para los tres organismos se reportaron alrededor de 2.0 (día<sup>-1</sup>). Los datos obtenidos para lagunas en serie se ajustaron razonablemente al modelo de Marais con un valor de  $K'_b = 2$ . Otros experimentos con una serie de 9 lagunas de maduración dieron una constante de mortandad de coliforme fecal  $K'_b = 1.6$  (día<sup>-1</sup>). Es importante destacar que durante estas experiencias los investigadores dieron muy poca importancia a la temperatura, estratificación termal y condiciones anaeróbicas; esos valores no fueron medidos o reportados. Una de las importantes conclusiones del trabajo de Marais es que no hay mortandad de coli fecal en condiciones anaeróbicas. Otra importante conclusión de Marais fue la determinación de influencia negativa de la estratificación termal en la mortandad de coliforme fecal. Estudios efectuados en Zambia indicaron que en verano, con temperaturas del aire sobre 23°C y ausencia del viento, producen una estratificación continua en las lagunas, que resulta en la reducción de la tasa de mortandad bacteriana, lo cual es principalmente debido a cortocircuitos, causados por la estratificación termal.

Con el objeto de determinar la influencia de la temperatura en la tasa de reducción bacteriana, Marais realizó un reprocesamiento de los datos reportados por Slanetz<sup>188</sup> y encontró un valor de  $K'_b = 2.6$  para 20°C, con la siguiente relación de dependencia de temperatura, válida entre 5 y 21°C:

$$K'_b = 2.6 \times 1.19^{T-20} \quad (42)$$

La ecuación anterior indica un coeficiente de la ley modificada de Arrhenius  $\Theta = 1.19$ , lo cual significa que la tasa de mortandad de coliforme fecal en lagunas de estabilización es altamente dependiente de la temperatura. Este valor comparado con

valores similares para coliforme es alto. Por ejemplo Mancini<sup>189</sup> reporta un valor  $\theta = 1.07$  para mortandad de coliforme en agua de mar y agua dulce. Las tasas de mortandad de coliforme para esas condiciones son 1.4 y 0.8 ( $\text{día}^{-1}$ ) respectivamente. Estos valores fueron desarrollados a través de pruebas Batch incluyendo día y noche.

Estudios de mortandad de coliforme efectuados por Klock<sup>2</sup>, en lagunas de estabilización, reportan datos de  $K_b$  entre 0.2 y 0.6 ( $\text{día}^{-1}$ ). Un reprocesamiento de los datos de Klock, efectuados por el autor se hallan indicados en la Figura No. 12. En la misma figura se ha representado la correlación de Gameson<sup>190</sup>, desarrollada con serotipos de E. Coli NCTC 9002 en el laboratorio, con agua de mar artificial y en la oscuridad. Los datos de los dos autores correlacionan según la siguiente ecuación de regresión desarrollada por Gameson:

$$K_b = 1.1 \times 1.07^{T-20} \quad (43)$$

Wraight, et.al<sup>202</sup> realizaron evaluaciones de lagunas de acabado de forma alargada en Australia. Aunque su procedimiento de muestreo fue compuesto, a lo largo de las lagunas, en lugar de puntual a lo largo de las mismas, sus resultados fueron procesados asumiendo reactor de mezcla completa, en lugar de flujo a pistón. Con estos datos se determinaron constantes de mortalidad del orden de 2.4 ( $\text{día}^{-1}$ ). Con los datos a lo largo de la laguna de Penrith (Fase I), los autores determinaron constantes netas de mortandad de coliforme fecal de 0.55 ( $\text{día}^{-1}$ ) para 11-15°C y 0.64 ( $\text{día}^{-1}$ ) para 16-24°C.<sup>202</sup>

Skerry y Parker<sup>203</sup> efectuaron evaluaciones de varias lagunas en Australia, reportando un amplio intervalo de valores de tasa de mortandad. Para el verano se indica un intervalo de 0.18-7 ( $\text{día}^{-1}$ ) y para el invierno entre 0.22-10 ( $\text{día}^{-1}$ ). Estas constantes fueron desarrolladas asumiendo mezcla completa; en un gran número de casos las mortandades en invierno fueron mayores. Estos autores sugieren que las aves en las lagunas contribuyen con materia fecal, produciendo grandes fluctuaciones en el conteo de coliforme fecal.

De la discusión anterior, el lector podrá apreciar la gran divergencia existente en relación con valores de la constante de mortalidad de coliforme en

lagunas. Sobre este aspecto dos recientes estudios permiten aclarar esta divergencia, en favor del uso de constantes similares a las reportadas por Klock<sup>2</sup>, Gameson<sup>190</sup> y los datos de la laguna de Penrith<sup>202</sup>.

El primer estudio es el de Gamini<sup>273</sup>, realizado en el Instituto Asiático de Tecnología, con evaluaciones de lagunas facultativas y de acabado, en funcionamiento continuo y a escala piloto. Estas evaluaciones también incluyeron pruebas de trazadores para estudio de comportamiento hidráulico de las lagunas. Se efectuaron conteos de microorganismos a la entrada y salida y se calcularon las constantes de mortalidad utilizando el modelo de dispersión. Los datos de Gamini<sup>273</sup> se han comparado con los de Klock<sup>2</sup> y Gameson<sup>190</sup> en la Figura No. 12. Se puede observar que hay divergencia pues en las últimas investigaciones las constantes de mortalidad son mucho más reducidas. Sin embargo, Gamini parece confirmar un bajo valor del factor  $\theta$  de dependencia de temperatura. Gamini desarrolló la siguiente correlación múltiple que define la constante de mortalidad  $K_b$  de coliforme fecal:

$$\exp (K_b) = 1.1274 (0.6351) (1.0281)^T (1.0016)^{X_a} (0.9994)^{CS_a} \quad (44)$$

en donde:

$X_a$  es la concentración de algas,  $\text{mg } \bar{l}^{-1}$   
 $CS_a$  es la carga aplicada de DQO,  $\text{Kg } \text{H}\bar{a}^{-1} \text{ día}^{-1}$

y los otros parámetros están previamente definidos.

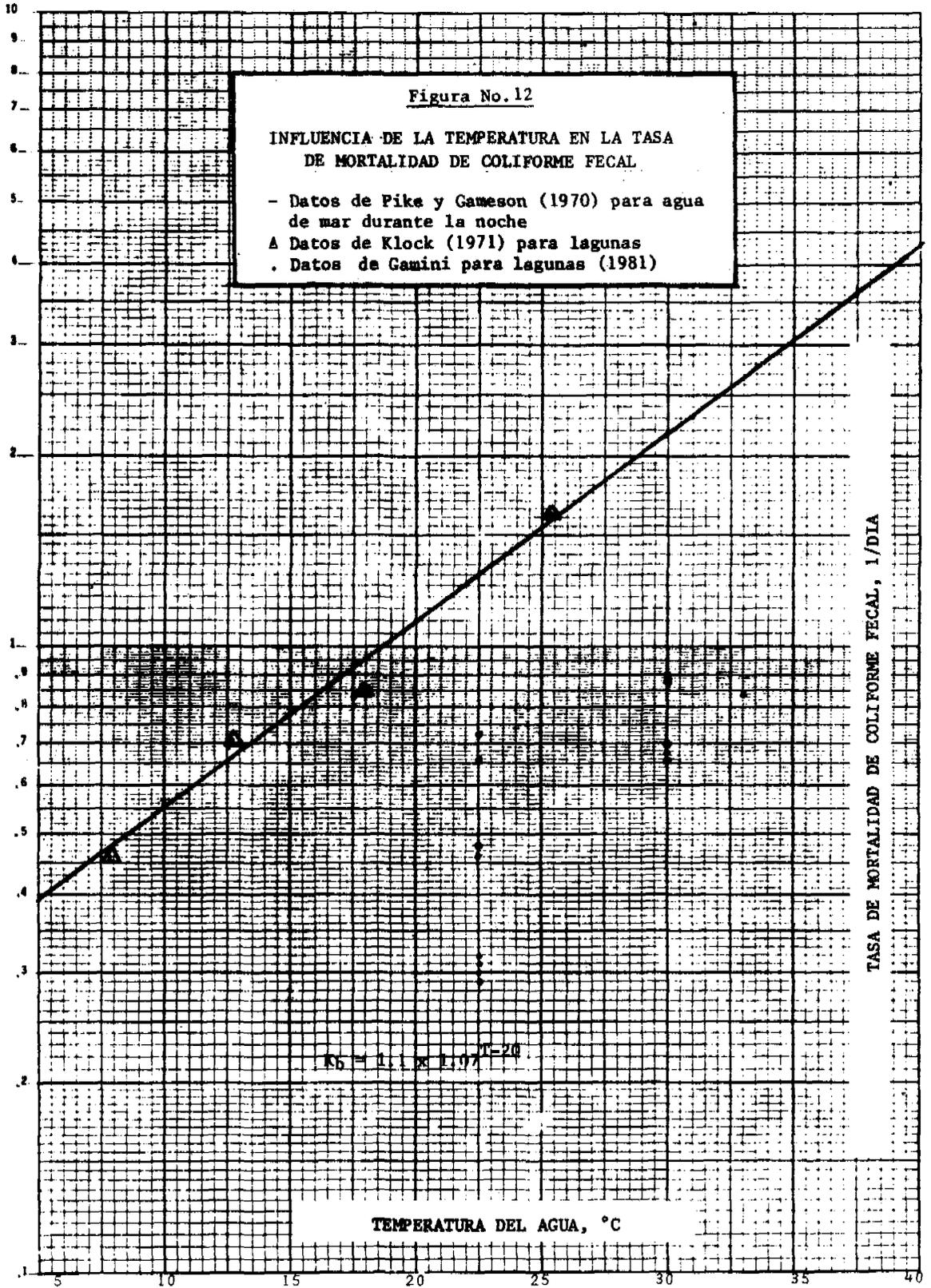
El segundo estudio sobre mortalidad de bacterias (coliforme total, fecal y salmonella) está siendo conducido por el CEPIS en las lagunas de San Juan, con la metodología combinada y a escala completa, tal como se ha descrito antes en este manual. Los resultados procesados hasta el momento indican constantes de mortalidad de coliforme fecal entre 0.6 y 1.2 ( $\text{días}^{-1}$ ) y un valor del coeficiente  $\theta$  de dependencia de temperatura muy cercano a la unidad.

Estudios de  $T_{90}$  para agua de mar, efectuados durante el día, indican valores de  $K$  de dos órdenes de magnitud más altos que durante la noche. Entre los

Figura No. 12

INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA EN LA TASA DE MORTALIDAD DE COLIFORME FECAL

- Datos de Pike y Gameson (1970) para agua de mar durante la noche
- ▲ Datos de Klock (1971) para lagunas
- Datos de Gamini para lagunas (1981)



factores que afectan la mortalidad de bacteria se encuentran: (1) sedimentación; (2) radiación solar; (3) predación; (4) utilización de nutrientes; (5) efectos físico-químicos; (6) acción de bacteriófagos; (7) toxicidad de las algas y (8) toxicidad de otras bacterias. Las cinco primeras variables han sido modeladas para agua de mar<sup>190 191</sup>. De los factores indicados, la radiación solar parece ser la más importante. La tasa de mortalidad de coliforme fecal por efecto de radiación solar es independiente de la tasa de mortalidad en condiciones oscuras y sus valores pueden sumarse. La siguiente expresión matemática para la tasa de mortalidad total ha sido desarrollada, teniendo en cuenta la variación senosoidal de la radiación solar tanto superficialmente como en profundidad (a través de la ley de Beer-Lambert)<sup>12 191 192 193</sup>:

$$K_b = K_{20} \times 1.07^{T-20} + \frac{K_{b0}}{\pi \alpha H} \{1 - \exp(-\alpha H)\} \quad (45)$$

en donde:

$K_b$  es el coeficiente global de mortalidad de bacterias, incluido día y noche, ( $\text{día}^{-1}$ )

$K_{20}$  es el coeficiente de mortandad nocturno o en condiciones oscuras, a 20°C, ( $\text{día}^{-1}$ )

$K_{b0}$  es el coeficiente de mortandad de bacterias, correspondiente a la radiación máxima, durante el día, ( $\text{día}^{-1}$ )

$H$  es la profundidad del agua representativa de un estrato completamente mezclado, m, y

$\alpha$  es el coeficiente de extinción de luz, ( $\text{día}^{-1}$ ) que puede ser aproximado por la siguiente fórmula:

$$\alpha = \frac{1.7}{\text{profundidad de disco secchi (m)}} \quad (46)$$

En la discusión anterior sobre evaluaciones intensivas, se puso en evidencia la gran influencia de los cortocircuitos en la eficiencia de lagunas de estabilización. Esto implica que el cálculo de constantes de mortalidad de coliforme,

a partir de datos representativos de equilibrio continuo, y bajo la suposición de mezcla completa resulten en errores apreciables. Como se ha evidenciado las constantes de mortandad de coliforme, desarrolladas a través de pruebas Batch, son alrededor de la mitad de las constantes calculadas con datos en funcionamiento continuo y suposición de mezcla completa. El uso práctico de las primeras, es solamente adecuado, si se hacen las correcciones necesarias en el submodelo hidráulico. El modelo de dispersión es de gran utilidad en esta interpretación, para lo cual la conducción de pruebas de trazadores llega a ser de vital importancia. Un ejemplo de la interpretación de mediciones de coliforme en equilibrio continuo, a través de un submodelo hidráulico modificado, es reportado por Bowles, et. al<sup>186 198</sup>, quienes utilizaron datos de pruebas de trazadores y un submodelo con flujo tipo pistón y espacios muertos. Las constantes de mortandad de coliforme fecal resultaron en valores de 0.5 y 0.03 ( $\text{día}^{-1}$ ) para lagunas de estabilización y condiciones de verano e invierno respectivamente.

En vista de que las determinaciones de coliforme cada dos horas no pueden efectuarse en forma rutinaria y considerando el corto período de preservación y transporte recomendado por los métodos estándar, es importante determinar la hora más adecuada de muestreo tanto para el desecho crudo, como para los efluentes de lagunas. Esta decisión sólo puede tomarse después de pruebas horarias, intensivas. Estos datos, normalmente son típicos de cada instalación, por ejemplo las pruebas realizadas para las lagunas de San Juan, Lima, Perú, han sido representadas gráficamente en la Figura No. 13, e indican una hora adecuada para muestreo alrededor de las 07:00 y 12:00 horas para el desecho crudo y laguna secundaria respectivamente. Otros datos de una laguna sirviendo a una prisión estatal en los Estados Unidos de América han sido reportados por Geldreich, et.al<sup>194</sup> y están representados en la Figura No. 14; estos datos sugieren una hora adecuada de muestreo alrededor de las 08:00 horas para el afluente y efluente. De ambas figuras se puede concluir que la influencia de la radiación solar no es apreciable, en condiciones de funcionamiento continuo, debido al aporte continuo de coliformes del afluente y cortocircuitos.

Entre las razones de la alta eficiencia de destrucción bacteriana de lagunas, se mencionan las variaciones cíclicas del pH, las cuales parecen jugar un papel importante<sup>164</sup>. Davis y Gloyne evidencian además un efecto bactericida de las algas hacia los coliformes<sup>175</sup>. En ambos casos esos efectos están contrarrestados por reducciones de la temperatura.

Figura No. 13

VARIACION HORARIA DE COLIFORME FECAL EN DESECHO  
CRUDO Y LAGUNA SECUNDARIA EN SAN JUAN  
LIMA, PERU

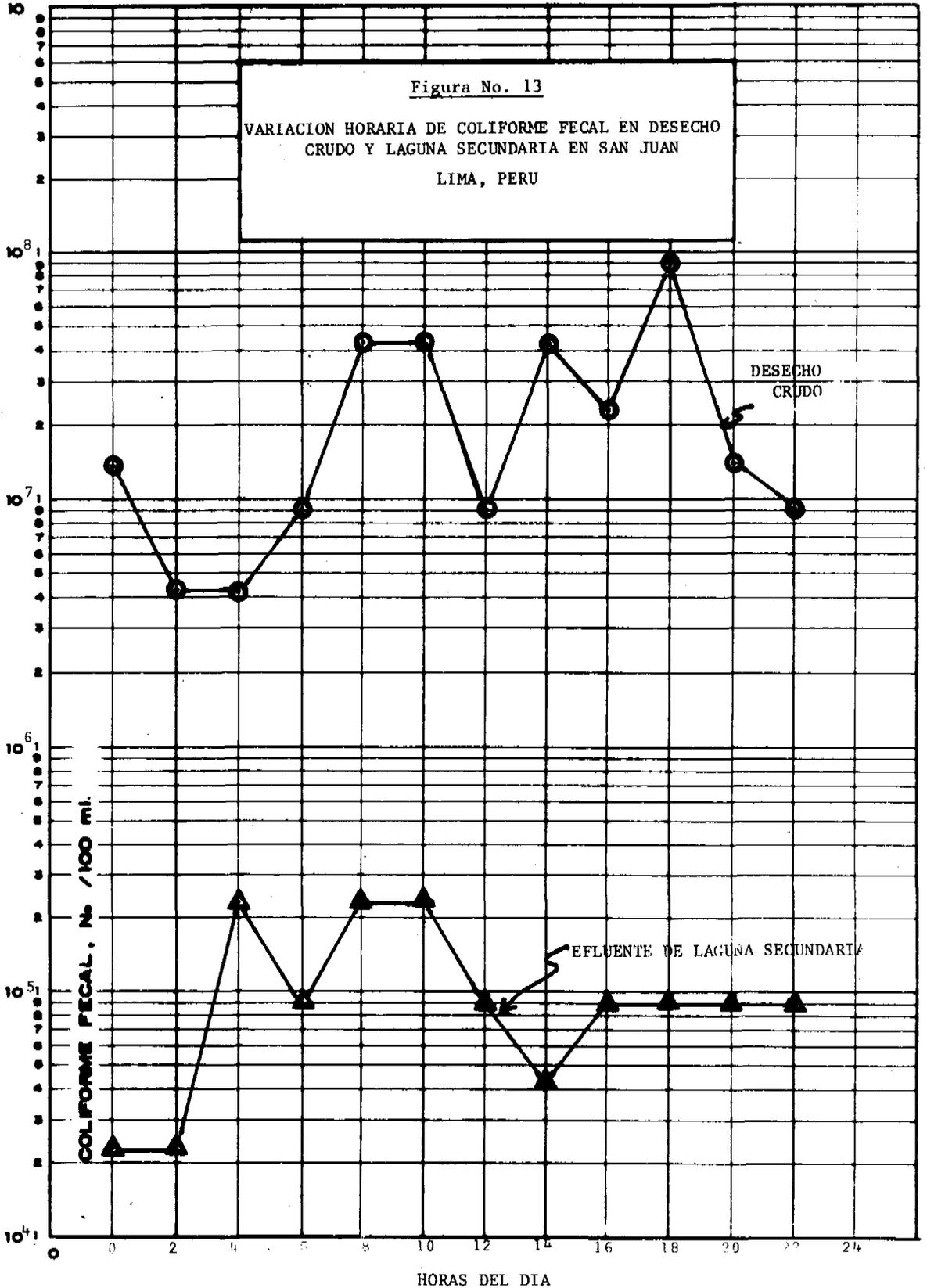
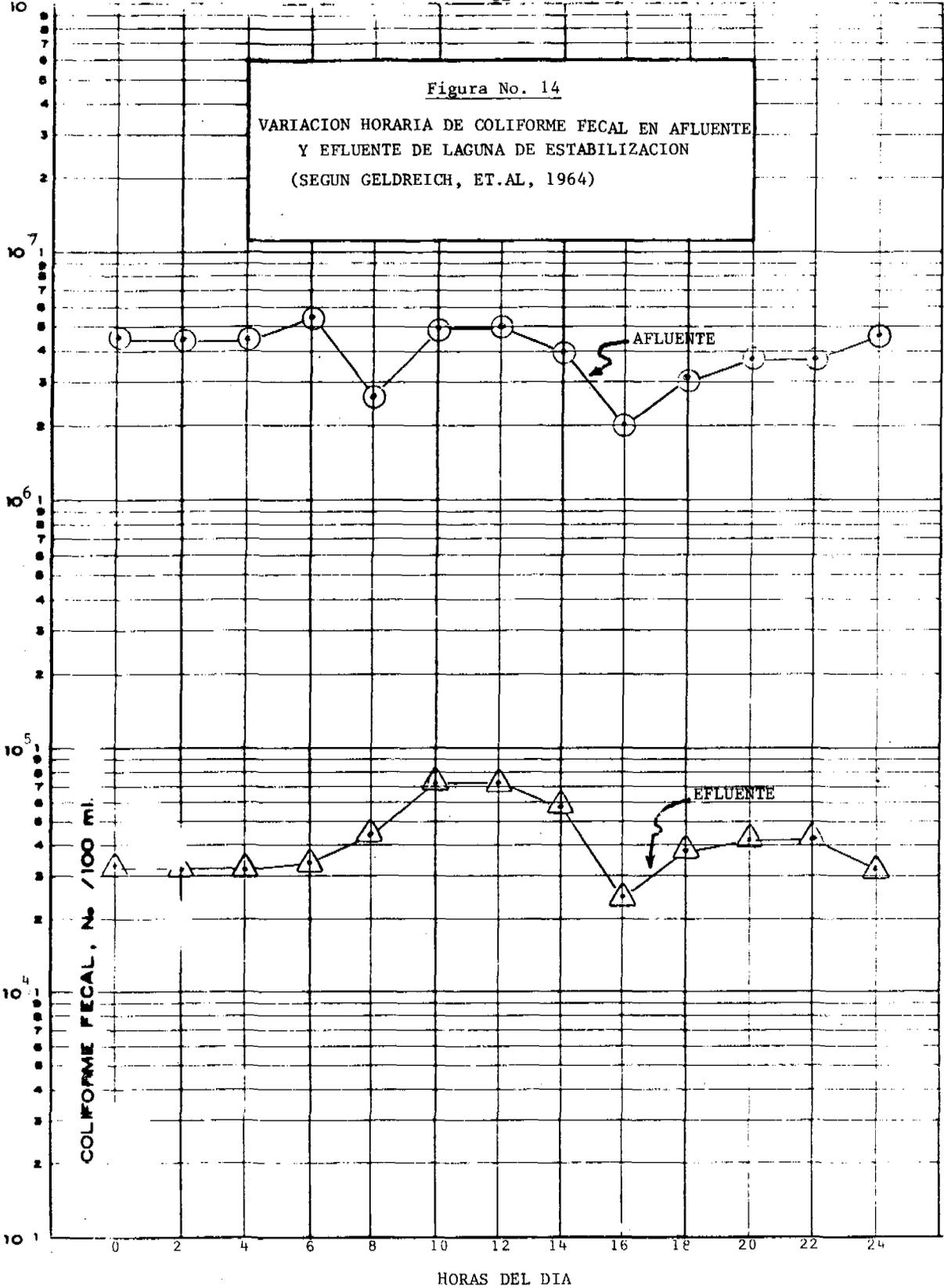


Figura No. 14  
VARIACION HORARIA DE COLIFORME FECAL EN AFLUENTE  
Y EFLUENTE DE LAGUNA DE ESTABILIZACION  
(SEGUN GELDREICH, ET.AL, 1964)



Cuando se desea asegurar la calidad bacteriológica de efluentes de lagunas, se puede aplicar cloración. Kott<sup>195</sup> y Johnson et.al<sup>196</sup> encontraron que se puede reducir los coliformes fecales a un nivel adecuado, aplicando dosis de cloro relativamente reducidas. Se demostró que las algas no ejercen demanda con períodos de contacto de hasta dos horas. Sin embargo, el uso de efluente de lagunas clorado, para riego no restringido no puede ser garantizado como seguro, solamente en base a bajos índices de coliforme fecal. Estudios posteriores de Kott<sup>197</sup> indican que efluentes clorinados de lagunas con conteos de coliforme fecal menores a 2/100 m<sup>3</sup>, contienen enterovirus del orden de 40 a 100 por 100 ml. Se requieren dosis de cloro de alrededor de 40 mg<sup>-1</sup> para destruir a enterovirus.

Johnson et.al<sup>198</sup> realizaron experiencias extensivas de cloración de efluente primario y secundario de lagunas. Las pruebas realizadas fueron llevadas a cabo con y sin algas. Ellos encontraron que las algas no ejercen demanda de cloro con períodos de contacto entre 17 y 50 minutos. Entre las conclusiones importantes del estudio se destacan:

- que se puede lograr una adecuada desinfección de efluentes de lagunas con concentraciones de cloro residual combinado, entre 0.5 y 1.0 mg<sup>-1</sup> y períodos de contacto de alrededor de 50 minutos. Esto trae la ventaja de no descargar concentraciones excesivas de cloro, que pueden ser tóxicas;
- se encontró que tanto la eficiencia de desinfección como la demanda de cloro son dependientes de la temperatura.

El mismo informe<sup>198</sup> describe en detalle la evaluación de eficiencia de mortandad de microorganismos de las lagunas de Logan, EE.UU., utilizando un modelo tipo flujo pistón, segmentado y con espacios muertos. En estos estudios se determinó un coeficiente de dependencia de temperatura, de la ley modificada de Arrhenius  $\theta = 1.072$ .

En relación con el método de análisis de coliforme, ambas técnicas, la de tubos múltiples para número más probable y la de conteo de colonias en el filtro de membrana, son aceptables para efluentes de lagunas<sup>184 199 200</sup>. Johnson et.al<sup>198</sup> y Middlebrooks et.al<sup>201</sup> después de comparaciones detalladas explican que las diferencias obtenidas por los dos métodos se deben a diferencias intrínsecas de los dos procedimientos.

### 3.2.2.8 Enterobacterias

Cuando se desea efectuar un estudio de identificación de enterobacterias en aguas residuales, la primera precaución que debe tomarse es conseguir datos de la autoridad sanitaria correspondiente, sobre las enfermedades enteríticas prevalentes en el área de estudio. Un ejemplo de estos datos, conseguidos para el estudio de las Lagunas de San Juan, Lima, Perú, es indicado en el Cuadro No. 18.

Cuadro No. 18

PREVALENCIA DE ENFERMEDADES ENTERITICAS EN EL  
AREA DE SAN JUAN, LIMA, PERU

Enfermedad	Año						
	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976
Tifoidea / Paratifoidea	5	4	8	12	16	20	230
Disentería baciliar	2	35	-	-	2	-	1
Disentería amebiana	-	7	1	2	3	1	1
Otras formas de disentería	19	217	5	13	34	571	348

La información anterior corresponde a los casos reportados, estimándose que las cifras alcanzan solamente entre el 50-60% del total de casos. Información como ésta es de vital importancia en la toma de decisiones sobre la conducción de las pruebas de identificación, sobre todo en ciudades de países desarrollados. Por ejemplo un estudio en los EE.UU.<sup>157</sup> dirigido al estudio de sobrevivencia de patógenos en lagunas, no tuvo éxito alguno en aislar salmonella en el desecho crudo. Dos referencias<sup>144</sup> y <sup>181</sup> coinciden en indicar que el número reducido de salmonellas presentes en aguas contaminadas hacen difícil su identificación y conteo, de modo que el investigador no debe concluir que hay ausencia de salmonellas en un agua contaminada, sino en la muestra analizada y debe efectuar otro análisis con una muestra más grande y el uso de alguna técnica de concentración.

La discusión más completa sobre aspectos de salud del manejo de excretas y aguas residuales es presentada por Feachem, et.al.<sup>173 204</sup>. En estas publicaciones se presenta un nuevo concepto para clasificación de enfermedades o infecciones relacionadas con heces fecales. La tifoidea y salmonelosis, junto con otras infecciones bacterianas (shigelosis, cólera, e. coli entero patogénica, yersiniosis e infección por campylobacter), han sido clasificadas en el grupo II cuyas características epidemiológicas son: "de alta dosis infectiva, medio no latente, moderadamente persistente y capaz de multiplicarse". La dosis alta infectiva de salmonella es  $> 10^6$  organismos, la media  $10^4$  y la baja  $< 10^2$ . Los mismos reportes presentan información sobre las concentraciones esperadas en las aguas residuales de una población. El cálculo puede aproximarse en función a una serie de datos característicos de una población de país en desarrollo, los cuales son:

- (1) La prevalencia de la infección ( $P_i$ , % de habitantes infectados)
- (2) La contribución promedio en peso húmedo de materia fecal (gm, gramos de materia fecal por habitante infectado por día)
- (3) El conteo de salmonella en la materia fecal ( $N_f$ , número de salmonella por gramo de materia fecal húmeda)
- (4) La supervivencia de las salmonellas desde el punto de descarga hasta el punto de muestreo ( $P_s$ , %)
- (5) La contribución promedio de aguas residuales de la población, q  
[ $l \text{ hab}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ]

Con los datos anteriores se puede calcular  $N_a$  el número de salmonellas por 100 ml de aguas residuales, según la siguiente fórmula:

$$N_a = \frac{P_i \times gm \times N_f \times P_s}{10 \times q} \quad (47)$$

Asumiendo los siguientes valores típicos de una población de 50,000 habitantes, ( $P_i = 7\%$ ,  $gm = 100$ ,  $N_f = 10^6$ ,  $P_s = 10\%$ ,  $q = 100$ ), se obtiene un valor de  $N_a = 700$  salmonellas/100 ml. En los estudios de San Juan, Lima, Perú, el conteo típico de salmonella en el desecho crudo es del orden de  $10^3/100 \text{ ml}$ , lo cual indica una prevalencia más alta y una posible sobrevivencia total en la red del alcantarillado.

En cuanto a la eficiencia de destrucción de salmonella, Feachem, et.al<sup>173</sup> indican un rango entre 99.99 y 100%, para una serie de tres lagunas con período de retención total de 25 días, de modo que el conteo que puede esperarse en el efluente es prácticamente cero.

Algunos miembros del grupo de enterobacterias viven en los intestinos de animales y es muy común hacer el aislamiento en sus heces<sup>144</sup>. Se han conocido más de 1000 serotipos del género de salmonella; la Salmonella tífica es uno de los microbios responsable por la salmonellosis, enfermedad muy común en los hombres, aves, ganado y roedores y también común en otras formas de vida salvaje como pájaros y reptiles<sup>204 205</sup>.

Muchos estudios en áreas desarrolladas muestran la presencia del espectro completo de organismos patógenos en aguas residuales. La literatura presenta información conflictiva en lo que se refiere a eficiencia de los procesos de remoción de enterobacteria en aguas residuales. Slanetz et.al<sup>188</sup> reportan datos de tres comunidades tratando aguas residuales en lagunas de estabilización: las aguas domésticas residuales de la primera comunidad fueron tratadas en una sola laguna, con un período de retención aproximado de 80 días y carga baja; las aguas residuales de la segunda comunidad fueron tratadas en tres lagunas en serie con un período de retención de 28 días en cada una y las de la tercera comunidad fueron tratadas en cuatro lagunas en serie con un período de retención de 12.5 días en cada una. Los resultados de Slanetz demostraron que era factible aislar Salmonella y virus de la mayoría de estas lagunas con mayor sobrevivencia a bajas temperaturas.

Varias referencias reportan datos sobre la sobrevivencia de organismos entéricos bajo diferentes condiciones. Rudolfs et.al<sup>180</sup> condujo una búsqueda bibliográfica sobre este tema: Salmonella se encontró viable en suelos contaminados con heces después de períodos que fluctúan entre 100 y 400 días. La sobrevivencia en hojas fue determinada entre 20 y 40 días. En legumbres hasta 10 semanas. Entre los factores que afectan la viabilidad son: contenido de humedad, capacidad de absorción del suelo, temperatura, pH e iluminación. La Salmonella sobrevive mejor en temperaturas bajas<sup>176 188</sup>.

Rao et.al.<sup>206</sup> condujo estudios sobre la sobrevivencia de Salmonella en zanjas de oxidación y lagunas aeradas. El conteo en aguas residuales fue 46-540 NMP Salmonella por 100 ml. Ambos procesos fueron eficientes en destruir coliformes pero sus efluentes no estuvieron libres de la Salmonella. Mayor información sobre los procesos de tratamiento para remoción de bacterias entéricas es presentada por Rudolfs<sup>180</sup>, Kabler<sup>181</sup> y Foster y Engelbrecht<sup>207</sup>.

Joshi, et.al.<sup>45</sup> condujo experimentos para evaluar la sobrevivencia de Salmonella en tres lagunas facultativas en serie con un período de retención total de siete días. Las aguas residuales tuvieron un recuento de NMP Salmonella de 4 a 540 organismos por 100 ml, y no se pudo detectar Salmonella en el efluente de la tercera laguna en una serie de 20 pruebas.

McGarry & Bouthiller<sup>205</sup> estudiaron la sobrevivencia de Salmonella en lagunas anaeróbicas a escala de laboratorio y encontraron que ésta es dependiente de la cantidad de nutrientes presente y que las altas cargas y cortos períodos de retención favorecen la sobrevivencia.

Coetsee & Fourie<sup>208</sup> estudiaron la reducción de Salmonella en dos instalaciones de lagunas en Africa del Sur. En dos lagunas en series con un período de retención total de 35 días, se observó una eficiencia de reducción de 99.5% en S. typhi. En cambio la reducción en una laguna de maduración con permanencia de diez días, fue de sólo 86%.

Como es de esperarse el número de Salmonellas en aguas residuales de un país en desarrollo es alto. En los estudios del Perú<sup>4</sup> se aislaron varios serotipos de Salmonella en el desecho crudo y efluentes de lagunas secundarias con períodos de retención total hasta de 36 días. Igualmente, se ha encontrado conteos en el desecho crudo superiores a  $10^3$  Salmonellas/100 ml. En cambio en un estudio realizado en Inglaterra<sup>209</sup>, el conteo máximo para el desecho crudo fue 29/100 ml y sólo el 53, 50 y 27% de las muestras dieron resultados positivos para una serie de lagunas con períodos de retención total de 3, 8 y 17 días respectivamente.

Varias técnicas para muestreo de enterobacterias son sugeridas en la bibliografía. El muestreo al azar es usual para el desecho crudo. Sin embargo, para efluentes de lagunas se han utilizado por lo menos tres técnicas. Slanetz et.al.<sup>188</sup>

emplearon la técnica de concentración filtrando 1 l de muestra en un prefiltro de tierra diatomácea (celita), colocada en un embudo Buchner, sobre una almohadilla de algodón. Otra técnica de concentración es la de la gasa sumergida. La tercera técnica es la filtración de un volumen de hasta 200 l, a través de un filtro de microfibra de vidrio de 142 mm de diámetro<sup>144</sup>. Dutka<sup>210</sup> favorece la última técnica que es cuantitativa. El volumen de muestra depende tanto de la concentración esperada como de la cantidad de algas presente. En los estudios de San Juan<sup>4</sup> se utilizaron 15-18 l de efluente secundario. Para todos los métodos de muestreo, la técnica de preservación es temperatura baja.

En la revisión bibliográfica conducida, no se encontraron referencias reportando aislación de shiguella en efluentes de lagunas. Este organismo muere rápidamente al salir del huésped.

La validez de usar coliforme fecal como indicador de patógenos enteríticos, ha sido cuestionada por varios investigadores. Callaguer y Espino<sup>176</sup> reportan resultados de un estudio en donde no se encontró un factor de correlación entre coliforme fecal y Salmonella para el afluente y efluente de una laguna. Geldreich<sup>172</sup> reconoce la necesidad de desarrollar información para correlacionar patógenos enteríticos con indicadores como el coliforme fecal en aguas de desecho. Hasta el momento esta correlación parece aceptable para aguas de estuarios. El problema de desarrollo posterior puede dificultar esta tarea, puesto que hay estudios como el de Davis y Gloyna<sup>174</sup>, que encontraron crecimiento posterior de E. coli en efluentes de lagunas, mientras que organismos enteríticos como la Salmonella no desarrollaron.

El procedimiento de conteo de Salmonella por el NMP, usando diluciones es todavía tentativo y se están haciendo esfuerzos para su estandarización. Schothorst<sup>211</sup> indica que uno de los aspectos más importantes de la técnica es el enriquecimiento en agua peptonada.

### 3.2.2.9 Parásitos

El phylum de protozoarios incluye más de 30 especies que pueden atacar al hombre. De esos, doce son patógenos verdaderos, diez son transmitidos por insectos y el resto (Giardia lamblia y Entamoeba histolítica) puede ser transmitido por moscas o por el agua<sup>212</sup>. Solamente tres de los protozoarios intestinales del hombre son conocidos como patógenos frecuentes:

- Entamoeba histolítica;
- Giardia lamblia; y
- Balantidium coli.

Los tres protozoarios anteriores pueden ser transmitidos por portadores humanos asintomáticos. De ellos la entamoeba histolítica es de mayor significancia y produce la disentería amebiana en el hombre. La ameba es un organismo muy frágil, pero forma un quiste que la protege y en esta forma es viable por períodos prolongados<sup>173</sup>.

El phylum nematelminto incluye varios parásitos de vida independiente, forma cilíndrica, tamaño variable y usualmente con aparato digestivo. Las especies importantes incluyen los nematodos como: Trichinella spiralis, Trichuris trichiura, Strongyloides stercoralis, Ancylostoma duodenale, Necator americanus, Ascaris lumbricoides y Enterobius vermicularis. Las larvas rhabditiformes de Necator americanus y de Strongyloides stercoralis son difíciles de diferenciar<sup>144</sup>.

La revisión bibliográfica de Rudolfs<sup>179</sup> indica datos de sobrevivencia de Entamoeba histolítica de varios meses en aguas residuales. El Ancylostoma duodenale puede sobrevivir de 6 a 12 semanas en el suelo, bajo condiciones favorables. Este organismo pasa de nuevo al estado de larva bajo condiciones favorables en el agua.

Cram<sup>213</sup> reporta que tratamiento primario es ineficiente en remover quistes de Entamoeba histolítica. Hodgson<sup>152</sup> evaluó lagunas de estabilización en relación con la destrucción de parásitos. El desecho crudo contenía Ancylostoma duodenale, huevos de Schistosoma mansoni, Enterobius vermicularis y quistes de Giardia lamblia, y el efluente no contenía esos organismos. Hodgson encontró que las lagunas proveían de condiciones ambientales favorables para controlar la diseminación de Bilharzia haematobium, a través de la eliminación del caracol o huésped intermedio.

Las lagunas aeróbicas o facultativas, con períodos de retención de ocho horas, no presentan condiciones ideales para impedir el desarrollo del huevo del Schistosoma mansoni. Sin embargo, se recomienda la inclusión de lagunas anaeróbicas, en vista de que el ambiente libre de oxígeno afecta la viabilidad de la miriacidia y el caracol. Lakshminarayana & Abdulappa<sup>214</sup>, reportan datos de reducción de helmintos en las lagunas de Bhandewadi, India. Los datos que corresponden a tres lagunas en serie, con permanencias de 2.6 días en cada una, indican que se necesita un período de más de seis días, para remoción completa de huevos. En cuanto al Ancylostoma, éste evoluciona al estado larval y es transportado a efluentes secundarios y terciarios. La sedimentación de huevos viables ocurrió sólo en la laguna primaria. Este mecanismo es el responsable de la remoción de Entamoeba histolítica en lagunas con períodos de retención largos. Se ha reportado una gravedad específica del quiste de 1.1.

Con respecto a los métodos de muestreo y concentración, Stringer & Kaue<sup>215</sup> recomiendan separación por filtración para aguas claras. Este método no es conveniente para lagunas, en vista de las grandes cantidades de sólidos en suspensión. Lakshminarayana<sup>214</sup>, trabajó con muestras de 4-5 ℓ para desecho crudo y efluentes de lagunas; éstas fueron sedimentadas por 2-3 horas, el sobrenadante fue removido y concentrado con centrifugación y lavado. Kott<sup>195</sup> recomienda el uso de muestras de 5-10 ℓ para desecho crudo y de hasta 100 ℓ para efluentes de lagunas. Estas muestras son sedimentadas por 18 horas y el lodo removido y concentrado por centrifugación a 2500 rpm.

Estos métodos son complicados y tediosos para rutina de laboratorio, debido al gran volumen de muestras y al tiempo requerido para sedimentación. En lugar de esto, el manual del Canadian Centre for Inland Waters<sup>144</sup> recomienda dos métodos de concentración: el de flotación para quistes de protozoarios y el de sedimentación en eter-formalina para Ancylostoma y huevos de Ascaris.

En el estudio de San Juan, Lima, Perú, se probaron varios métodos y se adoptó un procedimiento modificado, el cual está descrito en detalle en otro manual<sup>216</sup>.

### 3.2.2.10 Fitoplankton y zooplankton

En el tratamiento de aguas residuales con lagunas en serie se ha observado, en las primeras celdas, un crecimiento abundante de algas, acompañado por una alta reducción de DBO y materia en suspensión. Las celdas siguientes presentan menores cantidades de algas. Estas variaciones se han explicado por el cambio de fuentes de energía de proteínas, cuya disponibilidad se agota, a carbohidratos. Este fenómeno aparentemente es acompañado por el envejecimiento de las algas (medido por su capacidad reproductiva), sin perder su habilidad fotosintética<sup>162 163</sup>. Koopman, Benemann y Oswald<sup>14</sup> enfatizan el diseño de lagunas en series, incluyendo una laguna de sedimentación de algas como un proceso de tercera etapa.

El fenómeno de variación de la población de especies de algas en lagunas, en función del tiempo y otras variables, ha sido estudiado por muchos investigadores<sup>25 47 61 151 154 155 158 159 162 217 218</sup>. Las investigaciones de Vines, et.al<sup>219</sup> y Yáñez, et.al<sup>4</sup> en las lagunas de San Juan, Lima, Perú, son similares en este aspecto. En estas investigaciones se notó que lagunas primarias y secundarias disminuyeron la diversificación de especies de algas, al recibir una carga orgánica violenta. Se notó la presencia de la especie Chlamydomonas en lagunas primarias con cargas elevadas.

En condiciones de bajas temperaturas y ausencia de vientos, las algas tienden a sedimentar y se desarrollan natas superficiales de levaduras filamentosas. Las condiciones anaeróbicas parecen alcanzarse cuando la carga orgánica excede la capacidad de producción de oxígeno por fotosíntesis. La desaparición de las algas es seguida por la proliferación de bacteria que presenta una coloración blanca opaca. Con la presencia de hidrógeno sulfurado ( $H_2S$ ), proliferan las bacterias fotosintéticas sulfurosas, cuya característica es la de impartir una coloración rosada en el agua. Estas bacterias son comúnmente thiospiralium chromatium y rhodopseudomonas, y utilizan el  $H_2S$  como fuente de hidrógeno, en la asimilación del carbono<sup>130 220</sup>.

Las algas de interés sanitario han sido clasificadas en cuatro grupos cuyos componentes típicos de lagunas de estabilización se indican a continuación<sup>50</sup>:

(1) algas verdes

- Volvocales: Chlamydomonas, Chlorogonium, Fascheriella, Pandorina, Carteria

- Chlorococcales: Chlorella, Colenkinia, Micractinium, Ankistrodesmus,  
Scenedesmus, Actinastrum, Coleastrum, Docystis, Tetraedron
- (2) Euglenophyta
  - Euglena, Phacus
- (3) Algas verdeazules
  - Oscillatoria, Anabaena
- (4) Diatomeas
  - Nitzschia

Brocket<sup>220</sup> da algunas explicaciones sobre las causas de cambios cíclicos de poblaciones de algas en las lagunas. Las influencias más decisivas parecen estar atribuidas a cambios de temperatura y variación en condiciones de mezcla. Estudios de Siddiqi y Sengal<sup>52</sup> en una laguna con buena mezcla indican ausencia de la sedimentación de algas. De acuerdo con Raschke<sup>221</sup>, la cantidad de variables que afectan la periodicidad de especies de algas, estratificación e interacción de especies con fuentes de alimento en el afluente y depósitos de fondo y sus bacterias es tal que sólo futuras investigaciones podrán aclarar ese panorama.

La variación de especies de algas es amplia, y el procedimiento de identificación y conteo es largo y tedioso. Para simplificar este procedimiento se ha propuesto un método indirecto de evaluación, a través de la determinación de clorofila A. Este es un procedimiento fluorométrico. Dust y Shindaca<sup>222</sup> indican que los niveles de clorofila A varían con las especies de algas presentes. Sin embargo, hay correlaciones entre estos niveles y conteos de algas de cada una de las especies estudiadas, de modo que cuando hay predominio de una especie puede usarse este método como una herramienta de simplificación.

Conforme evoluciona el tratamiento de aguas residuales en una serie de lagunas, la producción cambia de producción primaria (sistema de algas) a producción secundaria (menos fitoplankton y más zooplankton). En las lagunas, el zooplankton es principalmente del género cladocera, copepoda y rotifera. Estas poblaciones frecuentemente ocurren en "blooms" y agotan la fuente de alimento, y eventualmente mueren por falta de alimento. De los indicados, la cladocera es el depredador más efectivo de plankton. Los rotíferos y copepodos son de menor tamaño, pero aparecen en grandes números y su acción depredadora es también significativa. Otro grupo de crustáceos microscópicos es la Daphnia carinata la cual puede aparecer en crecimiento exagerado<sup>130</sup>.

El valor alimenticio de estas poblaciones de zooplankton ha sido puesto en relieve por Oswald et.al<sup>97</sup> quienes indican sus ventajas como fuente de alimento para peces.

### 3.2.2.11 Virus

La evaluación del comportamiento de lagunas, en relación con destrucción de virus, requiere de un laboratorio especializado que cuente con una línea de producción continua de tejido vivo. Esto no es muy común encontrar en países en desarrollo. Por otro lado estas determinaciones son costosas. Por estas razones la presente discusión será breve.

Como ya se indicó en la discusión sobre coliforme, Kott<sup>195</sup> advirtió sobre los riesgos de salud del reuso de efluente de lagunas clorados (en base a bajos conteos de coliforme fecal), en vista de que es posible aislar enterovirus. Una serie de investigadores han reportado la persistencia de virus enterítico en lagunas de estabilización. Las siguientes referencias pueden consultarse para mayores detalles sobre virus<sup>62 204 223 224 225 226 227 228</sup>.

### 3.2.3 Definición de objetivos y alcance del estudio

Efectuada la revisión bibliográfica sobre los diferentes aspectos de lagunas de estabilización, se puede comenzar a formular los objetivos del estudio de evaluación propuesto. En el caso de simples evaluaciones de rutina los objetivos tienen relación únicamente con control y vigilancia de la calidad del efluente.

Para todas las demás evaluaciones a proponerse se debe tener especial cuidado de no duplicar investigaciones ya efectuadas. Por esto es imprescindible que el investigador esté familiarizado con el capítulo antes discutido de "criterios para la definición de alcances del estudio".

Muchas propuestas de investigación vienen acompañadas de la etiqueta "para áreas tropicales" o "para países en desarrollo". La utilización de esos términos por sí solos no es justificativa para definir una investigación y las implicaciones técnicas deberán estar cuidadosamente identificadas en los alcances del estudio. Por ejemplo, los mejores estudios sobre influencia de la temperatura en el desempeño de lagunas pueden realizarse en instalaciones localizadas en climas con cuatro

estaciones (característico de países desarrollados); esto es debido a que el amplio intervalo de variaciones permite determinar con mejor exactitud las tendencias de influencia de la temperatura sobre otras variables. Sin embargo, la influencia de temperaturas altas sólo puede estudiarse en un clima tropical.

Para la definición de objetivos del estudio se puede considerar la siguiente clasificación:

- (1) Objetivos primarios - por lo regular son aquellos que tienen relación con:
  - la implementación de recomendaciones de investigaciones anteriores en un programa continuado
  - el estudio de la influencia de un grupo de variables independientes sobre otras variables dependientes
  - la aplicación práctica de los resultados de la investigación en la solución de un problema existente
- (2) Objetivos secundarios - tienen relación con el desarrollo y uso de sub-productos como:
  - desarrollo de publicaciones y manuales sobre diseño y procedimientos
  - entrenamiento de personal de laboratorio e investigadores, etc.

En la determinación de los objetivos primarios, el principal aspecto es la determinación de las variables del estudio y su interrelación. Esta determinación prácticamente define los alcances del proyecto. Para la definición del alcance, puede tenerse en cuenta la siguiente lista de variables:

- (1) variables físicas de la instalación
  - tipo de lagunas: anaeróbica, facultativa, aerada, en serie, etc.
  - forma: alargada, cuadrada, etc.
  - profundidades: en primarias, secundarias, etc.
- (2) composición del tipo de desecho
  - doméstico, industrial
  - contenido de tóxicos, etc.
- (3) modalidad de trabajo de la instalación
  - escala: completa, de laboratorio, piloto
  - funcionamiento: continuo (equilibrio), discontinuo (Batch), etc.

- (4) variables meteorológicas
  - temperaturas: del aire, del agua, variaciones
  - luz: iluminación, radiación solar, etc.
  - viento: dirección, intensidad
  - evaporación, etc.
- (5) variables físicas internas del proceso
  - estratificación térmica
  - influencia de la densidad de energía, viento, etc.
  - acumulación de arenas y lodos
  - progresión de la infiltración
- (6) variables bioquímicas del proceso
  - cargas orgánicas y su remoción
  - producción de biomasa bacterial y algal
  - producción y asimilación de oxígeno
  - variaciones cíclicas asociadas en pH y sistema carbonatado
  - nitrificación y utilización del carbono
  - digestión del lodo de fondo, etc.
- (7) variables relacionadas con salud pública
  - destrucción de parásitos
  - destrucción de indicadores bacterianos
  - destrucción de enterobacterias
  - destrucción de enterovirus, etc.

#### 4. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

##### 4.1 Aspectos físicos de la instalación

###### 4.1.1 Limpieza y mantenimiento

Estos aspectos son de gran importancia en la evaluación intensiva de lagunas a escala completa. En países en desarrollo es muy común encontrar lagunas de estabilización que han estado funcionando por varios años, sin existir registro alguno de datos. Para la evaluación de instalaciones como éstas es normalmente necesario efectuar un mantenimiento intensivo de componentes del sistema como: cribas, compuertas, vertederos, vegetación de diques, natas, etc. La limpieza de lodo de fondo en lagunas primarias, que han estado funcionando por varios años, es imprescindible antes de comenzar su evaluación. La limpieza de lagunas primarias que han funcionado con cargas elevadas es una tarea que no debe ser subestimada. Como ejemplo se puede mencionar la limpieza de una laguna primaria de la instalación de San Juan, que después de tres años de funcionamiento con una carga promedio de  $800 \text{ (Kg. DBO ha}^{-1} \text{ día}^{-1})$ , acumuló una profundidad promedio de lodo seco de 0.2 m. Esta cantidad de lodo para una laguna de 1 ha significa la remoción de  $2000 \text{ m}^3$  de material, la cual es una tarea que debe efectuarse con maquinaria pesada en un período corto, o con un equipo de diez hombres en un período de alrededor de treinta días. Las referencias<sup>4</sup> y<sup>229</sup> dan información sobre la acumulación de lodo en lagunas y los períodos de secado del lodo. Con esta información se puede calcular el volumen de lodo a removerse y el equipo necesario. Es conveniente destacar que en algunos casos se han construido lagunas de estabilización con el fondo unos centímetros por debajo del nivel freático. En estos casos el secado del lodo de fondo para remoción manual es imposible.

###### 4.1.2 Estructuras hidráulicas

Estas son estructuras o mecanismos diseñados a asegurar un caudal o carga uniforme en las lagunas y también para medir en forma continua, tanto los caudales de entrada como de salida.

La regulación de caudal de entrada en ensayos a escala de laboratorio se puede efectuar con botellas-sifón u orificios pequeños de carga constante, que aseguren caudales constantes del orden de  $50\text{-}200 \text{ ml.}$  por minuto. Para lagunas a

escala piloto es conveniente utilizar bombas peristálticas. Este tipo de bombas que puede regular caudales entre 22-1364 ( $\ell \bar{h}^1$ ), con una precisión del 99%, ha sido usada con éxito en evaluación de lagunas piloto en el Brasil<sup>230</sup>.

Para evaluación intensiva de lagunas a escala de campo es muy recomendable asegurar un flujo lo más uniforme posible, por un período adecuado. En instalaciones con celdas múltiples esto puede asegurarse mediante la construcción de una estructura de regulación compuesta de un vertedero lateral y un orificio. En teoría lo que se persigue es una carga constante sobre el orificio, localizado bajo el vertedero lateral; este último debe ser suficientemente largo como para reducir la altura de la napa de descarga, durante horas de pico. En la Figura No. 15 se presentan detalles de una estructura usada en los estudios del Perú.

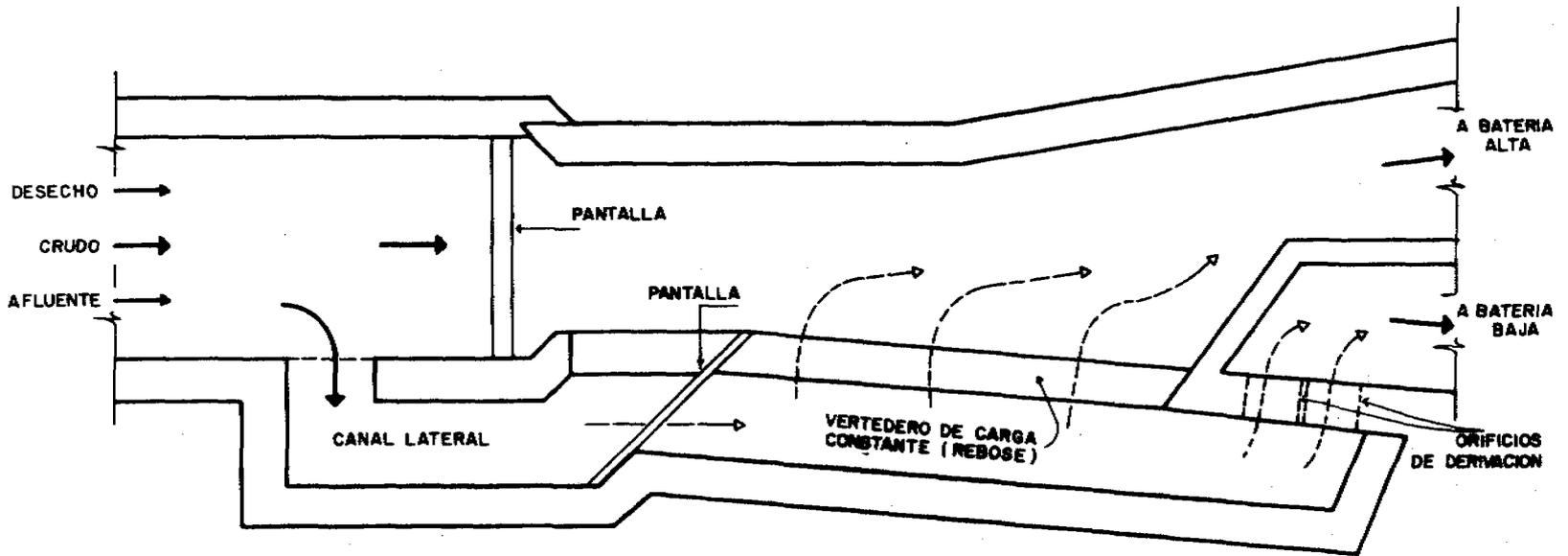
El segundo tipo de estructura hidráulica es el repartidor de caudal y su propósito es autoexplicativo para el caso de lagunas en paralelo. Los tipos más simples son los siguientes:

- repartidor proporcional en canal con vertedero sumergido (Figura No. 16)
- repartidor proporcional en canal con vertederos con contracciones (Figura No. 17)
- repartidor proporcional en canal con flujo en régimen crítico (Figura No. 18)
- repartidor circular universal (Figura No. 19).

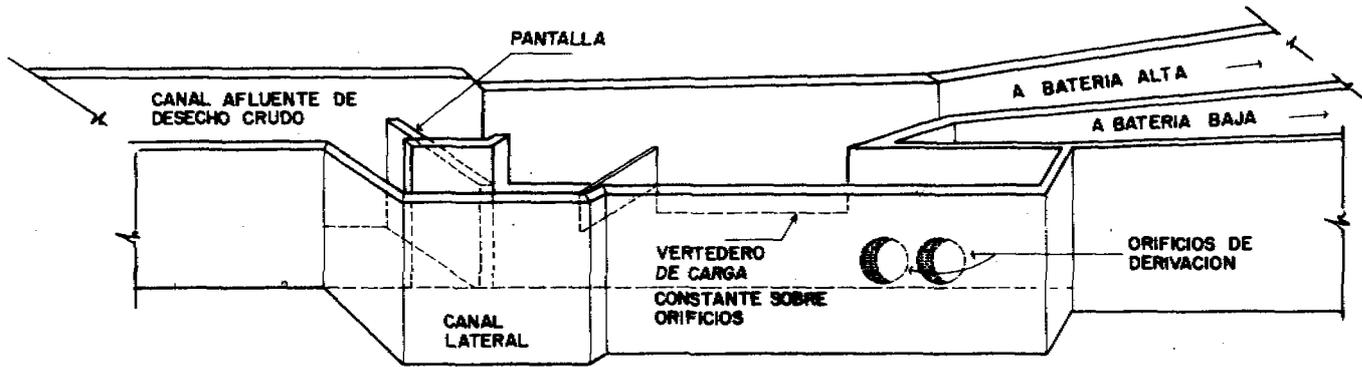
El tercer tipo de estructura hidráulica tiene relación con la medición y registro de caudal. Para esto se pueden utilizar los vertederos planos y medidores de régimen crítico.

Para que los vertederos planos operen satisfactoriamente se necesita cumplir con determinados requisitos de tamaño. Esto está indicado en referencias estándar<sup>231 232 233</sup>.

La selección de cada uno de esos vertederos depende del intervalo de caudal a medirse y la pérdida de carga disponible. El uso de vertederos triangulares de 90° es recomendado para caudales hasta 60  $\ell/\text{seg}$ <sup>231</sup>. El intervalo de aplicación de vertederos rectangulares y cipoletti alcanza hasta 1 ( $\text{m}^3 \text{seg}^{-1}$ ), aproximadamente. Mayores detalles sobre dimensiones y rangos de aplicación se encuentran en las tres referencias indicadas. El uso de vertederos planos para medición de aguas residuales crudas tiene el inconveniente de permitir la acumulación de material decantable, antes del vertedero. Esto no sucede con los medidores de régimen crítico.

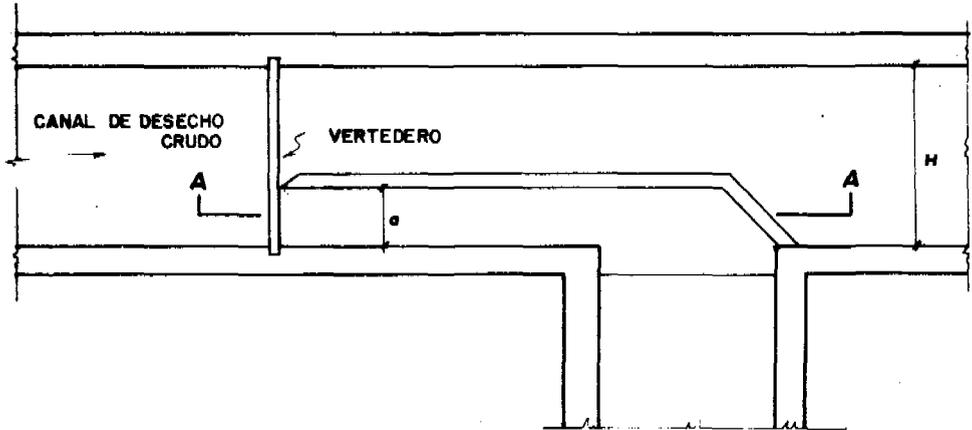


**PLANTA**



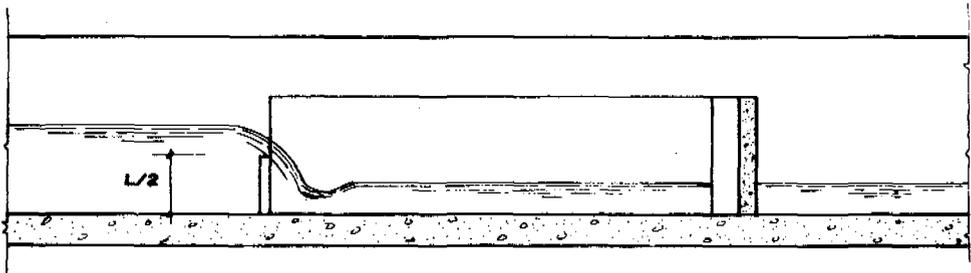
**ESQUEMA**

**Figura No. 15 ESTRUCTURA DE REGULACION DE FLUJO EN LAS LAGUNAS DE SAN JUAN**



PLANTA

ENTRADA A LAGUNA  
↓



SECCION A-A

Figura No. 16 REPARTIDOR CON VERTEDERO SUMERGIDO

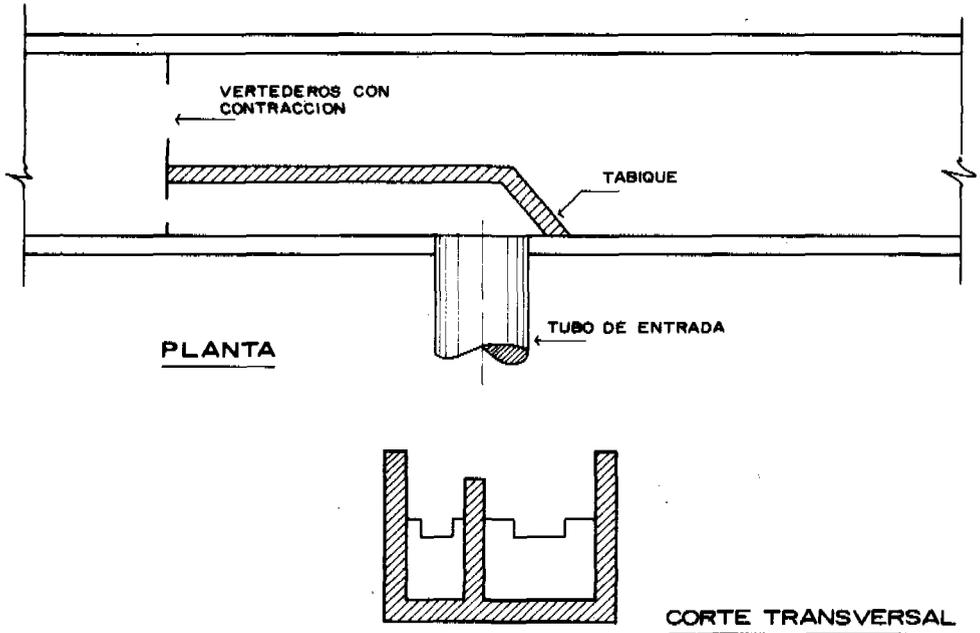


Figura No. 17

**REPARTIDOR CON VERTEDEROS CON CONTRACCIONES**

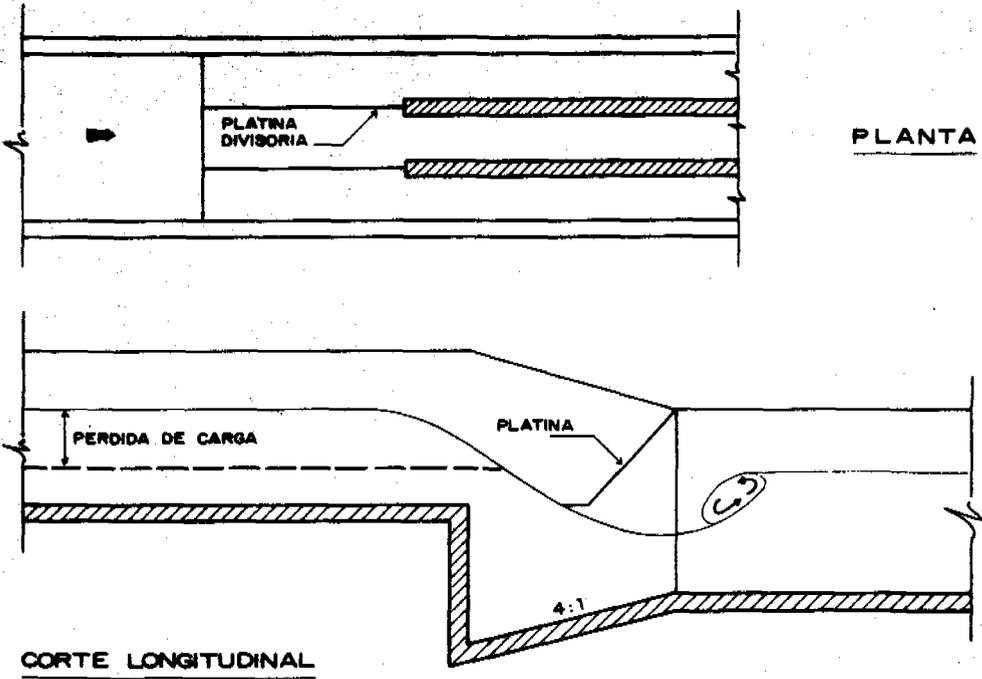


Figura No. 18 REPARTIDOR PROPORCIONAL EN CANAL CON REGIMEN CRITICO

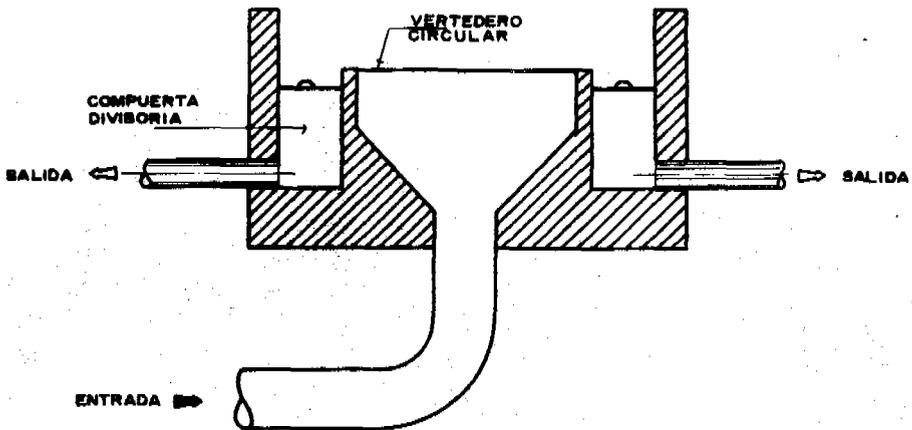


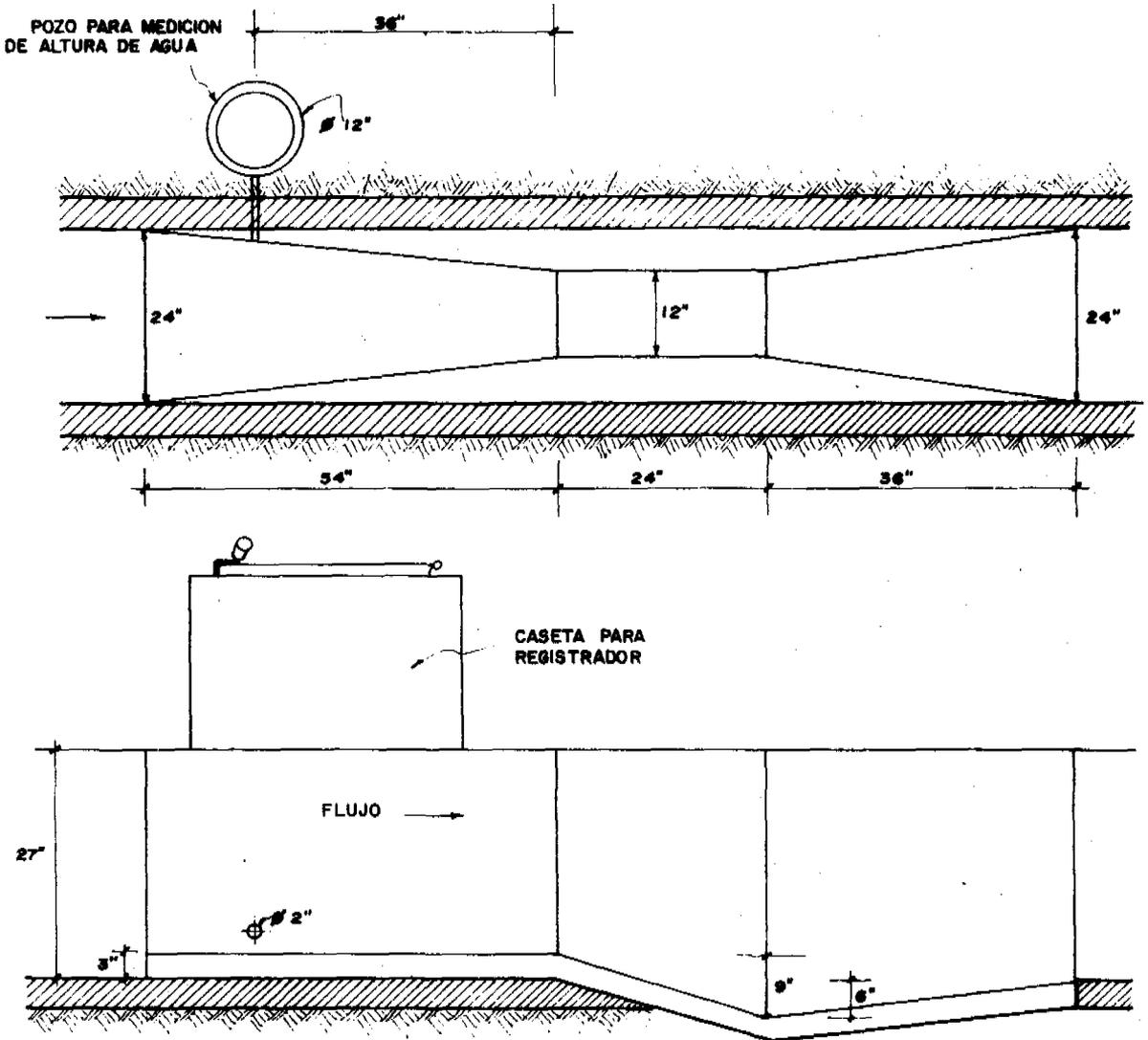
Figura No. 19 REPARTIDOR CIRCULAR UNIVERSAL

Los dos tipos de medidor de régimen crítico comúnmente usados son: el Parshall y el Palmer Bowlus. Ambos tienen la particularidad de requerir menos pérdida de carga que los vertederos planos. De todos los medidores, el Palmer Bowlus es el que menos pérdida de carga requiere<sup>231</sup>. La teoría, dimensiones recomendadas, pérdidas de carga y otros detalles de medidores Parshall, están descritos por Azevedo y Acosta<sup>232</sup>. Similar información, para medidores Palmer Bowlus, se encuentra en las referencias<sup>234 235 236</sup>. En la Figura No. 20 se presentan las dimensiones de la canaleta Parshall usadas en los estudios de San Juan para un flujo máximo de 400 ( $l \text{ seg}^{-1}$ ). De todos los medidores indicados, éste último es el de más fácil adaptación para una instalación existente.

El cuarto tipo de estructuras hidráulicas está constituido por las estructuras de ingreso, interconexión y salida. En la evaluación intensiva de lagunas en condiciones de campo, el investigador, muy frecuentemente se ve en la necesidad de introducir reformas en ingreso, interconexión y salida. De acuerdo con recientes investigaciones (ver siguiente capítulo sobre trazadores), las lagunas de estabilización comúnmente diseñadas están sujetas a grandes cortocircuitos, de modo que para minimizar este efecto y promover un funcionamiento más adecuado es necesario ubicar las estructuras de ingreso y salida lo más lejos posible. Para introducir estas reformas se han diseñado tres tipos de estructuras simples de salida. La Figura No. 21 presenta una estructura de salida con dos vertederos rectangulares. La Figura No. 22 presenta una estructura de salida con un solo vertedero rectangular. En ambos casos se han incluido facilidades para muestreo y medición, dentro de las casetas respectivas. En todas las facilidades de medición que están sujetas a variaciones horarias es conveniente instalar registradores continuos. De los disponibles en el mercado, el accionado a cuerda es el más práctico y barato<sup>233</sup>.

Para interconexión de lagunas en donde no se dispone de mucha altura, se ha diseñado una estructura, compuesta de un canal con medidor Palmer-Bowlus, lo cual permite interconexiones de lagunas con la mínima pérdida de carga. En la Figura No. 23 se presentan detalles de esta estructura. En la Figura No. 24 se indican detalles de una caseta para instalación del registrador de altura líquida.

La medición de infiltración y evaporación combinadas puede fácilmente efectuarse con este tipo de estructuras, cerrando el ingreso y salida con compuertas de láminas de asbesto, cemento o aluminio y observando el cambio de nivel de la laguna en 24 horas. La medición de la presentación debe también efectuarse,



**Figura No. 20** CANALETA PARSHALL USADA EN LAGUNAS DE SAN JUAN, LIMA

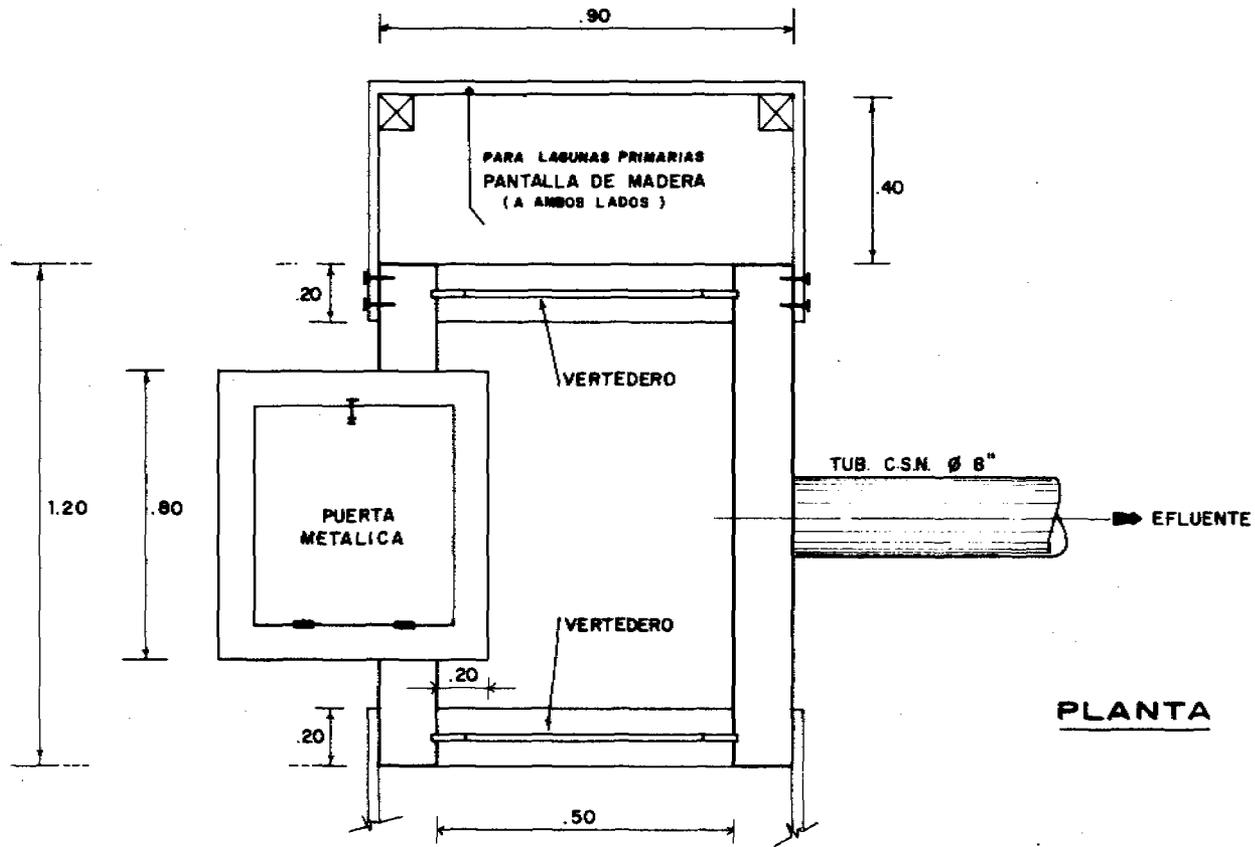
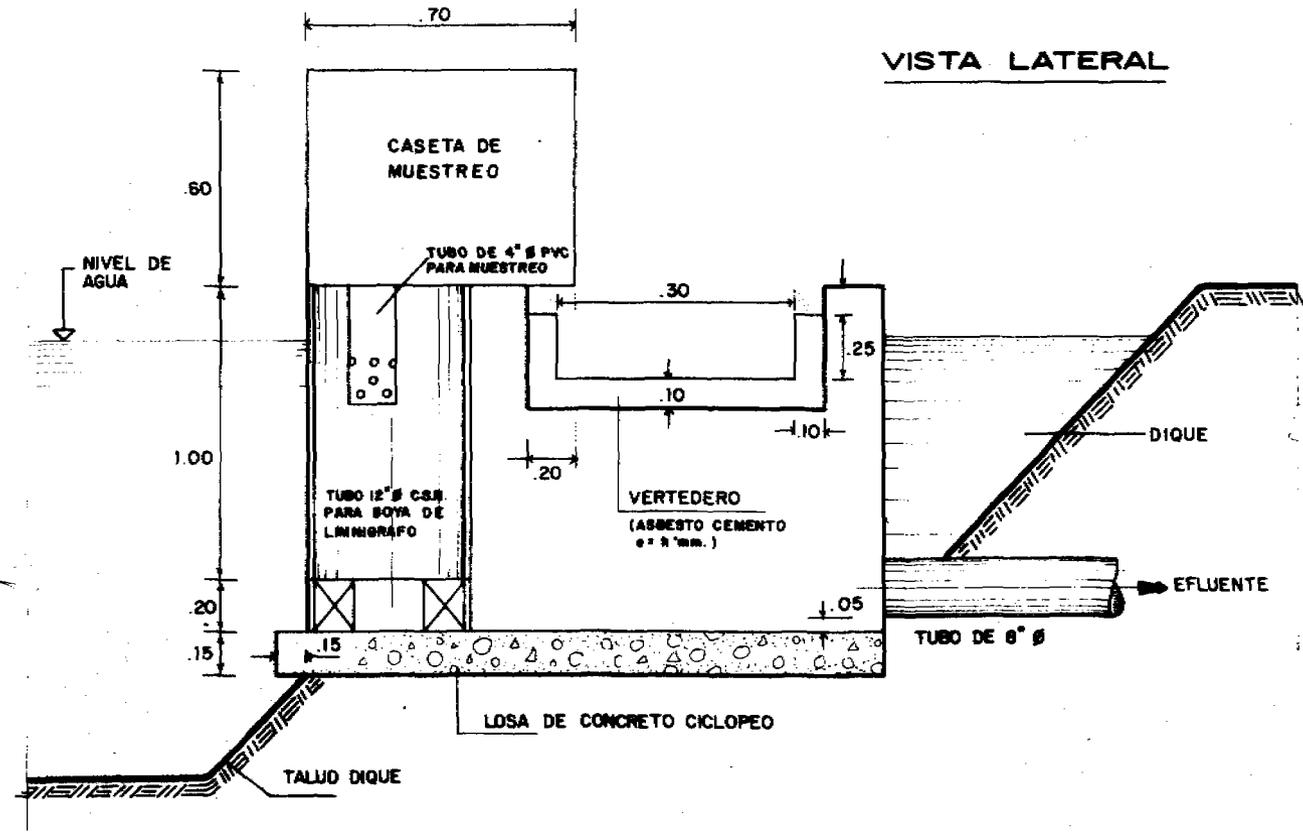


Figura No. 21 ESTRUCTURA SIMPLIFICADA DE SALIDA CON DOS VERTEDEROS

ESTRUCTURA SIMPLIFICADA DE SALIDA CON DOS VERTEDEROS



### PLANTA

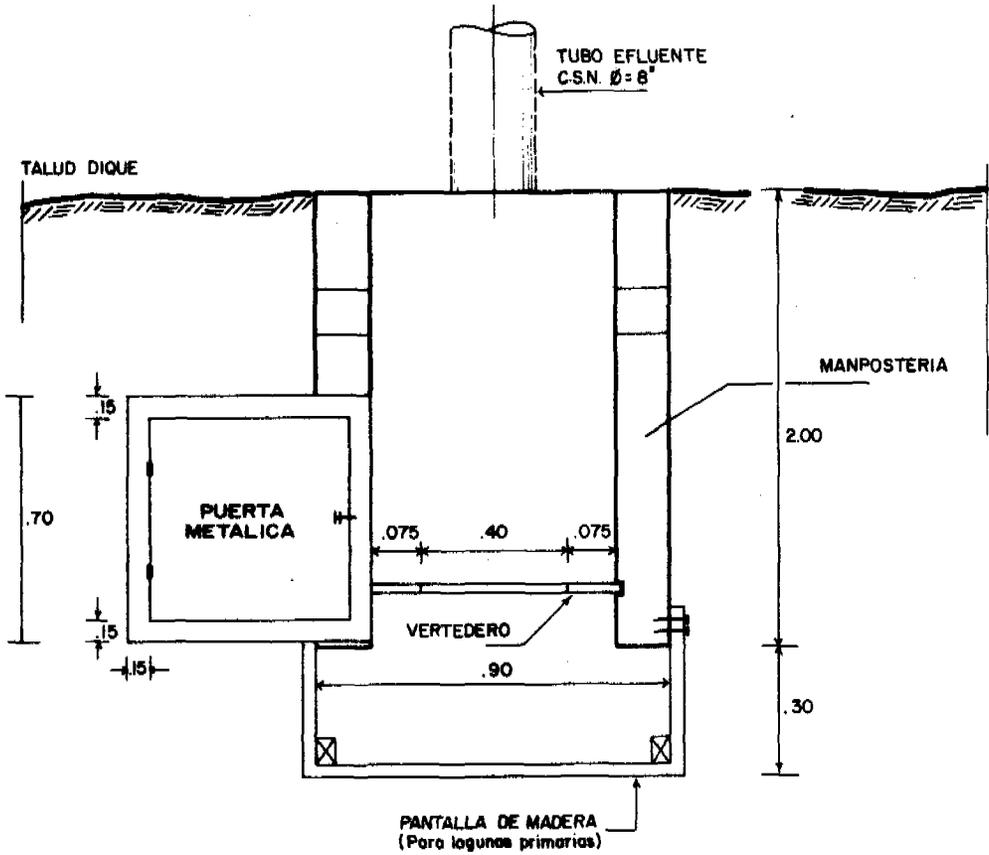
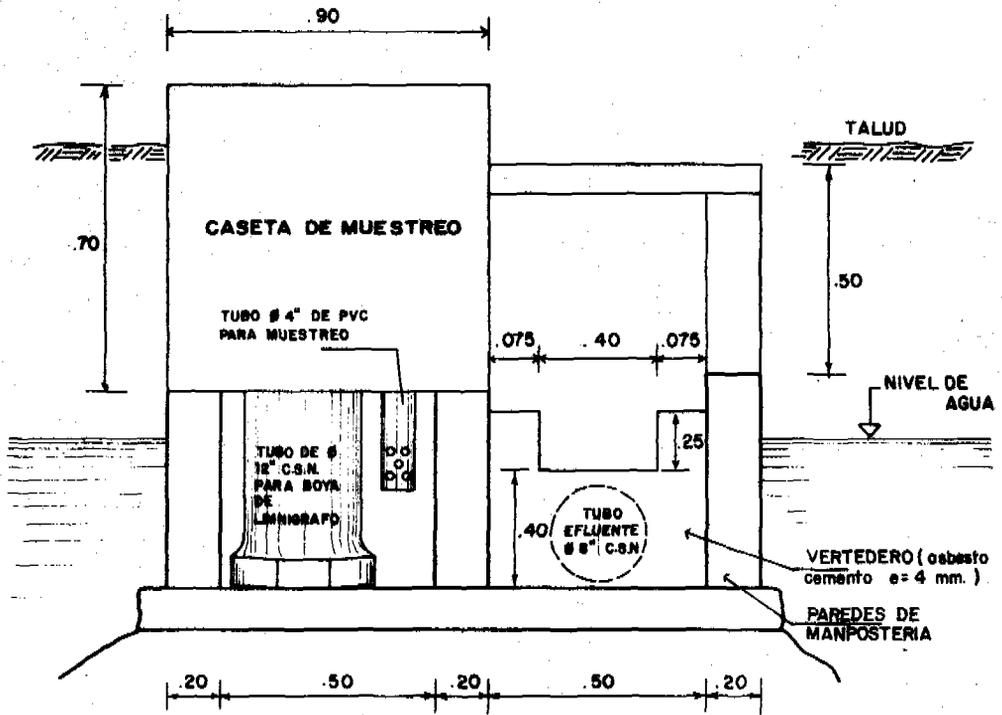
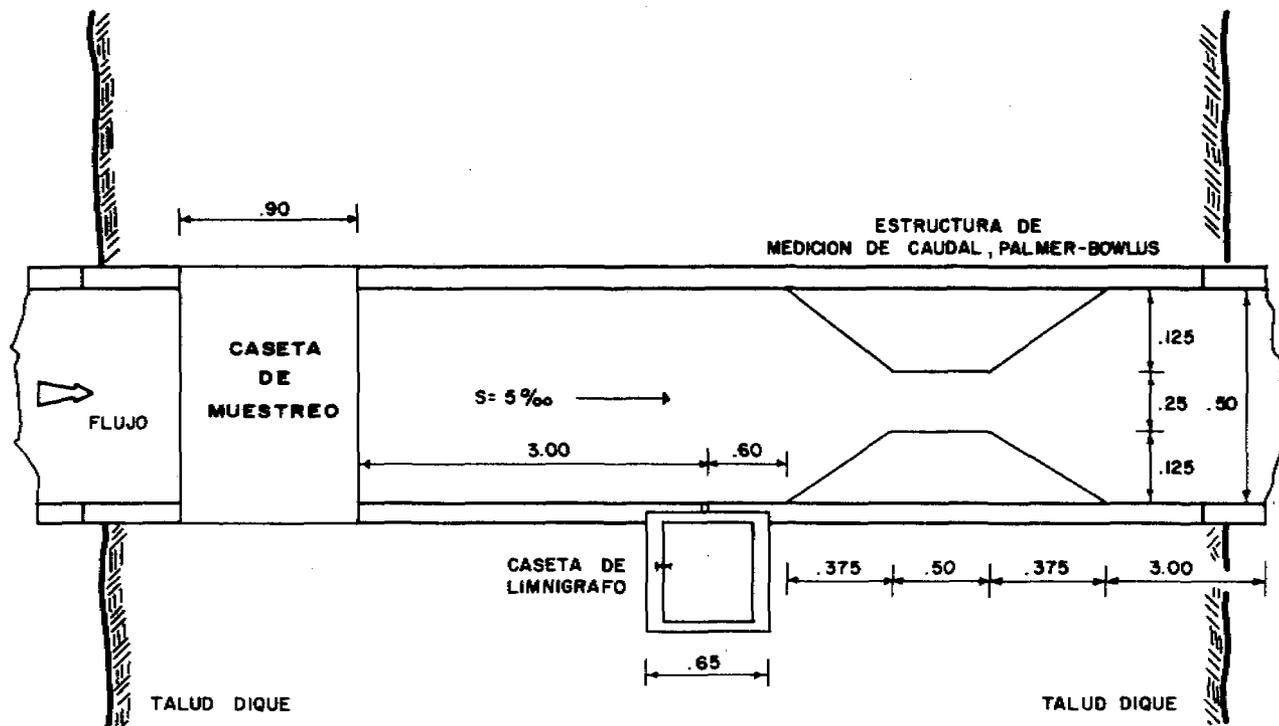


Figura No. 22 ESTRUCTURA SIMPLIFICADA DE SALIDA CON UN VERTEDERO

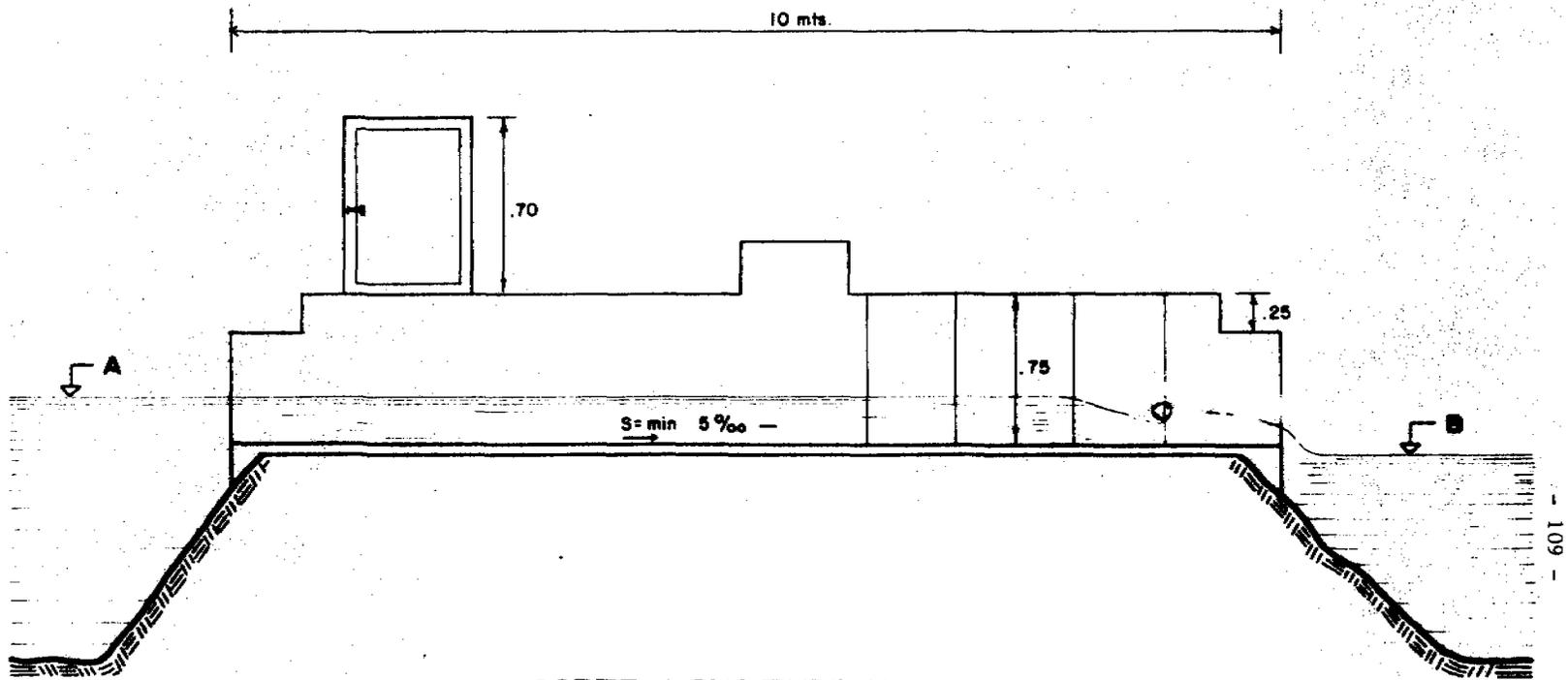


VISTA FRONTAL



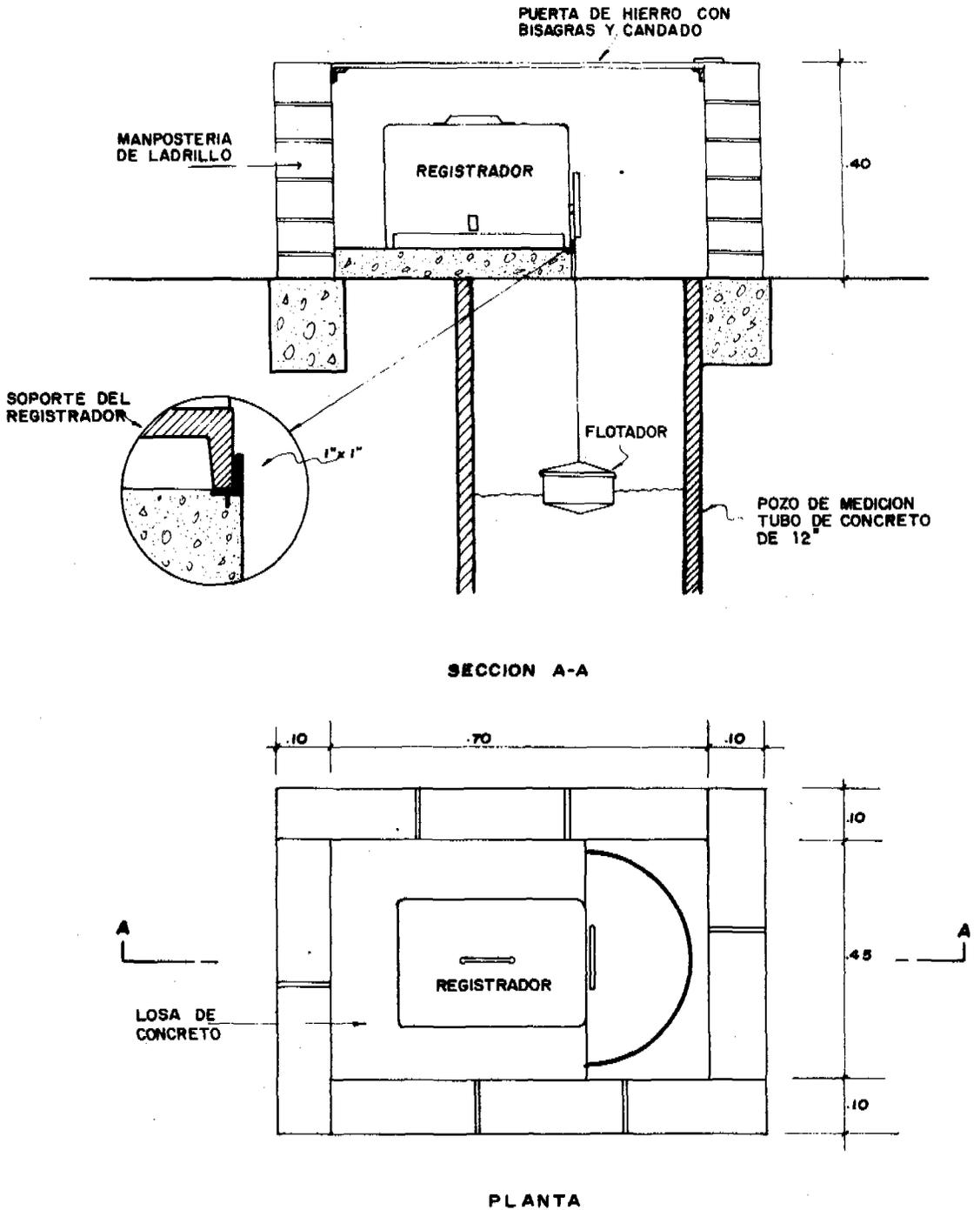
PLANTA

Figura No. 23 ESTRUCTURA DE INTERCONEXION Y MEDICION PARA MINIMA PERDIDA DE CARGA



CORTE LONGITUDINAL

ESTRUCTURA DE INTERCONEXION Y MEDICION PARA MINIMA PERDIDA DE CARGA



**Figure No. 24** DETALLES DE LA CASETA DEL REGISTRADOR DE ALTURA

#### 4.1.3 Facilidades para toma de datos meteorológicos

En instalaciones localizadas muy lejos de estaciones meteorológicas de la red del país puede ser necesario instalar una estación meteorológica de tercer grado. En este manual no se efectúa una discusión sobre este aspecto y en caso de necesitarse información al respecto se refiere al lector a las referencias<sup>61</sup> y <sup>230</sup>.

#### 4.2 Pruebas de trazadores para calibración de medidores y estudio de la dispersión.

##### 4.2.1 Conceptos teóricos

En la evaluación de lagunas de estabilización es de gran importancia la conducción de pruebas de trazadores, tanto para calibración de estructuras de medición de caudal, como para caracterización hidráulica de las lagunas. El uso de correlaciones de caudal versus altura del líquido que reporta la literatura puede resultar en error en la medición de caudal de aguas residuales, ya que dichas correlaciones han sido desarrolladas con aguas limpias y las estructuras que funcionan con aguas residuales forman una película biológica que altera las condiciones hidráulicas del sistema. La formación de esta película biológica es independiente de la clase de materias del conducto como se puede observar en el siguiente cuadro<sup>237</sup>:

Cuadro No. 19

COEFICIENTE DE RUGOSIDAD PARA CONDUCTOS DE AGUAS RESIDUALES

FORMULA	COEFICIENTE
Hazen-Williams	$C = 90$
Manning	$n = 0.015$
Kutter simplificada	$m = 0.035$
Ganguillet - Kutter	$n = 0.015$
Colebrook	$k = 1.5$

La importancia de la caracterización hidráulica de lagunas de estabilización fue puesta de relieve por Thirimurthy<sup>10 11 53</sup> en estudios con lagunas a escala de laboratorio. Años más tarde Murphy<sup>238</sup> estudió los fenómenos de mezcla en lagunas aeradas, con bajas densidades de energía (entre 0.47 - 2.29 W m<sup>-3</sup>) y confirmó la importancia de la distancia entre entrada y salida en la caracterización del número de dispersión. El autor indicado desarrolló la siguiente expresión.

$$d = \frac{D}{U L} = \frac{D t}{L^2} = 2881 \frac{\bar{t}}{L^2} \quad (48)$$

en donde  $\bar{t}$  es el tiempo de residencia promedio, expresado en horas y la constante 2881 tiene unidades de (m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>). Los otros parámetros han sido previamente definidos. El uso de la correlación anterior es aceptable para lagunas aeradas.

Para lagunas facultativas se ha investigado muy poco este aspecto. Thirimurthy<sup>53</sup> reportó un factor de dispersión  $d = 0.12$  para lagunas a escala de laboratorio. Más adelante Reynolds, et al.<sup>60</sup> reconocieron la importancia de la forma de las lagunas y encontraron que unidades con pantallas se comportaban en forma más eficiente. Los mismos autores<sup>154 239</sup> reportan evaluaciones de las lagunas de la ciudad de Corinne, Utah, EE.UU., en donde se encontraron valores del coeficiente de dispersión "d" fluctuando entre 0.395 y 1.71.

Mangelson y Watters<sup>56</sup> condujeron experimentos a escala de campo en tres de las lagunas de Logan, Utah, EE.UU. Con estos datos se reportan períodos de retención experimentales promedio, del orden de 51.1 - 65.2% del teórico para lagunas con relaciones de largo a ancho del orden de 2.0. Los datos de Logan indican que el pico de la curva concentración/tiempo se produce alrededor del 10% del tiempo de residencia teórico. Los mismos autores condujeron experimentos replicados, a escala piloto, para investigar la influencia de la forma y localización de estructuras de ingreso y salida en la eficiencia hidráulica. Estos autores presentan las siguientes importantes conclusiones:

- Factores ambientales como la temperatura y en especial el viento, tienen marcada influencia en las pruebas de trazadores, de modo que se debe considerar la falta de repetibilidad experimental. (Esto implica que es importante conducir muchas pruebas de trazadores).

- Las configuraciones de los mecanismos de entrada y salida tienen un efecto significativo en el desempeño hidráulico de las lagunas y su eficiencia.
- La mayor influencia en el desempeño de lagunas es la relación largo/ancho. El mejor desempeño hidráulico fue obtenido en lagunas subdivididas por pantallas.
- La hidráulica de lagunas de estabilización juega un papel muy importante en la determinación de la eficiencia de tratamiento.

Ferrara y Harleman<sup>240</sup> utilizaron los datos de Mangelson y Watters<sup>56</sup> para calibrar un modelo compuesto de una zona activa y una zona de recirculación. El modelo conceptual es el resultado de la aplicación del modelo de flujo a pistón, con dispersión axial, para las dos zonas. Las soluciones de este modelo son sensibles a la relación de volúmenes de ambas zonas.

Gilath<sup>274</sup> realizó dos pruebas con trazadores radioactivos en una de las lagunas del esquema de reuso de la región del Dan, Israel. Estas son las dos únicas pruebas que se conoce con mediciones tanto internas como en el efluente. Las conclusiones más importantes de este estudio son:

- Los coeficientes de dispersión en cada prueba fueron 1.05 y 2.5.
- Las lagunas operaron con considerables variaciones horarias de caudal, sin embargo, se determinó que la laguna actúa como un tanque de compensación, nivelando el efecto de dichas variaciones en el efluente.
- Las mediciones internas y en profundidad del trazador indicaron cierta estratificación, con mayor concentración durante las 7-8 horas. Esta estratificación desapareció a las 26 horas, después de lo cual la concentración de trazador se mezcló uniformemente.
- Se notó una cierta tendencia de estratificación del trazador, en zonas influenciadas por el empuje del viento.

En los estudios de San Juan, se ha reconocido la importancia de evaluar el aspecto hidráulico de las lagunas y se han programado pruebas con Rhodamina y Yodo<sup>137</sup> cada mes.

Hasta el momento se han realizado 15 pruebas de trazadores en lagunas primarias, secundarias y terciarias de varias formas, en condiciones de invierno y verano. Las conclusiones más importantes se indican a continuación:

- Se observaron grandes cortocircuitos en todas las lagunas evaluadas, principalmente en verano, por efecto de la estratificación termal.
- El factor de dispersión varió entre 0.38 y 0.82 durante el verano. Con valores entre 0.52 y 1.83 durante el período de invierno, en ausencia de estratificación.
- Las pruebas con trazadores radioactivos en lagunas son más caras y tediosas que las pruebas con colorantes como la Rhodamina WT. Con trazadores como el 82 Br es necesario aplicar técnicas de concentración a las muestras, lo cual demanda un gran esfuerzo.
- Se desarrolló un tipo de trazador de características similares a la Rhodamina WT, diluyendo Rhodamina B (en polvo) en alcohol acidificado. Este trazador presenta características de no biodegradabilidad y ausencia de adsorción en sólidos.

En relación con aspectos teóricos de interpretación de pruebas de trazadores, se efectúa a continuación una breve discusión. El lector podrá encontrar información más detallada en las referencias<sup>7 56 234 241</sup>. En esta última referencia, Pérez presenta un resumen completo, con ejemplos, del procesamiento de datos de trazadores, según el método de Wolf y Resnick<sup>242</sup>, que proporciona información sobre el porcentaje del reactor trabajando con flujo tipo pistón, el porcentaje de volumen de espacios muertos y el porcentaje del reactor trabajando a mezcla completa. En la evaluación de lagunas estos datos sólo son de utilidad si se emplean conjuntamente con un modelo compuesto de dos submodelos: El uno de transporte del contaminante (hidráulico) y el otro de transformación del contaminante (cinético).

#### 4.2.2 Tipo, cantidad de trazador y método de detección

La información bibliográfica existente sobre el uso de trazadores en sistemas de agua es muy extensa. En el presente capítulo sólo se discuten unas pocas referencias, sugiriendo al lector que para asuntos más específicos consulte los "Selected water resources abstracts", bajo el tópico de trazadores. En

el Cuadro No. 20 se ha resumido información obtenida en una breve revisión bibliográfica sobre trazadores en sistemas de agua.

De la información contenida en dicho cuadro se desprende que hay dos posibilidades concretas de uso de trazadores para lagunas de estabilización. La primera es el uso de colorantes y la segunda, el uso de trazadores radiactivos. De los colorantes, la Rhodamina WT esta siendo utilizada con preferencia, por sus características no biodegradables y no absorbiva en sólidos.

En cuanto a trazadores radiactivos hay una gran variedad pero los más comúnmente utilizados en sistemas de agua están indicados en el Cuadro No. 21.

La cantidad de trazador a dosificarse tiene relación con los siguientes factores:

- 1) Nivel mínimo del método de detección
- 2) Dosificación continua o instantánea
- 3) Tipo de reactor y grado de mezcla
- 4) Duración de la prueba

En general se emplea dosificación continua para calibración de mecanismos de medición como canaletas Palmer - Bowlus y vertederos. La dosificación instantánea, en cambio es usada para el estudio de las características hidráulicas de reactores. La duración recomendada de pruebas es:

- 1) El tiempo necesario para alcanzar condiciones de equilibrio en dosificación continua (10 - 15 minutos).
- 2) Por lo menos dos veces el período de retención teórico de la laguna<sup>56 154</sup>.

El nivel de detección mínimo es una característica del aparato de detección. El análisis de Rhodamina es efectuado por fluorómetros. El nivel mínimo de detección de fluorómetros simples es del orden de 2-3  $\mu\text{g}/\ell^{244}$ . También se pueden usar espectrofluorómetros con escala expandida, lo cual baja el nivel de detección a 0.2 - 0.3 ( $\mu\text{g } \ell^{-1}$ ).

El nivel mínimo de detección para detectores de radiación y es del orden de<sup>257 259</sup>:

$$10 - 30 \text{ (CPS } \mu\text{Ci}^{-1} \text{ m}^{-3}\text{)}$$

(CPS = conteo por segundo;  $\mu\text{Ci}$  = microcuries). El nivel de fondo (background) es del orden de 1.5 ( $\text{CPS } \mu\text{Ci}^{-1} \text{ m}^{-3}$ ).

**Cuadro No. 20**  
**INFORMACION SOBRE TRAZADORES EN SISTEMAS DE AGUA**

Trazador	Sistema	Método de Detección	Referencia
Cloruro de sodio	Lagunas (escala laboratorio)	Titulación	Thirimurthy, 1969 <sup>11</sup>
Rhodamina WT (20%)	Lagunas (Piloto y campo)	Fluorómetro	Mangleson, 1972 <sup>56</sup>
Rhodamina WT (20%)	Lagunas (escala campo)	Fluorómetro	Reynolds, 1977 <sup>154</sup>
Rhodamina WT	Lagunas aeradas	Fluorómetro	Murphy, 1974 <sup>238</sup>
Rhodamina WT	Lagunas piloto	Fluorómetro	Watters, 1973 <sup>243</sup>
Pontacyl pink B	Agua	Fluorómetro	Fuerstein, 1963 <sup>244</sup>
Fluoresceína			
Rhodamina B	Tanques de sedimentación	Colorimétrico	Tekippe, 1968 <sup>245</sup>
Fluoresceína	Tanques de cloración	Fluorométrico	Marske, 1973 <sup>246</sup>
Rhodamina B	Ríos-Lagunas aeradas	Fluorómetro	Timpany, 1970 <sup>247</sup>
Rhodamina WT	Ríos	Fluorómetro	Wilson, 1968 <sup>248</sup>
Rhodamina B	Ríos (resacación)	Fluorómetro	Tsivoglou, 1969 <sup>249</sup>
Rhodamina WT	Ríos (resacación)	Contador	" "
Tritio ( <sup>3</sup> H)	Ríos (resacación)	Contador	" "
Kriptón-85	Ríos (resacación)	Contador	" "
Tritio ( <sup>3</sup> H)	Ríos-Mar-Agua subterr.	Contador	Erickson, 1977 <sup>250</sup>
Bromo ( <sup>82</sup> Br)	Filtros biológicos	Contador	Sheikh, 1970 <sup>251</sup>
Bromo ( <sup>82</sup> Br)	Emisario submarino	Contador	Eden, 1967 <sup>252</sup>
Tintura orgánica azul	Canales de laboratorio	Fotográfico	Ward, 1973 <sup>253</sup>
Hierro ( <sup>59</sup> Fe)	Lodo de sedimentador	Contador	Scalf, 1968 <sup>254</sup>
Rhodamina WT	Reservorios	Fluorómetro	Morris, 1969 <sup>255</sup>
Bromo ( <sup>82</sup> Br)	Aforo de ríos	Contador	García, 1977 <sup>257</sup>
K Br ( <sup>82</sup> Br)	Calibración de Parshall	Contador	García, 1979 <sup>258</sup>
Na I ( <sup>131</sup> I)	Dinámica de lagos	Contador	García, 1976 <sup>259</sup>
Bromo ( <sup>82</sup> Br)	Conexiones ilícitas en alcantarillado	Contador	García, 1977 <sup>260</sup>
K Br/NH <sub>4</sub> Br ( <sup>82</sup> Br)	Difusión en emisario submarino	Contador	García, 1977 <sup>261</sup>
Kriptón ( <sup>85</sup> K)	Estudio de capacidad asimilativa de ríos	Contador	Krenkel, 1969 <sup>256</sup>
Yodo ( <sup>131</sup> I)			
Na Br ( <sup>82</sup> Br)			
Tritio ( <sup>3</sup> H)			
Bromo ( <sup>82</sup> Br)	Lagunas (escala campo)	Contador	Gilath, 1979 <sup>274</sup>
Varios radioactivos	Varios usos		White, 1972 <sup>275</sup>
Varios colorantes	Varios usos	Fluorómetro	Cobb, 1965 <sup>276</sup>
Varios colorantes	Varios usos	Fluorómetro	Kilpatrick, 1970 <sup>277</sup>

Cuadro No. 21

TRAZADORES RADIOACTIVOS MAS UTILIZADOS EN SISTEMAS DE AGUA

Trazador	Forma	Vida media	Observaciones
Yodo ( $^{131}\text{I}$ )	$\text{N}_0\text{I}$	8,04 días	El más barato
Bromo ( $^{82}\text{Br}$ )	KBr	36 horas	Más caro que $^{131}\text{I}$
	$\text{NH}_4 \text{ Br}$		
Cromo ( $^{51}\text{Cr}$ )	Cr EDTA	26.5 días	Productos caros
Cobalto ( $^{58}\text{Co}$ )	$\text{Co C N}_6 \text{ K}_3$	71 días	
Tritio ( $^3\text{H}$ )	Agua tritiada	12.3 años	Detección en el laboratorio

El cálculo de la cantidad de Rhodamina WT necesario para una dosificación puntual en una laguna de estabilización de aguas residuales puede aproximarse partiendo de un nivel mínimo de detección  $C_{\min} = 2 \mu\text{g}/\ell$  al final de la prueba y una relación entre  $C_{\min}$  y la concentración idealizada  $C_0$  de alrededor 8, de acuerdo con los datos de Mangleson y Reynolds<sup>56 154</sup>, en la siguiente forma:

$$C_0 = \bar{K} C_{\min} \quad (49)$$

$$C_0 = \frac{W 10^6}{V} \quad (50)$$

$$W = \frac{C_{\min} \bar{K} V}{10^3 P} \quad (51)$$

en donde:

$W$  = Peso de la solución de Rhodamina (Al PZ) en g.

$C_{\min}$  = Nivel mínimo de detección de la Rhodamina al final de la prueba =  $2 \mu\text{g}/\ell$

$C_0$  = Concentración idealizada de Rhodamina al inicio,  $\mu\text{g}/\ell$

$\bar{K}$  = Relación entre  $C_0/C_{\min} = 8$  para Rhodamina WT en lagunas.

$V$  = Volumen de la laguna en  $\text{m}^3$ .

$P$  = Porcentaje de Rhodamina en la solución líquida, fracción decimal (usualmente 0.2).

La cantidad calculada para dosificación inicial puede luego ajustarse, después de un análisis de los datos de la primera prueba. Los siguientes ejemplos ilustran estos procedimientos.

Ejemplo No. 4

Cálculo de la cantidad de Rhodamina, necesaria para una prueba de trazadores en una laguna (datos de Reynolds, referencia <sup>154</sup>):

- Volumen de la laguna = 6,150 m<sup>3</sup>
- P = 0.2; C<sub>min</sub> = 2
- K = 8

$$W = \frac{C_{\min} K V}{10^3 P} = \frac{2 \times 8 \times 6150}{1000 \times 0.2} = 492 \text{ g}$$

Volumen de solución al 20% = 492 ml.

Con este mismo criterio, el volumen de solución de Rhodamina al 20%, necesario para una laguna de 15,600 m<sup>3</sup> (laguna S<sub>1</sub> de San Juan) sería de 1,248 ml.

Ejemplo No. 5

En base a los datos de la prueba de trazadores del Cuadro No. 25, (pg. 129) calcular la cantidad de Rhodamina dosificada al inicio.

- Caudal promedio en la prueba = 275.8 m<sup>3</sup>/día
- $\Sigma C = 226.7 \text{ } \mu\text{g}/\ell$  (para un intervalo de flujo constante de un día y 52 días).
- Volumen de la laguna = 6150 m<sup>3</sup>

$$W = 226.7 \left( \frac{\mu\text{g}}{\ell} \right) 375.8 \times 10^3 \left( \frac{\ell}{\text{día}} \right) 1(\text{día}) \times 10^{-6} \left( \frac{\text{g}}{\mu\text{g}} \right) = 85.2 \text{ g}$$

Volumen de una solución al 20% = 426 ml.

Concentración idealizada:

$$C_0 = \frac{85.2 \times 10^6 (\mu\text{g})}{6150 \times 10^3 (\ell)} = 13.85 \left( \frac{\mu\text{g}}{\ell} \right)$$

En reactores de forma alargada simulando flujo a pistón, la cantidad de trazador puede ser sensiblemente disminuida, pudiendo reducirse el valor de K hasta un valor de 1.85<sup>241</sup>. Otra forma de cálculo del volumen de trazador en función de la concentración máxima, para reactores de flujo alargado, está indicado en la referencia<sup>277</sup>.

En el caso de trazadores radiactivos, la cantidad de trazador depende principalmente del nivel de detección mínimo del aparato. En los estudios de las lagunas de San Juan se ha considerado una cantidad de yodo<sup>131</sup> de alrededor de 300  $\mu\text{Ci}$ , para una laguna de 19,370  $\text{m}^3$ , lo cual da una concentración inicial idealizada de 15.5  $\mu\text{Ci}/\ell$ .

Los cálculos para yodo<sup>131</sup> como trazador, pueden realizarse utilizando las siguientes fórmulas:<sup>260</sup>

$$C_t = \frac{n - n'}{S_d} \quad (52)$$

$$C_0 = C_t e^{\lambda t} \quad (53)$$

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{0.5}} \quad (54)$$

En donde:

$C_t$  = Concentración de radiactividad en la muestra, al tiempo "t"  
( $\mu\text{Ci m}^{-3}$ )

$n$  = Contaje por minuto al tiempo  $t$  en la muestra, CPM

$n'$  = Contaje por minuto de fondo (Background)

$S_d$  = Sensibilidad del Detector, (CPM  $\mu\text{Ci}^{-1} \text{m}^{-3}$ )

$C_0$  = Concentración corregida al día cero por degradación radiactiva  
( $\mu\text{Ci m}^{-3}$ )

$t$  = Tiempo transcurrido, días

$T_{0.5}$  = Vida media del radioisótopo. (8.04 días para <sup>131</sup>I).

En el caso de pruebas con isótopos radiactivos, es posible mantener una dosis inicial baja y tomar un volumen de muestra grande para concentrar el radioisótopo. Para este propósito se pueden emplear resinas intercambiadoras, o reacciones químicas. En el caso de <sup>131</sup>I, dosificado en la forma de sal de sodio, el yodo puede ser precipitado con la ayuda de nitrato de plata  $\text{AgNO}_3$  y el precipitado puede ser filtrado y contado en un detector. También se puede evaporar.

Para el análisis de Rhodamina WT por fluorometría es importante el contar con los filtros adecuados. Para el efecto es recomendable un filtro primario que presente una transmitancia máxima entre 590 - 700  $\text{m}\mu$ <sup>154 255</sup>. Las características de los trazadores colorantes más comunes están dados en el Cuadro No. 22<sup>276</sup>.

Cuadro No. 22

CARACTERISTICAS DE LOS TRAZADORES COLORANTES MAS COMUNES

Tipo de colorante	Gravedad Especifica a 20°C	Longitud de onda mμ		Concentración %	Costo relativo al de la Rhodamina WT
		Absorción Máxima	Emisión Máxima		
Rhodamina WT	1.19	559	582	20	100
Rhodamina BA	1.03	556	579	40	60
Rhodamina BA	1.03	556	579	30	60
Rhodamina B	1.12	556	579	40	60
Pontacyl rosado	Polvo	566	590	Polvo	400
Rhodamina M*		556	579	20	60

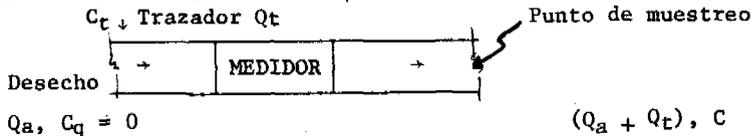
\* Desarrollado en el Laboratorio del CEPIS

En el caso de realizarse mediciones de fluorometría en el campo, con aguas sujetas a cambios de temperatura es necesario corregir las mediciones a una temperatura de referencia; el procedimiento está indicado en la referencia<sup>262</sup>.

4.2.3 Procedimientos para la calibración de medidores de caudal

Para este tipo de prueba se pueden usar tanto trazadores radiactivos como <sup>131</sup>I o <sup>82</sup>Br (referencia 253), como trazadores químicos y colorantes<sup>263</sup>. En cuanto a la metodología se puede emplear tanto dosificación instantánea como continua, siendo esta última más recomendable tanto por la simplicidad de muestreo y análisis, como por la de procesamiento de datos.

El procesamiento de datos de la prueba continua se basa en un balance de masa del trazador en un sistema como:



$$Q_a = \frac{C_t Q_t - C Q_t}{C} \quad (55)$$

En donde:

$Q_a$  = Caudal del desecho, a calcularse

$Q_t$  = Caudal del trazador

$C_t$  = Concentración del trazador en el punto de dosificación

$C$  = Concentración del trazador en el punto de muestreo.

Como ejemplo se describe la calibración del medidor Parshall descrito en la Figura No. 20, lo cual se efectuó mediante una serie de nueve pruebas, con Rhodamina WT. Para cada prueba se aseguró un flujo constante de agua residual comenzando de mayor a menor caudal. De una solución stock de Rhodamina WT al 20% se preparó una dilución de 500 mg/l y durante cada prueba se dosificó un caudal de 470 ml/min, por medio de una bomba peristáltica operando a alta velocidad. El punto de adición estuvo localizado 30 m antes del medidor. En cada prueba se tomaron varias muestras, las cuales se analizaron por fluorometría. Los resultados de las pruebas están indicados en el Cuadro No. 23.

Cuadro No. 23

DATOS DE LAS PRUEBAS DE CALIBRACION DEL MEDIDOR PARSHALL CON RHODAMINA

Prueba No.	Altura de agua registrada cm	Concentración de trazador $\mu\text{g}/\text{ml}$	Caudal calculado, l/seg	
			Con datos de la prueba	Con la Ecuación
1	40.1	19.5	205	196.2
2	40.0	21.0	190	195.3
3	39.7	22.9	175	192.5
4	34.4	26.0	154	147.1
5	29.2	38.5	104	108.1
6	28.5	42.1	95	103.2
7	24.8	47.1	85	79.5
8	21.7	70.2	57	61.8
9	15.3	125.0	32	32.0

De los datos del Cuadro anterior se ha desarrollado la siguiente ecuación que se ajustó con un coeficiente de correlación de 0.99, indicando una alta probabilidad de exactitud.

$$Q = 0.19 H^{1.88}$$

en donde

Q = Caudal en l/seg

H = Altura de agua registrada, cm

Estos resultados para el medidor Parshall y tres medidores rectangulares están indicados gráficamente en las Figuras Nos. 25, 26, 27 y 28.

Las características de los vertederos rectangulares se indican a continuación:

Cuadro No. 24

CARACTERISTICAS DE LOS VERTEDEROS RECTANGULARES CALIBRADOS

Vertedero No.	Ancho, m		Altura, m	
	Canal	Vertedero	Sumergida	Vertedero
1	0.80	0.625	0.20	0.30
2	0.82	0.575	0.20	0.30
3	0.52	0.381	0.50	0.25

4.2.4 Procedimientos para caracterización hidráulica y estudio de la dispersión

Para este propósito lo primero que se debe asegurar es un flujo estable a la entrada de la laguna y por un período de alrededor de dos veces el período de retención teórico. Luego se procede a planear el experimento calculando primero la cantidad de trazador. Este se arroja en forma puntual, junto con el afluente y se comienza a tomar muestras horarias, hasta después de haber registrado el pico de la curva. Posteriormente es suficiente un muestreo puntual diario, a la misma hora.

En el caso de Rhodamina, las muestras se analizan por fluorometría, siendo recomendable la separación de algas por filtración en papel de microfibra de vidrio. En el caso de trazadores radiactivos no es necesario el pretratamiento de la muestra. Una vez obtenidos los resultados se procede al procesamiento.

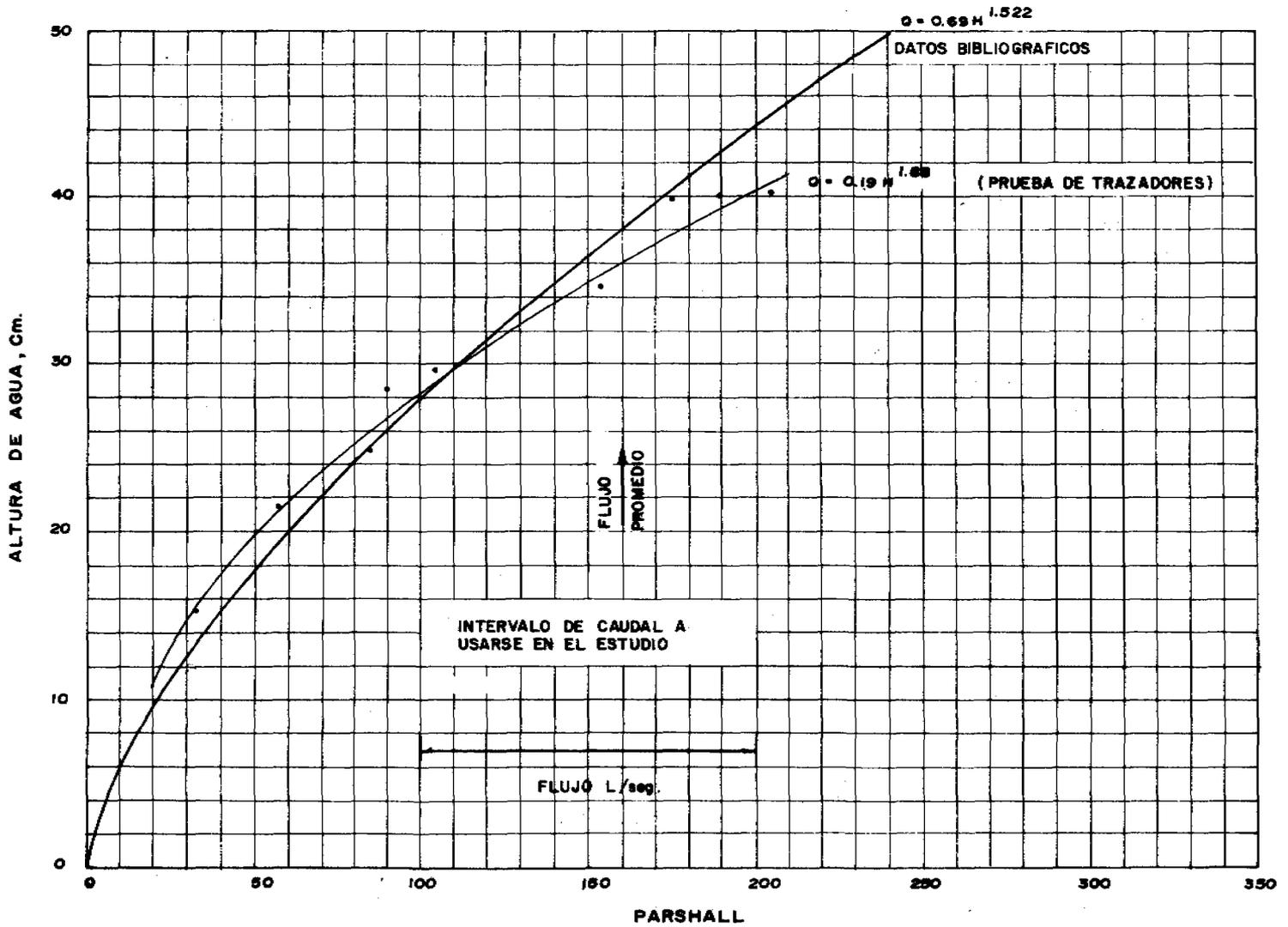


Figura No. 25 CURVA DE CALIBRACION DEL MEDIDOR PARSHALL

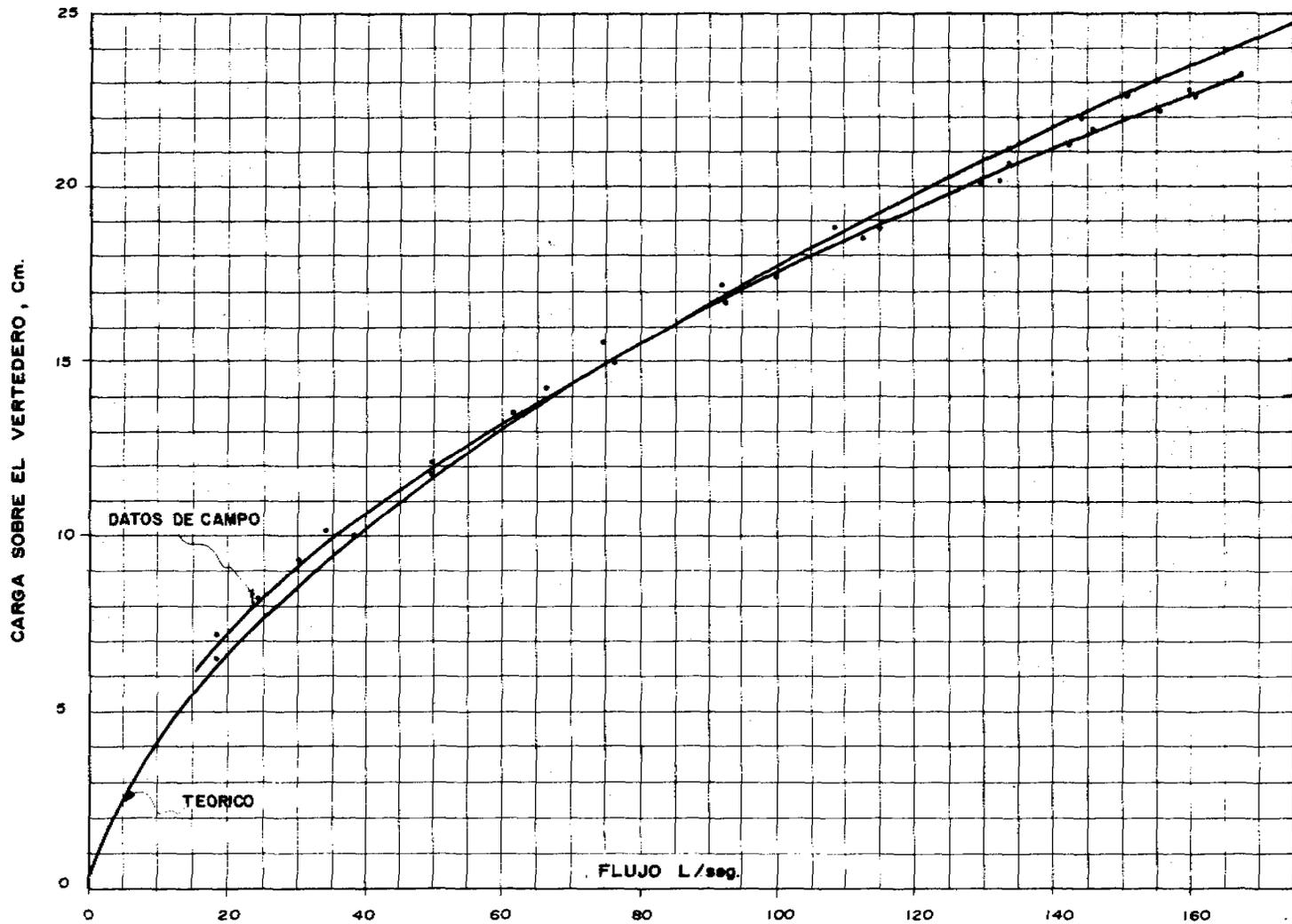


Figura No. 26 CURVA DE CALIBRACION DE VERTEDERO No. 1

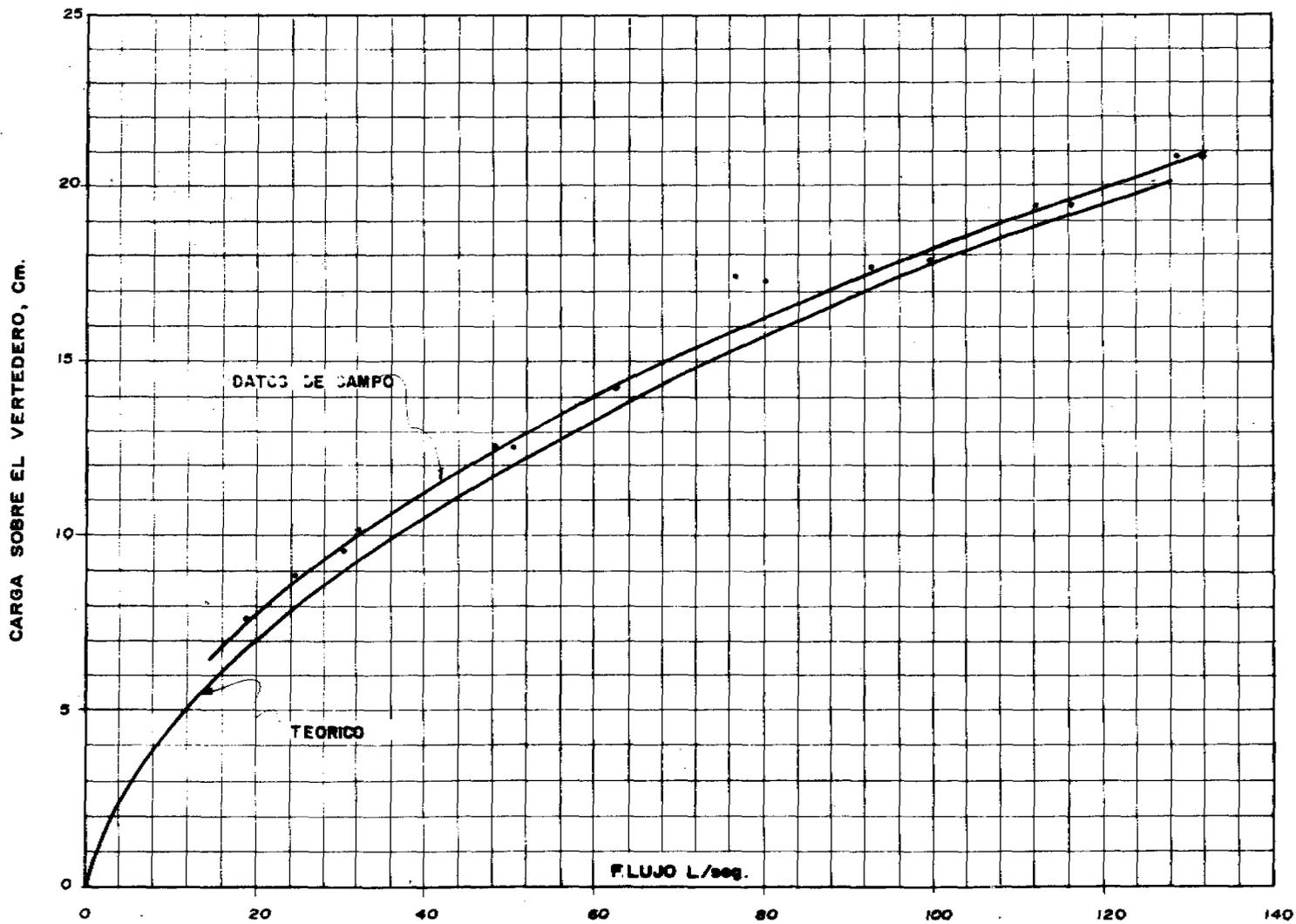


Figura No. 27 CURVA DE CALIBRACION DE VERTEDERO No. 2

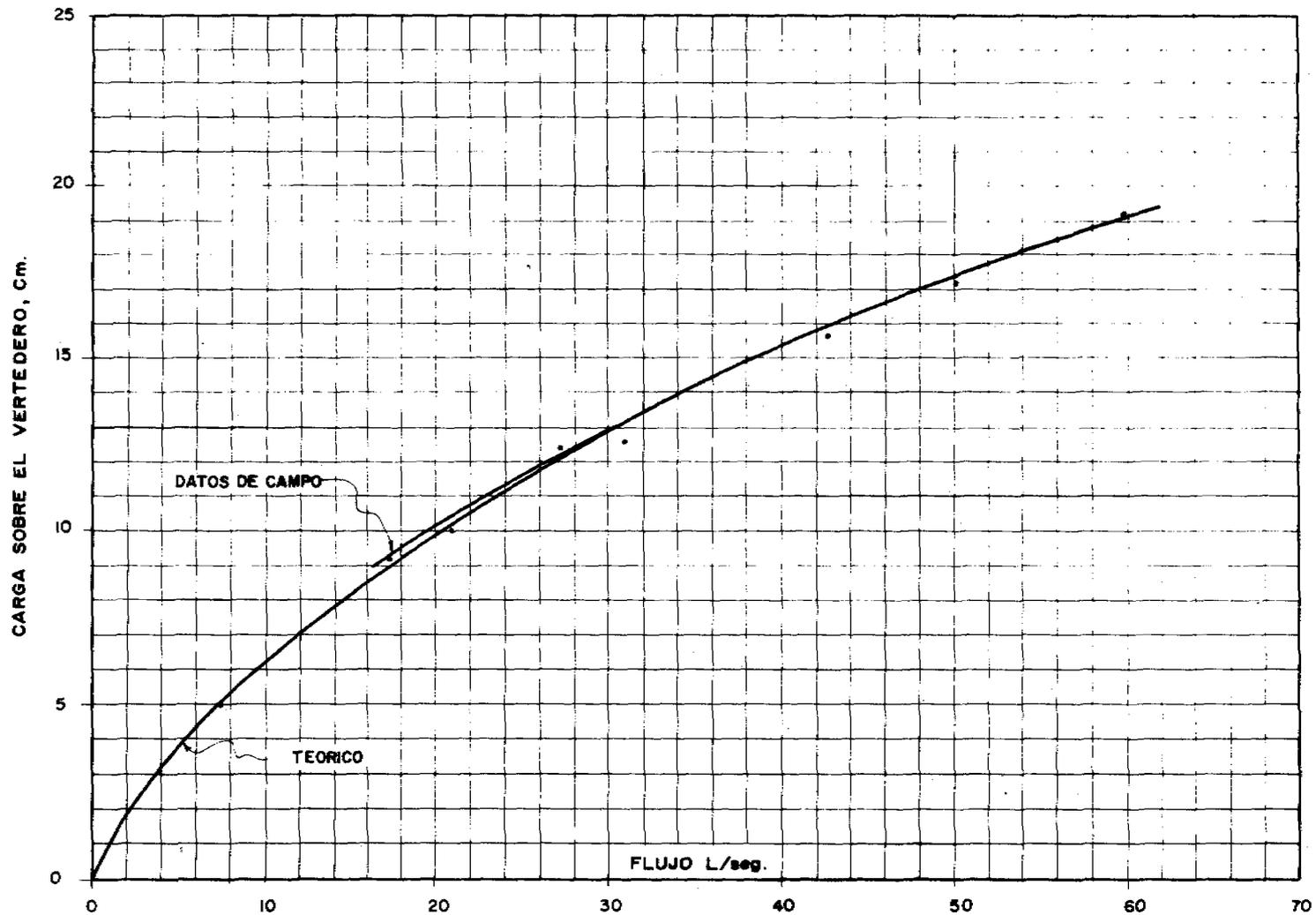


Figura No. 28 CURVA DE CALIBRACION DE VERTEDERO No. 3

Ejemplo N°6

Como ejemplo se presenta el procesamiento de datos de una prueba de trazadores de la laguna No. 7 de Corine, Utah, EE.UU., según se indica en la Figura No. 29. Los datos de análisis y su procesamiento están indicados en el Cuadro No. 25. El cálculo de parámetros se efectúa de acuerdo con las fórmulas indicadas en el Capítulo 2.2.1.3 y descritas por Marske y Boyle<sup>246</sup>.

El cálculo del período de retención promedio ( $\bar{t}$ ) se efectúa con la fórmula No. 20.

$$\bar{t} = \frac{\sum t_i C_i}{\sum C_i} = \frac{3165.1}{226.7} = 13.96 \text{ días}$$

La varianza  $\sigma^2$  caracteriza la dispersión de la curva  $C_i$  vs  $t_i$  y el cálculo se efectúa con la fórmula No. 23

$$\sigma^2 = \frac{\sum t_i^2 C_i}{\sum C_i} - \left[ \frac{\sum t_i C_i}{\sum C_i} \right]^2 = \frac{71,032.6}{226.7} - (13.96)^2 = 118.39$$

La varianza adimensional se calcula con la fórmula No. 24

$$\sigma_t^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = \frac{118.39}{13.96^2} = 0.6078$$

Finalmente se calcula el factor de dispersión  $d$ , por aproximaciones sucesivas con la fórmula No. 24 o con ayuda de la Figura No. 5.

$$d = 0.559$$

Los cálculos indicados pueden utilizarse para interpretación de mediciones de DBO o coliforme fecal en el afluente y efluente de una laguna de estabilización, en este caso se encontraría el valor de la constante cinética de primer orden. Un caso práctico está indicado en el Ejemplo No. 1.

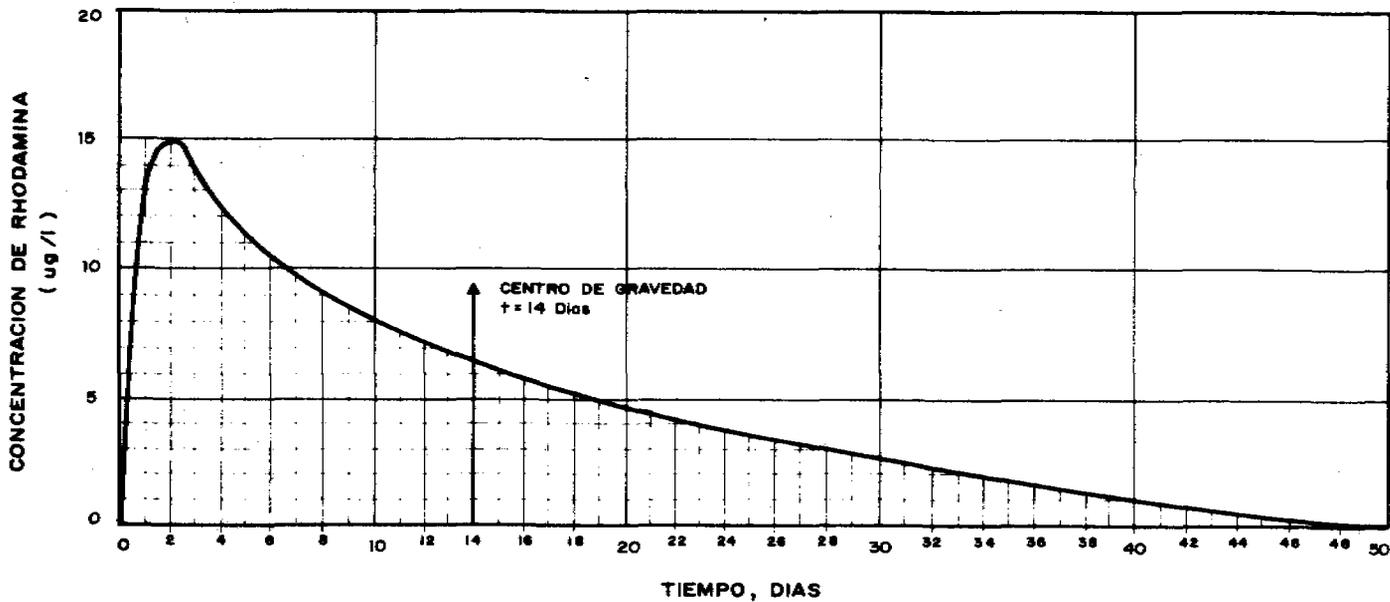


Figura No. 29 CURVA DE DISPERSION PARA LAGUNA No. 7 CORINE, UTAN, E.E. UU.

Cuadro No. 25

DATOS DE UNA PRUEBA DE TRAZADORES EN LA LAGUNA No.7 DE CORINE, UTAH  
CON EL PROCESAMIENTO DE DATOS PARA CALCULO DE LA DISPERSION

$t_i$ dias	$C_i$ ug/l	$t_i C_i$	$t_i^2 C_i$	$t_i$ dias	$C_i$ ug/l	$t_i C_i$	$t_i^2 C_i$	$t_i$ dias	$C_i$ ug/l	$t_i C_i$	$t_i^2 C_i$
1	9.7	9.7	9.7	23	3.7	85.1	1957.3	45	0.5	22.5	1012.5
2	14.9	29.8	59.6	24	3.6	86.4	2073.6	46	0.4	18.4	846.4
3	14.2	42.6	127.8	25	3.5	87.5	2187.5	47	0.3	14.1	662.7
4	12.8	51.2	204.8	26	3.4	88.4	2298.4	48	0.25	12.0	576.0
5	11.5	57.5	287.5	27	3.2	86.4	2332.8	49	0.2	9.8	480.2
6	10.2	61.2	367.2	28	3.0	84.0	2352.0	50	0.15	7.5	375.0
7	9.7	67.9	475.3	29	2.8	81.2	2354.8	51	0.1	5.1	260.1
8	9.0	72.0	576.0	30	2.7	81.0	2430.0	52	0.05	2.6	135.2
9	8.5	76.5	688.5	31	2.5	77.5	2402.5				
10	8.1	81.0	810.0	32	2.3	73.6	2355.2	1378.0	226.7	3165.1	71032.6
11	7.5	82.5	907.5	33	2.1	69.3	2286.9				
12	7.2	86.4	1036.8	34	2.0	68.0	2312.0	$\Sigma t_i = 1378$ dias			
13	6.8	88.4	1149.2	35	1.8	63.0	2205.0	$\Sigma C_i = 226.7$			
14	6.5	91.0	1274.0	36	1.7	61.2	2203.2	$\Sigma t_i C_i = 3165.1$			
15	6.2	93.0	1395.0	37	1.5	55.5	2053.5	$\Sigma t_i^2 C_i = 71,032.6$			
16	5.8	92.8	1484.8	38	1.4	53.2	2021.6				
17	5.7	96.9	1647.3	39	1.2	46.8	1825.2				
18	5.3	95.4	1717.2	40	1.0	40.0	1600.0				
19	5.0	95.0	1805.0	41	0.9	36.9	1512.9				
20	4.8	96.0	1920.0	42	0.8	33.6	1411.2				
21	4.6	96.6	2028.6	43	0.7	30.1	1294.3				
22	4.3	94.6	2081.2	44	0.6	26.4	1161.6				

Datos de la instalación y prueba de trazadores

Area de la laguna = 0.34 Ha  
 Profundidad de la laguna = 1.8 m  
 Volumen de la laguna = 6,150 m<sup>3</sup>  
 Caudal = 275.8 m<sup>3</sup>/día  
 Masa de Rhodamina  
 arrosada = 85.2 q

La metodología descrita es de utilidad para cálculo del coeficiente de dispersión -d- para una laguna idealmente de forma alargada. En caso de efectuarse mediciones dentro de la laguna, durante la prueba de trazadores, es posible calcular la dispersión en dos sentidos; para esto es necesario utilizar un modelo más complejo. En este caso se sugiere al lector consultar las referencias<sup>6 7 12 240</sup> 264 264.

Ejemplo N° 7

Se trata de calcular el factor de dispersión d utilizando datos adimensionales de la concentración de trazador (C/C<sub>0</sub>) y del tiempo (t/t̄). Para esto se efectúan los cálculos indicados en el Cuadro No. 21 y las siguientes transformaciones:

La desviación estándar adimensional se convierte en:

$$\sigma^2_{\phi} = \frac{\sum t\phi^2 \cdot C\phi}{\sum C\phi} - \left[ \frac{\sum t\phi \cdot C\phi}{\sum C\phi} \right]^2$$

en donde:

$\sigma^2_{\phi}$  = varianza adimensional

$t\phi = \frac{t_i}{\bar{t}}$  = tiempo adimensional

$\bar{t}$  = tiempo de retención promedio

$C\phi = \frac{C_i}{C_0}$  = concentración adimensional

$C_0$  = Concentración inicial de trazador en la laguna, (considerando dispersión = ∞) =

$$13.85 \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}$$

$$\sum t^2\phi \cdot C\phi = \left[ \frac{t_1}{\bar{t}} \right]^2 \cdot \frac{C_1}{C_0} + \left[ \frac{t_2}{\bar{t}} \right]^2 \cdot \frac{C_2}{C_0} + \dots + \left[ \frac{t_i}{\bar{t}} \right]^2 \cdot \frac{C_i}{C_0} = \frac{1}{\bar{t}^2 \cdot C_0} \sum t^2_i \cdot C_i =$$

$$\frac{71032.6}{(13.96)^2 \times 13.85} = 26.31704$$

$$\sum t\phi \cdot C\phi = \frac{t_1}{\bar{t}} \times \frac{C_1}{C_0} + \frac{t_2}{\bar{t}} \times \frac{C_2}{C_0} + \dots + \frac{t_i}{\bar{t}} \times \frac{C_i}{C_0} = \frac{1}{\bar{t} \times C_0} \sum t_i \cdot C_i = \frac{3165.1}{13.96 \times 13.85} =$$

$$16.37013$$

$$\Sigma C\phi = \frac{1}{C_0} \Sigma C_i = \frac{226.7}{13.85} = 16.36823$$

$$\sigma^2\phi = \frac{26.31704}{16.36823} - \left[ \frac{16.37013}{16.36823} \right]^2 = 1.6078 - 1.0 = 0.6078$$

$$\sigma^2\phi = 2d - 2d^2 [1 - \exp(-1/d)] ; \quad d = 0.559$$

Este ejemplo ha demostrado que es innecesario el transformar los datos de la curva  $C_i$  vs  $t_i$  a forma adimensional, porque sólo conlleva a incorporar más cálculos para obtener resultados iguales.

#### Ejemplo N°8

En las investigaciones de las Lagunas de San Juan se ha realizado una prueba de trazadores en la Laguna S2, la cual ha sido subdividida para simular flujo tipo pistón. Se arrojó 150 g de Rhodamina WT en la entrada y se midió el pico de la curva de trazadores a las 60 horas, con una concentración de 16  $\mu\text{g}/\ell$ . Se desea calcular el coeficiente de dispersión con los siguientes datos:

Area de la laguna = 0.88 Ha  
Profundidad de la laguna = 1.3 m  
Volumen de la laguna = 11440  $\text{m}^3$

La concentración inicial  $C_0$  es:

$$C_0 = \frac{150(\text{g}) \times 10^6 (\mu\text{g}/\text{g})}{11440(\text{m}^3) \times 10^3 (\ell/\text{m}^3)} = 13.11 (\mu\text{g}/\ell)$$

El factor de dispersión es:

$$d = \frac{1}{4\pi(C_{\text{max}}/C_0)^2} = \frac{1}{4\pi(16/13.11)^2} = 0.053$$

Este valor indica un funcionamiento con flujo tipo pistón.

#### 4.3 Muestreo y preservación en aguas residuales

En general, el programa de muestreo debe ser diseñado para satisfacer un grupo de condiciones particulares. Una serie de consideraciones deben ser tomadas

en cuenta. Al respecto, cuatro manuales de referencia pueden ser de utilidad, 140 231 267 268.

La literatura reporta gran variación en las características de programas de muestreo. Esto debido a las diversas condiciones reportadas. La evaluación del funcionamiento de lagunas puede llevarse a cabo con muestreos continuos diarios tal como lo reporta Bowen<sup>150</sup>; muestreo diario por el lapso de un mes, el cual sea representativo de cada estación, complementado por un muestreo semanal (dos a tres veces por semana) como reporta Reynolds<sup>154</sup> y Hill<sup>151</sup>; semanalmente como lo sugiere Meron et al.<sup>48</sup> y Siddigi<sup>52</sup> o bisemanal<sup>24</sup>.

Un gran número de investigadores reporta el muestreo instantáneo a una hora del día en la cual las condiciones sean similares al promedio. Para el caso de lagunas, han sido empleadas las horas de la mañana cercanas al medio día<sup>47 52</sup> y en otros casos, entre las 08:00 y 09:00 horas<sup>178</sup>. La determinación de la hora adecuada para el muestreo instantáneo puede hacerse mediante un programa intensivo de muestreo (horario) y análisis.

Para la Primera Etapa del Proyecto de San Juan<sup>4</sup>, se diseñó el programa de muestreo en base a las siguientes consideraciones: El objetivo del programa contemplaba recolectar muestras representativas a fin de desarrollar información adecuada para una evaluación del funcionamiento de lagunas bajo una variedad de condiciones. Esto guarda relación con los criterios de calidad seleccionados para la evaluación. A su vez, esto determinó que los puntos de muestreo se fijaran principalmente a la entrada y salida de las lagunas para la evaluación del funcionamiento y dentro de las lagunas para información adicional y propósitos de control del proceso.

El tipo de muestreo se seleccionó en base a la necesidad de componer la muestra para adecuarse a las posibles variaciones. Por ejemplo, el desecho crudo se muestreó de manera horaria y la composición de la muestra se hizo en base a volúmenes proporcionales al flujo horario.

Los efluentes de las lagunas tienen características más uniformes que el desecho crudo. En principio esto se debe al proceso de compensación que se desarrolla. Por esta razón se seleccionó el muestreo continuo, con un volumen constante de bombeo.

En el muestreo para parámetros de gran variabilidad o donde no es factible la preservación como es el caso de: pH, alcalinidad, oxígeno disuelto y temperatura, se utilizó el muestreo instantáneo e intensivo (horario) durante 24 horas.

Tanto para el desecho crudo como para los efluentes se desarrollaron muestreadores automáticos.

El muestreador utilizado en el desecho crudo se muestra en la Figura No. 30. Los detalles del mecanismo de distribución se muestran en las Figuras Nos. 31 a 36. La Figura No. 37 muestra el circuito eléctrico. En la Figura No. 38 se indica la secuencia de funcionamiento del interruptor cíclico y el Cuadro No. 22 presenta una lista de las partes.

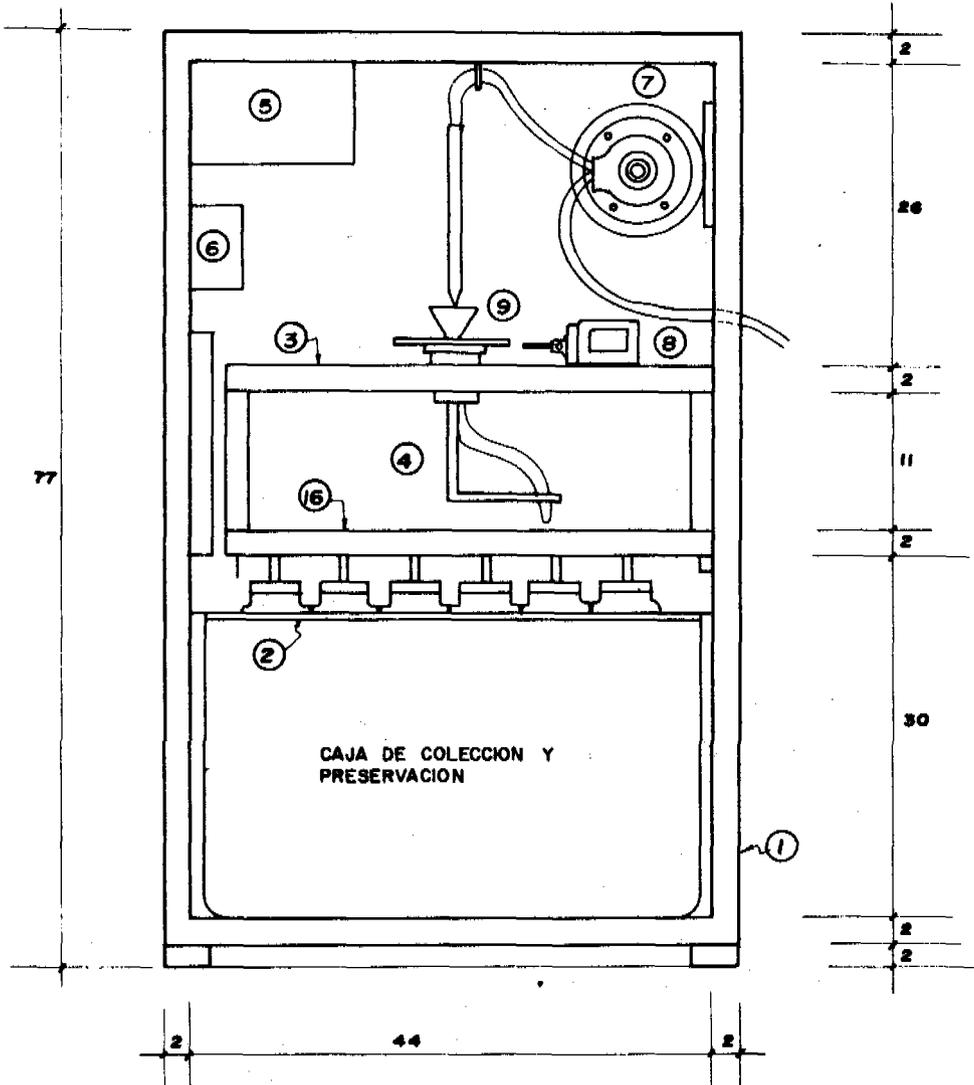
El sistema está diseñado para recorrer un ciclo de bombeo cada hora. La operación está controlada mediante un interruptor eléctrico cíclico de cuatro contactos. El primer interruptor pone en marcha la bomba de desplazamiento positivo que colecta un volumen deseado de muestra. Un segundo interruptor vacía la tubería de succión. El tercer interruptor activa un solenoide para mover un brazo de distribución y el cuarto interruptor opera conjuntamente con el segundo para invertir la polaridad del motor. El muestreador también puede operar de una manera continua y bajo dos principios de composición de muestra: Volumen de muestra proporcional al flujo y muestra de volumen constante.

Para los efluentes de lagunas, los muestreadores automáticos están adecuados para muestrear cada media hora, colectando un volumen constante de muestra y vertiéndolo a dos diferentes recipientes para su preservación.

El muestreador automático ha sido probado para determinaciones de DBO, DQO y residuos sólidos tomando muestras compuestas horarias. Los resultados fueron satisfactorios.

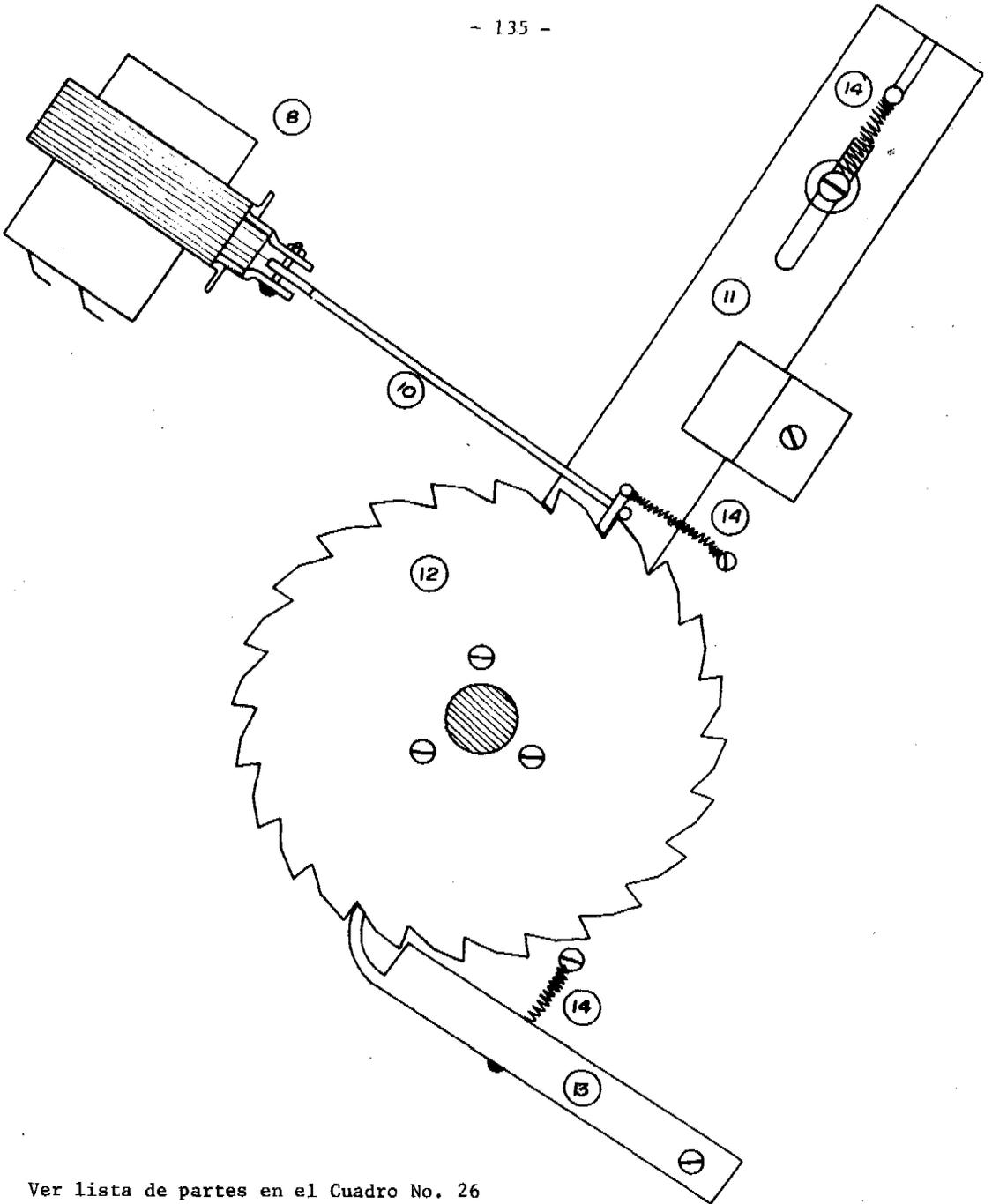
En caso de no existir energía eléctrica se puede emplear un muestreador continuo de botella, como se indica en la Figura No. 39.

Otra consideración importante es el número de muestras y la periodicidad. Un número de muestras inicial puede ser determinado tomando en consideración la cantidad de recursos humanos y materiales disponibles, particularmente en los laboratorios. Las variaciones a estos factores pueden ser establecidas a través de un enfoque estadístico<sup>267</sup>.



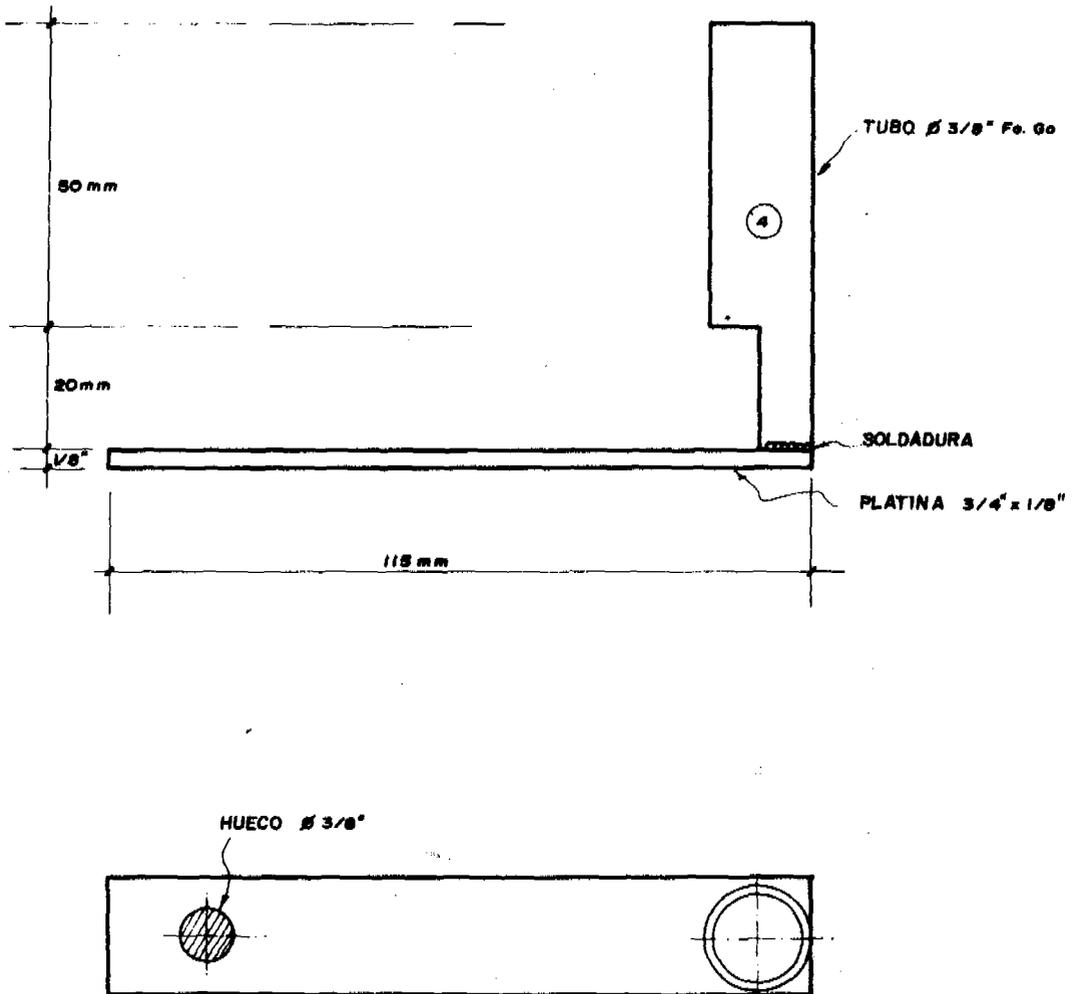
Ver lista de partes en el Cuadro No. 26

**Figura No. 30** VISTA FRONTAL DEL MUESTREADOR AUTOMATICO



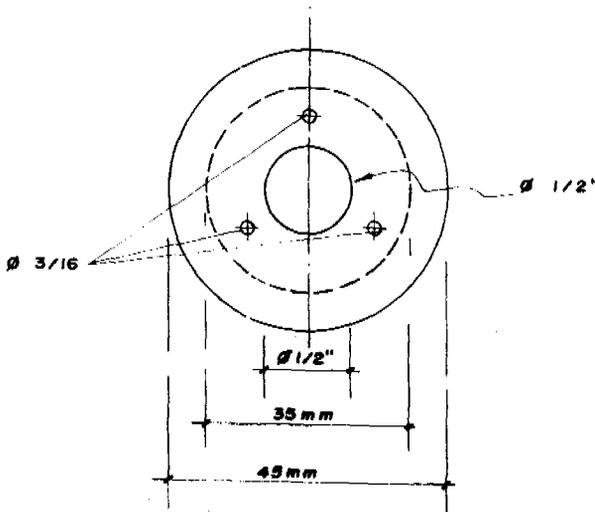
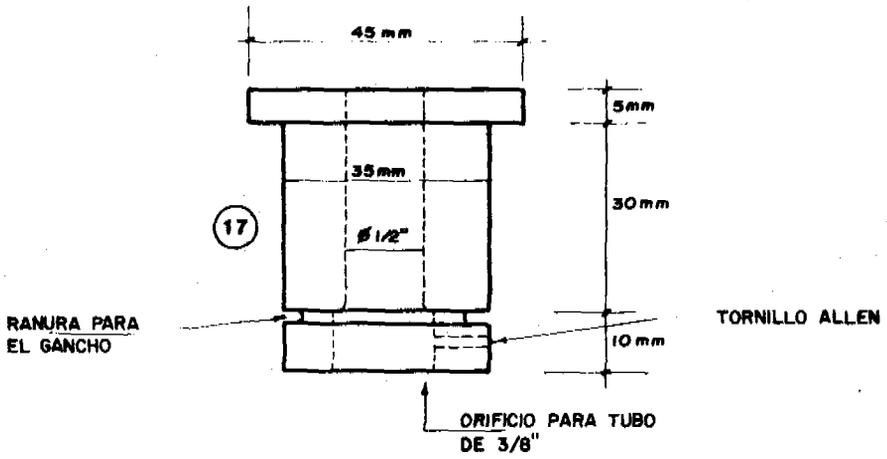
Ver lista de partes en el Cuadro No. 26

**Figura No. 31** DETALLES DEL MECANISMO DE DISTRIBUCION



Ver lista de partes en el Cuadro No. 26

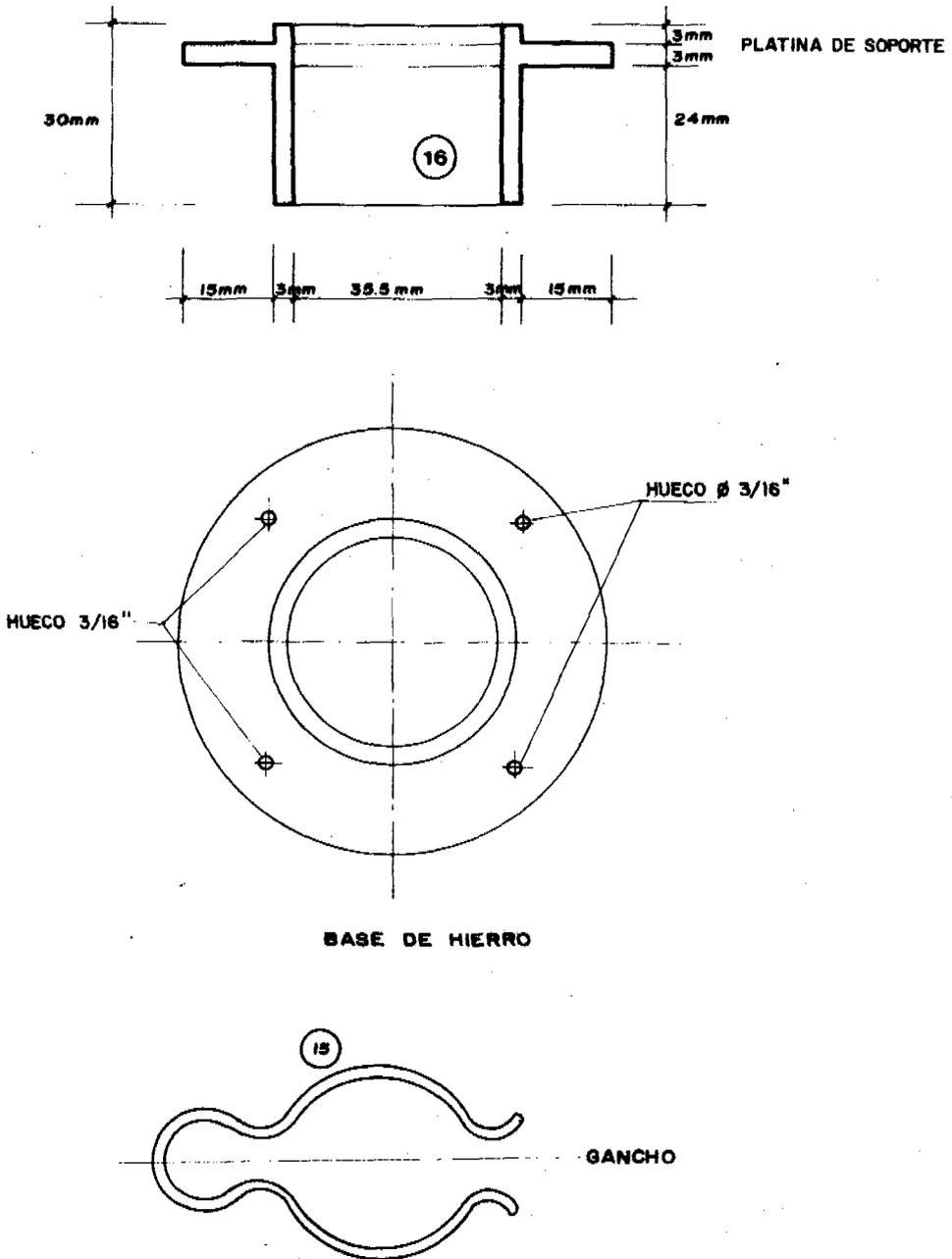
Figura No. 32    **DETALLES DEL BRAZO DE DISTRIBUCION**



**SOPORTE DE BRONCE**

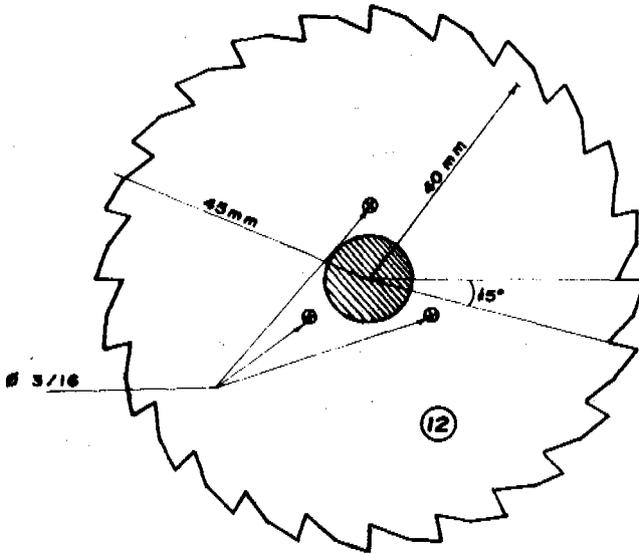
Ver lista de partes en el Cuadro No. 26

**Figura No. 33** DETALLES DEL SOPORTE DEL BRAZO DE DISTRIBUCION

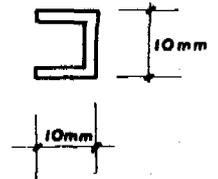
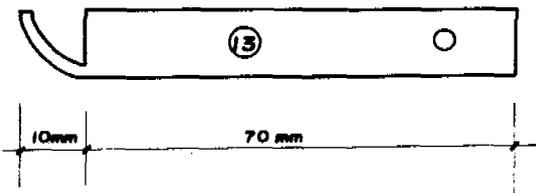
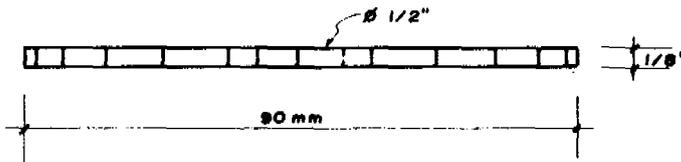


Ver lista de partes en el Cuadro No. 26

**Figura No. 34** DETALLES DEL SOPORTE DEL BRAZO DE DISTRIBUCION



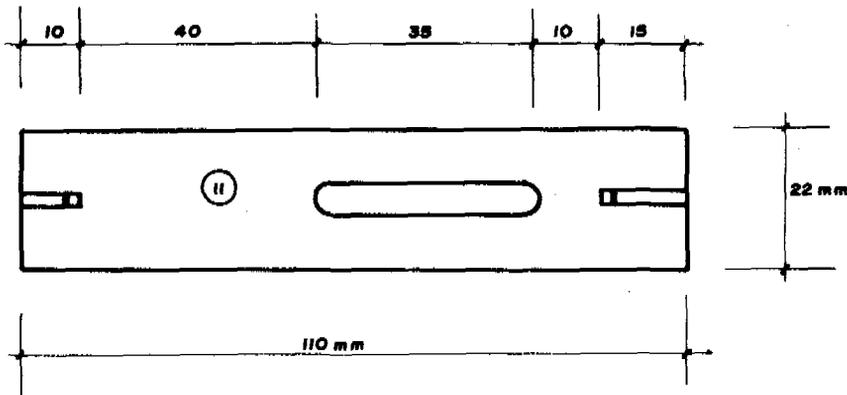
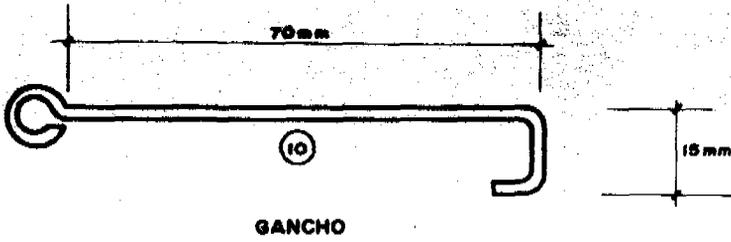
ENGRANAJE



BRAZO DE SEGURIDAD

Ver lista de partes en el Cuadro No. 26

Figura No. 35      DETALLES DEL ENGRANAJE DEL DISTRIBUIDOR



PLATINA GUIA

Ver lista de partes en  
el Cuadro No. 26

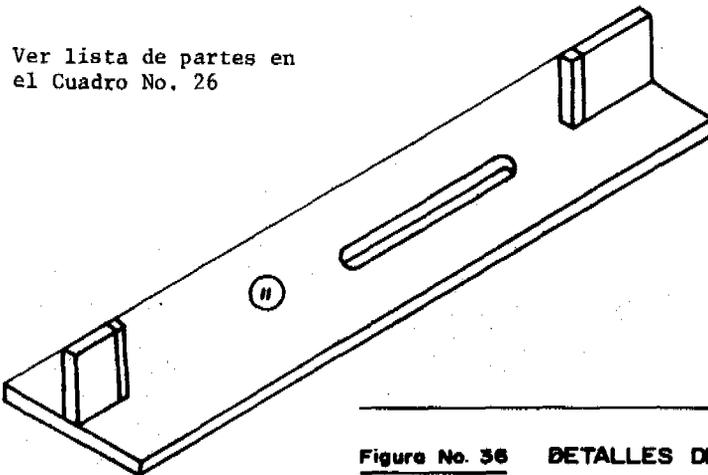


Figure No. 36    DETALLES DE LOS MECANISMOS  
DEL MUESTREADOR

Figura No. 37 CIRCUITOS ELECTRICOS

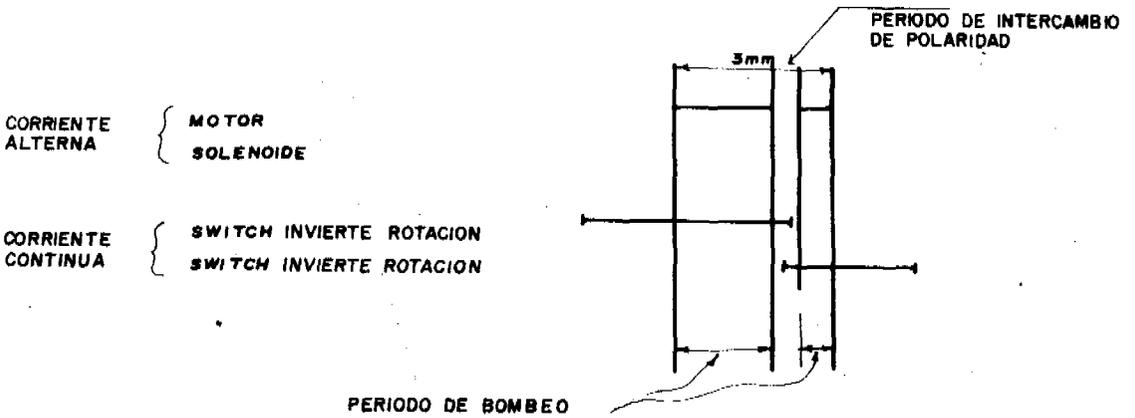
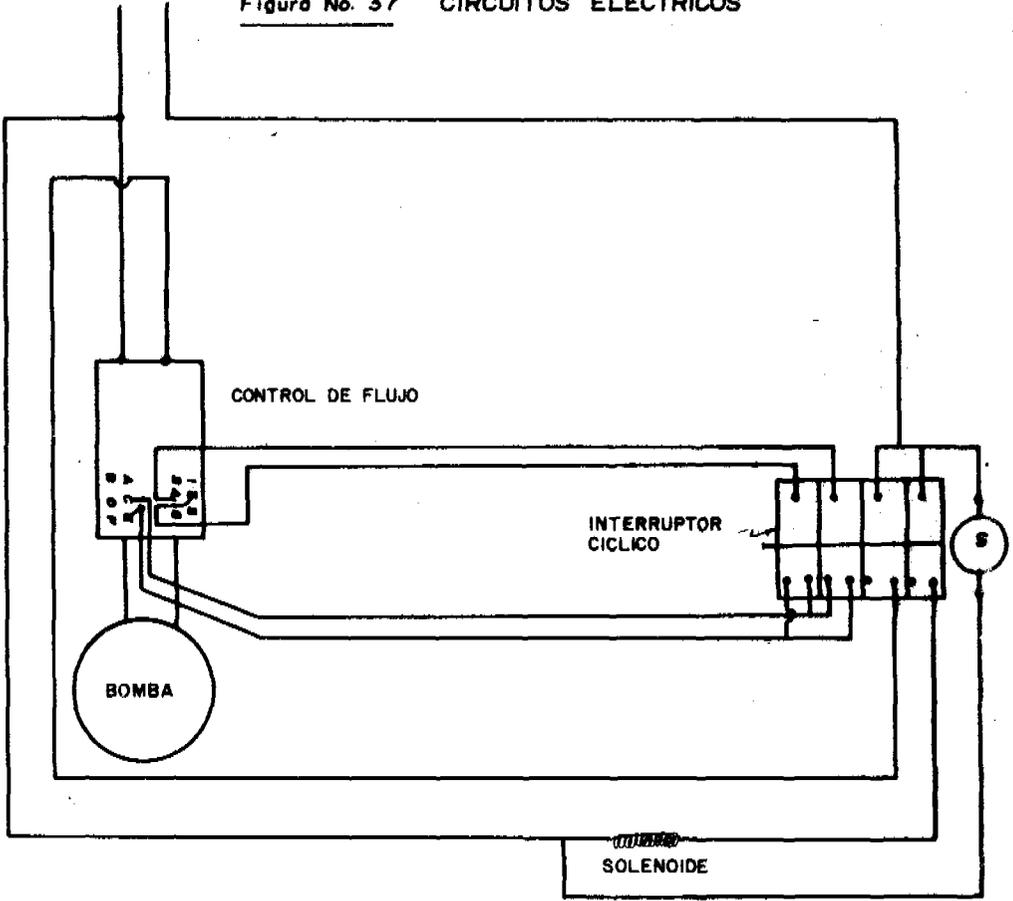


Figura No. 38 SECUENCIA DE OPERACION DEL INTERRUPTOR CICLICO

Cuadro No.26

LISTA DE PARTES DEL MUESTREADOR AUTOMATICO

1. Caja
2. Caja de tekpor para colección y preservación
3. Tabla de soporte del mecanismo de distribución
4. Brazo de distribución
5. Controlador de flujo
6. Interruptor cíclico
7. Bomba
8. Solenoide
9. Mecanismo de rotación
10. Gancho
11. Platina guía
12. Engranaje
13. Brazo de seguridad
14. Resorte
15. Gancho
16. Base de hierro
17. Soporte de bronce

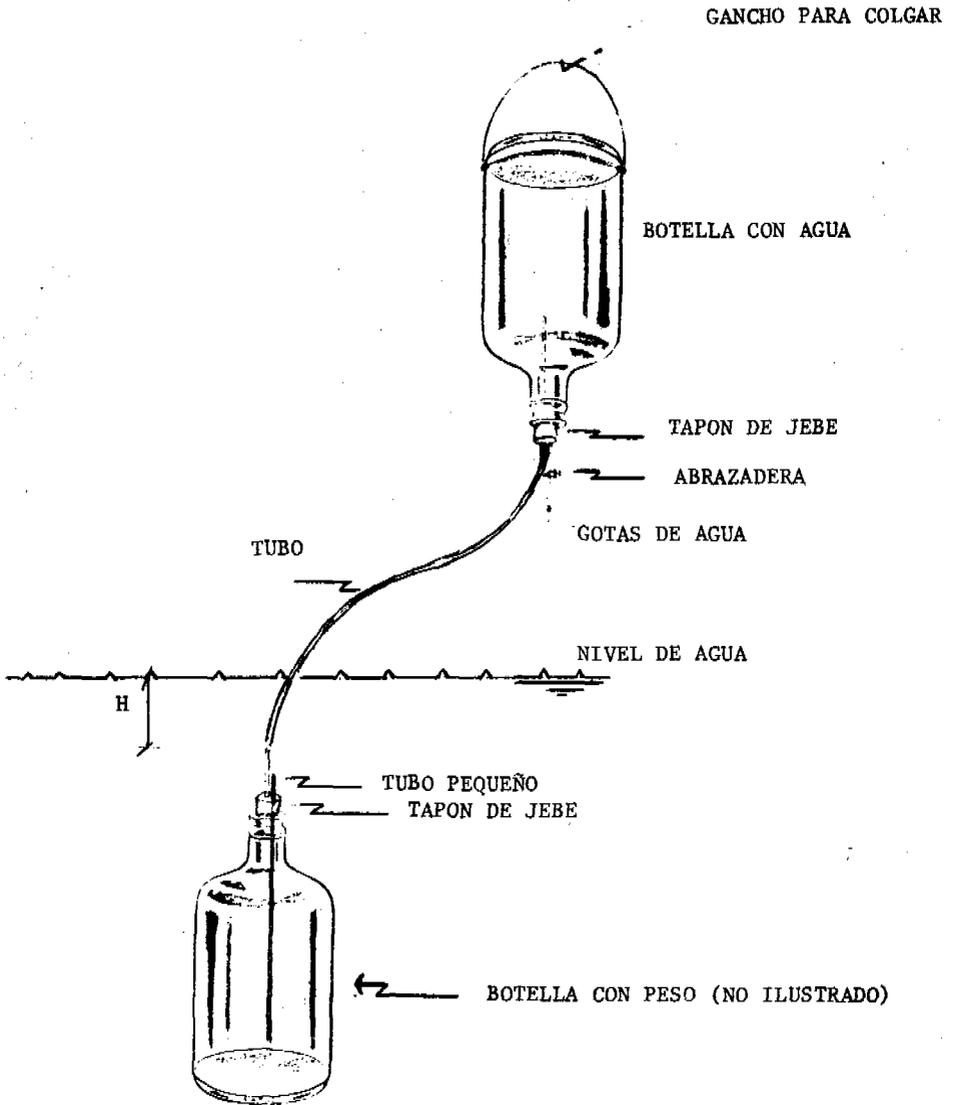


Figura No. 39

MUESTREADOR CONTINUO DE BOTELLA

Una de las mayores consideraciones es la técnica de preservación de muestras previa al análisis. La información presentada en la referencia <sup>140</sup> puede ser de utilidad.

El Cuadro No. 23 presenta una lista de preservantes disponibles. El Cuadro No. 24 da recomendaciones sobre el material preservante y tiempo de almacenamiento para los diversos parámetros.

Las anteriores consideraciones deben ser tomadas en cuenta para la selección de un programa experimental.

Cuadro No. 27

LISTA DE PRESERVANTES UTILIZABLES

Preservante	Acción	Aplicable a :
HgCl <sub>2</sub>	Inhibidor bacteriano	Compuestos nitrogenados, compuestos fosforados
Acido (HNO <sub>3</sub> )	Solvente de metales, previene la precipitación	Metales
Acido (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	Inhibidor bacteriano	Muestras orgánicas (DQO, aceites y grasas, carbón orgánico). Compuestos fosforados y nitrogenados
	Formación de sales con bases orgánicas	Amonio, aminas
Alcali (NaOH)	Formación de sales con compuestos volátiles	Cianuros, ácidos orgánicos
Refrigeración	Inhibidor bacteriano, retarda la tasa de reacción química	Acidez, alcalinidad materia orgánica, DBO, color, olor, P orgánico, N-orgánico carbón, etc. Organismos biológicos (coliformes, etc.).

Cuadro No. 28

RECOMENDACIONES PARA MUESTREO Y PRESERVACION DE MUESTRAS

Medición	Volumen requerido (ml)	Recipien	Preservante	Período de almacenamiento <sup>5</sup>
Aceites y grasas	1000	Solo V.	Enfriamiento, 4°C H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> o HCl a pH<2	24 horas
Acidez	100	P, V(1)	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Alcalinidad	100	P, V	Enfriamiento 4°C	24 horas
Arsénico	100	P,V	HNO <sub>3</sub> a pH<2	6 meses
Bromuro	100	P,V	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Carbón orgánico	25	P,V	Enfriamiento, 4°C H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> a pH<2	24 horas
Cloro	200	P,V	Determinación in situ	No almacenar
Cloruros	50	P,V	No requiere	7 días
Color	50	P,V	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Conductividad específica	100	P,V	Enfriamiento, 4°C	24 horas <sup>4</sup>
Cianuro	500	P,V	Enfriamiento, 4°C Na OH a pH 12	24 horas
DBO	1000	P,V	Enfriamiento, 4°C	24 horas <sup>2 6</sup>
DQO	50	P,V	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> a pH<2	7 días
Dureza	100	P,V	HNO <sub>3</sub> a pH<2	7 días
Fenoles	500	Sólo V	Enfriamiento, 4°C H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> a pH<4 1.0 g CuSO <sub>4</sub> /lt	24 horas
Fluoruro	300	P,V	Enfriamiento, 4°C	7 días
Fósforo				
- Ortofosfato soluble	50	P,V	Filtración in situ Enfriamiento, 4°C	24 horas <sup>3</sup>
- Hidrolizable	50	P,V	Enfriamiento, 4°C H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> a pH<2	24 horas <sup>3</sup>

RECOMENDACIONES PARA MUESTREO Y PRESERVACION DE MUESTRAS (Cont.)

Medición	Volumen requerido (ml)	Recipiente	Preservante	Período de Almacenamiento
- Soluble total	50	P,V	Filtración in situ Enfriamiento, 4°C	24 horas <sup>3</sup>
- Total	50	P,V	Enfriamiento, 4°C	7 días <sup>3</sup>
- Yoduros	100	P,V	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Materia sedimentable	1000	P,V	No requiere	24 horas
Mercurio				
- Soluble	100	P,V	Filtración HNO <sub>3</sub> a pH<2	38 días (vidrio) 13 días (plástico duro)
- Total	100	P,V	HNO <sub>3</sub> a pH<2	38 días (vidrio)
Metales				
- Solubles	200	P,V	Filtración in situ HNO <sub>3</sub> a pH<2	6 meses
- Suspendidos	200	P,V	Filtración in situ	6 meses
- Totales	100	P,V	HNO <sub>3</sub> a pH<2	6 meses
Nitrógeno				
- Amoniacal	400	P,V	Enfriamiento, 4°C H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> a pH<2	24 horas <sup>3</sup>
- Kjeldahl total	500	P,V	Enfriamiento, 4°C H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> a pH<2	7 días <sup>3</sup>
- Nitratos	100	P,V	Enfriamiento, 4°C H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> a pH<2	24 horas <sup>3</sup>
- Nitritos	50	P,V	Enfriamiento, 4°C	24 horas <sup>3</sup>
NTA	50	P,V	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Olor	200	Solo V	Enfriamiento, 4°C	24 horas
Oxígeno disuelto				
- Electrodo	300	Sólo V	Determinación in situ	No almacenar
- Winkler	300	Sólo V	Fijar in situ	4-8 horas

RECOMENDACIONES PARA MUESTREO Y PRESERVACION DE MUESTRAS (Cont.)

Medición	Volumen requerido (ml)	Recipiente	Preservante	Périodo de Almacenamiento
pH	25	P,V	Enfriamiento, 4°C Determinación in situ	6 horas <sup>2</sup>
Residuo				
- Filtrable	100	P,V	Enfriamiento, 4°C	7 días
- No filtrable	100	P,V	" "	" "
- Total	100	P,V	" "	" "
- Volátil	100	P,V	" "	" "
SAAM	250	P,V	" "	24 horas
Selenio	50	P,V	HNO <sub>3</sub> a pH<2	6 meses
Sílice	50	Sólo P	Enfriamiento, 4°C	7 días
Sulfatos	50	P,V	Enfriamiento, 4°C	7 días
Sulfitos	50	P,V	Determinación in situ	No almacenar
Sulfuros	500	P,V	2 ml acetato de zinc/ 100 ml	24 horas
Temperatura	1000	P,V	Determinación in situ	No almacenar
Turbidez	100	P,V	Enfriamiento, 4°C	7 días

- 1 Plástico o vidrio
- 2 Si las muestras no pudieran ser conducidas a un laboratorio en menos del tiempo indicado, el dato reportado deberá indicar el tiempo de almacenamiento.
- 3 Se puede utilizar cloruro de mercurio en una concentración de 40 mg/l como preservante alternativo, especialmente cuando se requiere de un período de almacenamiento mayor. Sin embargo, en lo posible se recomienda evitarlo.
- 4 Si la muestra se preserva mediante enfriamiento, su temperatura deberá elevarse a 25°C para efectuar la medición, o en su defecto corregir por temperatura y reportar los resultados a 25°C.
- 5 Se ha demostrado que las muestras adecuadamente preservadas pueden ser almacenadas por un tiempo mayor al recomendado.
- 6 Journal WPCF. Mayo 1981.

#### 4.4 Garantía y control de calidad analítica

Un aspecto importante en cualquier proceso de recopilación de datos, consiste en asegurar que la exactitud y precisión de los resultados esté de acuerdo a las necesidades de los usuarios. Es por esto que se da especial atención a la garantía de calidad y al control de calidad. La Oficina de Monitoreo y Apoyo Técnico, Oficina de Investigación y Desarrollo de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) ha propuesto la siguiente definición para estos términos:

"Garantía de calidad: Es el programa total que asegura la confiabilidad en el monitoreo de datos.

Control de calidad: Es la aplicación rutinaria de procedimientos para controlar el proceso de mediciones"<sup>269</sup>

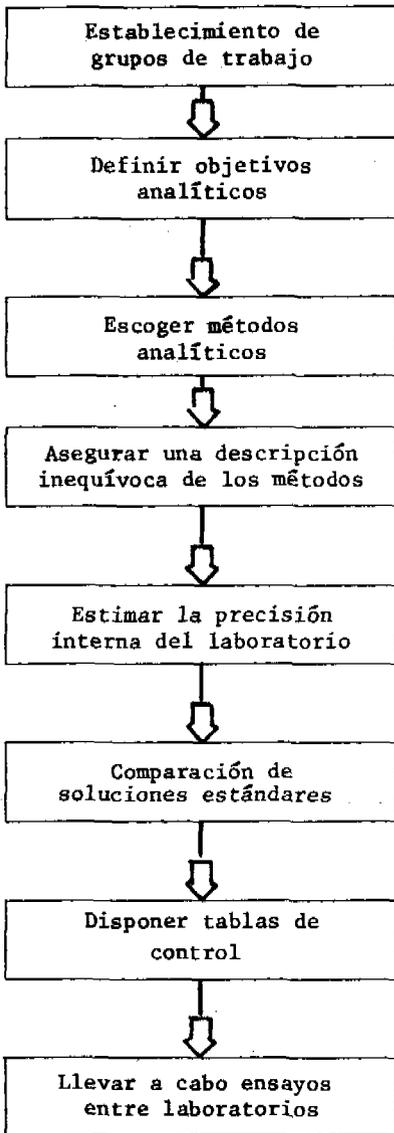
Los aspectos generalmente incluidos como garantía de calidad son: Servicios de laboratorio; instrumentación; material de vidrio; reactivos; disolventes y gases; preservación de muestras y almacenamiento; procesamiento de datos y reportes; habilidad y entrenamiento del personal. Para mayor información sobre este aspecto se puede consultar el manual de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de la referencia <sup>270</sup>.

El control de calidad es una actividad más limitada, referida principalmente a la utilidad de procedimientos estadísticos para evaluar y controlar la precisión y exactitud de las mediciones analíticas.

El Centro de Investigaciones de Agua (WRC) de Inglaterra ha publicado un manual detallado de control de calidad analítica<sup>271</sup>. Existen dos tipos de control de calidad analítica:

- a) El laboratorio controla la precisión de sus resultados individualmente
- b) Un grupo de laboratorios busca lograr la comparabilidad en sus resultados en base a la exactitud de cada laboratorio.

La Figura No. 40 presenta un diagrama de flujo del procedimiento para lograr la comparación de resultados analíticos de un grupo de laboratorios. Individualmente los laboratorios deben seguir los mismos procedimientos, sin lo cual no es posible la comparación de soluciones estándares, y las calibraciones entre laboratorios no pueden ser llevadas a cabo.



Definir las determinaciones, límites de detección y exactitud requerida.

Escoger métodos analíticos que tengan fuentes pequeñas de variación y posibilidad de una adecuada precisión. Cuando no se disponga de métodos apropiados se deberá desarrollar metodología mejorada.

Asegurar que los métodos elegidos estén completos e inequívocamente especificados y que en la medida de lo posible, sean seguidos exactamente por todos los laboratorios.

Estimar la desviación estándar de los resultados analíticos; de ser necesario, mejorar la precisión hasta alcanzar los valores deseados.

Asegurar que las soluciones estándares utilizadas por todos los laboratorios concuerden satisfactoriamente.

Establecer tablas de control y analizar regularmente soluciones de concentraciones conocidas a fin de asegurar que se mantenga una precisión adecuada

Estimar el sesgamiento de cada laboratorio; de ser necesario mejorar hasta alcanzar los valores deseados.

Figura No. 40

DIAGRAMA DE FLUJO: PROCEDIMIENTO PARA LOGRAR LA COMPARACION DE RESULTADOS ANALITICOS DE UN GRUPO DE LABORATORIOS

Un paso importante en el control de calidad analítica es la definición de objetivos analíticos incluyendo la de determinaciones (forma exacta de las especies a ser determinadas), límites de detección y precisión requerida. La definición de esta última es de particular importancia. El Centro de Investigaciones de Agua (WRC) de Inglaterra ha hecho recomendaciones sobre la precisión requerida a fin de que los resultados sean incluidos en bancos de datos de calidad de agua<sup>272</sup>.

Estas recomendaciones especifican que los resultados analíticos individuales no deben incurrir en un error mayor que el límite de detección o en 20% del valor medido, el mayor de los dos indistintamente. Este error total es luego arbitrariamente dividido entre los componentes de error sistemático y error aleatorio, teniéndose luego las siguientes recomendaciones específicas para la exactitud:

- a) El sesgo no deberá exceder en un medio el límite de detección requerido o el 10% del valor medido, el mayor de los dos indistintamente.
- b) La desviación estándar que gobierna la distribución de frecuencia de los resultados analíticos individuales no deberá exceder en un cuarto el límite de detección requerido, o el 5% del valor medido, el mayor de los dos indistintamente.

Para los valores de temperatura y pH, se sugiere que el sesgo no exceda en 0.5°C y 0.1 unidades de pH y que la desviación estándar no exceda en 0.2°C y 0.05 unidades de pH respectivamente.

Los límites de detección requeridos para parámetros de aguas residuales, recomendados por el Centro de Investigaciones de Agua (WRC) de Inglaterra, se presentan en el siguiente Cuadro No. 25.

Paralelamente se recomienda la práctica de análisis de recuperación como parte del programa de control de calidad interno del laboratorio. En general se recomienda que el porcentaje promedio de recuperación se encuentre entre 95 - 105% del valor esperado a un nivel de significación  $\alpha$ : 0.05.

#### 4.5 Procesamiento estadístico de datos

Este aspecto es de gran importancia en el análisis de datos de una investigación y facilita la deducción de conclusiones racionales. En muchos casos, investigaciones no debidamente planificadas han resultado en fracaso, por el desconocimiento tanto de las variables dependientes como independientes.

Cuadro No. 29

LIMITES DE DETECCION REQUERIDOS (mg/l SALVO SE ESPECIFIQUE LO CONTRARIO)

Determinación	Límites de detección para aguas residuales	Ver nota
Alcalinidad como CaCO <sub>3</sub>	10.0	2
Calcio como Ca	10.0	2
Cloruros como Cl	10.0	2
Conductividad eléctrica µS/cm	10.0	1
DBO como O	5.0	1
DQO como O	20.0	1
Dureza, total como CaCO <sub>3</sub>	20.0	2
Fósforo, ortofosfato como P	0.1	1
Fósforo total como P	0.1	1
Nitrógeno, nitratos como N	0.5	2
Nitrógeno, nitritos como N	0.05	1
Nitrógeno, orgánico como N	1.0	1
Oxígeno, disuelto como O	0.1	2
Sólidos, suspendidos	1.0	1

Notas

1. Basado en la experiencia del Centro de Investigaciones de Agua (WRC) de Inglaterra.
2. Basado en la experiencia del Centro de Investigaciones de Agua (WRC) mas no en los criterios recomendados por la Administración Federal de Control de Agua de los Estados Unidos (U.S. FWPCA).

Existen evaluaciones de lagunas de estabilización, cuyos resultados han sido procesados sin consideración al grado de dependencia científico que debe existir entre varias mediciones, resultando de esto ecuaciones que correlacionan grupos de hasta 23 variables. Estas ecuaciones aunque estadísticamente se ajustan a datos de campo, son de uso impráctico, por la complejidad de las mismas<sup>178</sup>.

Una investigación que tenga un protocolo debidamente desarrollado tiene las mejores posibilidades de éxito, ya que en primer lugar el investigador ha enfocado su esfuerzo hacia el estudio de aspectos desconocidos y en segundo lugar tiene una idea clara de cuáles son las variables dependientes e independientes.

El procesamiento de datos es un trabajo de rutina que debe realizarse en forma periódica. No es una práctica recomendable el acumular datos de campo por períodos mayores a seis meses, sin procesarlos.

La primera práctica de rutina es el representar gráficamente los resultados de cada medición en el tiempo. Esta práctica da al investigador el criterio necesario, para intensificar o espaciar la toma de datos, en los diferentes períodos del año o tipo de prueba que se encuentre realizando.

La segunda práctica debe realizarse en forma periódica y se relaciona con el cálculo de valores simples como, máximo, mínimo, promedio y desviación estándar. Para esto los datos pueden estar arreglados de acuerdo con el Cuadro No. 26 y los valores individuales de varios parámetros pueden estar procesados como se indica en la Figura No. 41.

El tercer tipo de procesamiento es el análisis de regresión y de correlación y envuelve la interrelación de datos, para el cálculo de variables compuestas (cargas, eficiencias, etc.) y estudio de la interrelación con otras variables. Un buen sistema para comenzar el análisis de regresión es la confección de un cuadro de variables y su efecto esperado o sospechado. Como ejemplo se indican a continuación algunas variables ambientales y externas:

- Temperatura
  - o estratificación termal
  - o cambios bruscos
  - o temperaturas extremas

Cuadro No. 30

RESUMEN DE DATOS PARA EL EFLUENTE DE LA LAGUNA SECUNDARIA S 2

Parámetro	Dato No.	$\bar{x}$	s	Máximo	Mínimo
Alcalinidad	20	254.7	3.31	260	250
Calcio	20	317.6	12.32	334	302
Cloruros	20	116.3	1.97	119	113.7
Conductividad	20	1014	33.94	1100	960
Dureza total	20	386.8	14.78	414	371
Nitrógeno amoniacal	14	20.7	1.37	22.6	19.2
Nitrógeno orgánico	14	8.53	0.76	9.6	7.3
Nitrógeno NO <sub>3</sub>	12	0.14	0.07	0.1261	0.042
Nitrógeno NO <sub>2</sub>	18	0.47	0.23	1.26	0.32
DBO soluble	38	24.3	6.39	49.6	18.5
DQO soluble	10	114.5	16.98	129	88
pH	20	7.84	0.126	8.0	7.6
Fósforo total	21	3.8	0.69	4.55	2.17
Ortofosfato	19	1.40	1.59	3.55	0.00
Sólidos totales	23	930.4	170.86	1624	742
Sólidos totales fijos	21	560.5	78.65	648	408
Sulfatos	13	230.8	4.89	240	224
Coliforme total NMP	19	10 x 10 <sup>5</sup>	10.4 x 10 <sup>5</sup>	43 x 10 <sup>5</sup>	24 x 10 <sup>4</sup>
Coliforme fecal NMP	16	48.6 x 10 <sup>4</sup>	57.3 x 10 <sup>4</sup>	24 x 10 <sup>5</sup>	43 x 10 <sup>3</sup>
Coliforme fecal membrana	19	16.7 x 10 <sup>4</sup>	18.8 x 10 <sup>4</sup>	60 x 10 <sup>4</sup>	10 x 10 <sup>3</sup>
Magnesio	20	69.2	4.95	86	61

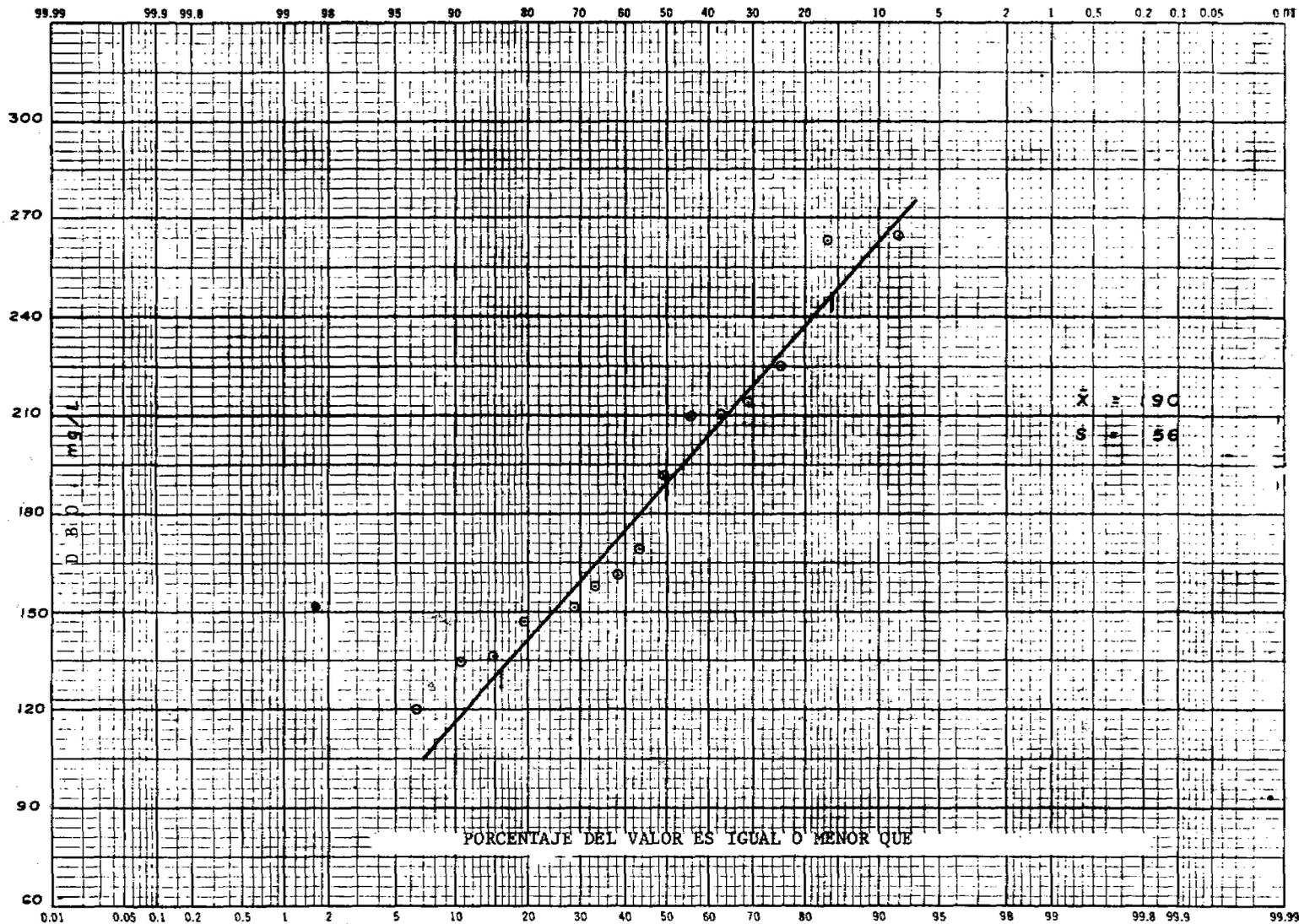


Figura No. 41

PROBABILIDAD DE VALORES DE DBO PARA DESECHO CRUDO

- Viento
  - densidad de energía
  - intensidad
  - dirección y cambios
- Lluvia
- Radiación solar
- Carga
  - carga orgánica
  - carga de nutrientes
  - carga de microorganismos
  - variaciones bruscas
- Aspectos físicos
  - localización de entrada y salida
  - forma de la instalación
  - caudal y período de retención
  - manejo y mantenimiento

Algunos de los efectos esperados (del cambio de las variables ambientales) que pueden considerarse se indican a continuación:

- Eficiencias
  - reducción de DBO y compuestos orgánicos
  - reducción de coliformes
  - reducción de parásitos
  - reducción de enterobacterias
- Cinéticas de reducción
- Nitrificación
- Producción de gases
  - oxígeno
  - gas de digestión
- Desarrollo de biomasa
  - bacterias
  - algas
  - zooplankton
- Cambios químicos cíclicos
  - pH y sistema carbonatado

Para el procesamiento estadístico de datos es conveniente tener en cuenta que el simple ajuste y alto coeficiente de correlación no es razón suficiente para concluir que dicha correlación es válida. Es muy importante el tener en consideración aspectos teóricos que justifiquen la validez del estudio de la interrelación de datos propuesta. Otro principio de gran importancia es el de la representatividad de datos. El tomar cuatro observaciones aisladas correspondientes a un mes en un banco de datos de un período de doce meses no es una práctica adecuada para un estudio estadístico. En casos como este se han obtenido resultados contrarios a los esperados<sup>266</sup>.

La discusión anterior ya aclara el concepto de análisis de regresión. Este análisis se usa para determinar la relación funcional entre la variable dependiente e independiente, e indica cómo cambia la primera con cambios de la última. Este análisis no produce información sobre por qué se producen los cambios.

El análisis de correlación es usado para determinar el grado de asociación entre variables, y el encontrar un alto coeficiente de correlación indica una asociación cercana entre variables, pero no implica ninguna relación de causa.

Para mayores detalles sobre procedimientos estadísticos se recomienda al lector la consulta de referencias estándares de estadística.

#### 4.6 Informes y publicaciones

En un proyecto de investigación es común la producción de los siguientes informes y publicaciones, en el orden que se indica:

- Propuesta de investigación
- Protocolo de la investigación: Este documento usualmente contiene una revisión bibliográfica
- Informes de avance periódicos
- Informe Final: En donde se incluyen la metodología, resumen de revisión bibliográfica, delineación de objetivos y alcance, datos recolectados, análisis de los datos, discusión, recomendaciones para futuros estudios y bibliografía

- Artículos de divulgación: Usualmente publicados en revistas científicas, sobre uno o varios tópicos cubiertos en la investigación.

Adicionalmente es muy importante que el laboratorio que efectuó el estudio guarde un archivo de datos de campo y análisis de laboratorio, de cuya fuente provienen las demás publicaciones.

## 5. DETERMINACION DE LOS RECURSOS NECESARIOS

Antes de comenzar una investigación es de gran importancia determinar lo más minuciosamente posible, los recursos necesarios y programar con debida anticipación las adquisiciones a efectuarse y la contratación de personal. La siguiente lista resumida puede servir de guía.

### i) Recursos de laboratorio

- (1) Area necesaria para los diferentes tipos de análisis.
- (2) Equipos: Tanto de laboratorio (instrumental y otros) como de campo, registradores, muestreadores, transporte, etc.
- (3) Vidriería.
- (4) Reactivos.

### ii) Recursos de personal

- (1) Investigadores: Principal, Asociado o Encargado, químico y biólogo
- (2) Técnicos de laboratorio químico y microbiológico
- (3) Asistentes y personal de limpieza
- (4) Asesores en varios tópicos
- (5) Personal de operación y mantenimiento
- (6) Personal para trabajos especiales: Adaptaciones, construcciones y contratos varios
- (7) Guardianía

Los componentes del presupuesto deben calcularse cuidadosamente, efectuando un cronograma de gastos. Los siguientes componentes pueden ser considerados:

### a) Adecuaciones y mejoras del sitio

- (1) Construcción de medidores
- (2) Adecuaciones del sitio y mejoras en el laboratorio

### b) Adquisiciones locales

### c) Adquisiciones importadas

- (1) Equipos, instrumental y repuestos
- (2) Vidriería y misceláneos
- (3) Reactivos químicos y medios de cultivo

- d) Subcontrato por servicios de laboratorio
- e) Sueldos y salarios del personal
- f) Incremento de sueldos y salarios y beneficios sociales
- g) Entrenamiento del personal
  - (1) Viajes de observación: Pasajes y viáticos
  - (2) Cursos
- h) Gastos administrativos
  - (1) Gastos operacionales
  - (2) Comunicaciones
  - (3) Transporte y combustibles etc.
- i) Fondo de contingencia

6. REFERENCIAS

1. YANEZ, F. "Manejo y control de procesos en operación de plantas de tratamiento de aguas residuales". Trabajo presentado en el Simposio sobre Operación y Mantenimiento de Sistemas de Abastecimiento de Agua Potable y Alcantarillado. CEPIS, Lima, Perú. Agosto 1979.
2. KLOCK, J.W. "Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons". Journal W.P.C.F. 43:10, p. 2071. October 1971.
3. SIDDIQI, R.H. & HANDA, B.K. "Evaluation of some stabilization ponds in India". Journal of the Sanitary Engineering Division, A.S.C.E., 97:SA1, p. 91. 1971.
4. YANEZ, F. "Evaluation of the San Juan stabilization ponds - Final research report of the first phase". CEPIS, abril 1980.
5. YANEZ, F. "Avances en el tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización". Trabajo presentado en el XVII Congreso de AIDIS, La Paz, Bolivia, diciembre 1980.
6. LEVENSPIEL, O. "Chemical reaction engineering", 2a. edición. John Wiley, New York, 1972.
7. WEN, C.Y. & FAN, L.T. "Models for flow systems and chemical reactors". Marcel Dekker, Inc. New York, 1975.
8. DANCKWERTS, P.V. Chemical Engineering Science, 2:p. 1, 1955
9. WEHNER, J.F. & WILHELM, R.H. "Boundary conditions of flow reactor", Chemical Engineering Science, 6:p. 89, 1956.
10. THIRIMURTHY, D. & NASHASHIBI, O. "A new approach for designing waste stabilization ponds", Water and Sewage Works. Reference Number p. 12 208, 1967.
11. THIRIMURTHY, A.M. "Design principles of waste stabilization ponds". Journal of the Sanitary Engineering Division, A.S.C.E., 93:SA2, p. 311, 1969.
12. O'CONNOR, D.J. "Stream and estuarine analysis - Basic analysis and formulations" Manhattan College, Summer Institute in Water Pollution Control, 1975.
13. HIATT, A.L. "PL 92-500 phase isolation helps oxidation pond meet EPA 1977 discharge requirements". Water and Sewage Works, 122:12, p. 42, 1975.

14. KOOPMAN, B.L.; BENEMANN, J.R. & OSWALD, J. "Pond isolation and phase isolation for control of suspended solids concentration in sewage oxidation pond effluents. Paper presented before the Conference on Performance and Upgrading of Waste Stabilization Ponds, Utah, Utah State University, Aug. 1978.
15. GOTAAS, H.B. "Effect of temperature on biochemical oxidation of sewage". Sewage Works Journal, 20:3, p. 441, 1948.
16. WILLIAMS, W.E. "Relation of BOD to stream desoxygenation". Sewage and Industrial Wastes, 23:9, p. 1161, 1951.
17. THERIAULT, E.J. "The oxygen demand of polluted waters". U.S. Public Health Bulletin N<sup>o</sup> 173. Appendix IV, p. 174, 1927.
18. MOORE, E.W.; THOMAS, H.A. & SNOW, W.B. "Simplified method for analysis of BOD data". Sewage and industrial wastes, 22:10, p. 1343, 1950.
19. THOMAS, H.A., Jr. "The scope method for evaluating constants of the first stage biochemical oxygen demand curve". Sewage Works Journal, 9:3, p. 425, 1937.
20. HAMMER, M.J. & JACOBSON, C.D. "Anaerobic lagoon treatment of packinghouse waste". Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons, Kansas City, Missouri, 347. 1970.
21. HORASAMA, I. "Stabilization pond treatment of slaughter house wastes". Proceedings of the 23rd Industrial Wastes Conference, Purdue University Extension Service, 132:1178. 1968.
22. RENGASAMI, G. et al. "Anaerobic treatment of dairy wastes". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment.
23. DIETZ, J.C.; CLINEBELL, P.W. & STRUB, A.L. "Design considerations for anaerobic systems". Water Pollution Control Federation Journal 38(4):517-530. 1966.
24. PARKER, C.D., et al. "Purification of sewage in lagoons". Sewage and Industrial Wastes, 22:760. 1950.
25. SHARMA, A.K. & LAKSHMINARAYANA, J.S.S. "A short study on pilot scale anaerobic facultative stabilization pond". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CPHERI, 1972. p. 30-45.
26. VARADARAJAN, A.K., et al. "Studies on the anaerobic lagooning of Municipal sewage at Kodungaiyur, Madras". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CPHERI, 1972. Pollution Abstracts 4(4):105, 1973.

27. ECKENFELDER, W.W. & FORD, D.L. "Water pollution control: experimental procedures for process design". The Pemberton Press, Austin, USA, 1970.
28. MARAIS, G.V.R. & SHAW, V.A. "A rational theory for design of sewage stabilization ponds in Central and South Africa". Transactions of South African Institute of Civil Engineers, 3:205, 1961.
29. MARAIS, G.V.R. "New factors in the design, operation and performance of waste stabilization ponds". Bulletin of WHO, 34:737, 1966.
30. MARAIS, G.V.R. "A dynamic theory for the design of oxidation ponds". Proceedings of the 2nd. International Symposium for Waste Treatment Lagoons, University of Kansas, 1970.
31. CHIANG, W.W. & GLOYNA, E.F. "Biodegradation in waste stabilization ponds". Austin, University of Texas, Center for Research in Water Resources, 1970. Technical Report, CRWR-74.
32. LUDWIG, H.F., et al. "Algae-bacterial symbiosis in oxidation ponds. Part I: Growth characteristics of Euglena Gracilis, cultured in sewage". Sewage and Industrial Wastes, 23:p. 1337, 1951.
33. OSWALD, W.J., et al. "Algae-bacteria symbiosis in oxidation ponds. Part II: Growth characteristics of Chlorella Pyrenoidosa cultured in sewage". Sewage and Industrial Wastes, 25:1, p. 26, 1953.
34. OSWALD, W.J., et al. "Algae-bacteria symbiosis in oxidation ponds. Part III: Photosynthetic oxygenation". Sewage and Industrial Wastes, 25:1, p. 692, 1953.
35. AMIN, P.M. & GANAPATI, S.V. "Biochemical changes in oxidation ponds". Journal Water Pollution Control Federation, 44:183, 1972.
36. GATES, W.E. & BORCHARDT, J.A. "Nitrogen and phosphorus extraction from domestic waste water treatment plant effluents by controlled algae culture". Water Pollution Control Federation Journal, 36(4):443-461. April 1964.
37. AGUIRRE, J. & GLOYNA E. "Design guides for biological wastewater treatment process: waste stabilization pond performance". Austin, The University of Texas, Center for Research in Water Resources, 1970. Technical Report, CRWR-77.
38. HERMANN, E.R. & GLOYNA, E.F. "Waste stabilization ponds - I: Experimental investigations". Sewage and Industrial Wastes. 30(4):522, 2958.
39. LUEBBERS, R.H. & PARIKH, D.N. "The effect of algal concentration, luminous intensity, temperature and diurnal cycle or periodicity upon growth of mixed algal cultures from waste stabilization lagoons as determined on the Warburg apparatus". Engineering Bulletin of Purdue University, Proceedings 21st Industrial Waste Conference, Eng. Ext. Ser. 121:348-367. March 1966.

40. PIPES, W.O., Jr. "pH variation and BOD removal in stabilization ponds".  
Water Pollution Control Federation Journal, 34(11):1140-1150. November  
1962
41. EL-BAROUDI, H.M. & MOAWAD, S.K. "Rate of BOD reduction by oxidation ponds".  
Journal Water Pollution Control Federation, 39(10):1626-1646. October  
1967.
42. EL-BAROUDI, H.M. "Stabilization efficiency of sewage ponds in series".  
Water Res. (Brit). 3(9):707. 1969.
43. ESPINO DE LA O, E. & GLOYNA, E.F. "Sulfide production in waste stabilization  
ponds". Austin, The University of Texas, Center for Research in Water  
Resources, 1967. Technical report N<sup>o</sup> CRWR-26.
44. JAYANGODAR, I.S.; KOTHANDARAWN, S.V.; THERGANKAR, V.P. & SHAIK, S.G.  
"Rational process design standards for aerobic oxidation ponds in  
Ahmedabad, India". Journal Water Pollution Control Federation, 42(8):  
1501-1514. August 1970.
45. JOSHI, S.R.; PARHAD, N.M. & RAO, N.U. "Elimination of salmonella in  
oxidation ponds". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment,  
Central Public Health Engineering Research Institute. Nagpur, Oct. 27-29,  
1969. Nagpur, CIPHERI, 1972. p. 284-289.
46. KUMARAN, P. et al. "Performance of an experimental oxidation pond in arid  
zone". Proc. Symp. Low Cost Waste Treatment, Nagpur, India, 91.1972;  
Poll. Abs., 4(4):107, 1973.
47. LAKSHMINARAYANA, J.S.A., et al. "Performance of stabilization ponds at  
Bhandewadi, Nagpur". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment,  
Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29,  
1969. Nagpur, CIPHERI, 1972. p. 91-105.
48. MERON, A., et al. "Quality changes as a function of detention time in  
wastewater stabilization ponds". Journal Water Pollution Control  
Federation, 37(12):1657, Dec. 1965.
49. MILLS, Donald A. "Depth and loading rates of oxidation ponds". Water and  
Sewage Works, 180(9):345-346. 1961.
50. NEEL, Joe K.; McDERMOTT, J.H. & MONDAY, C.A., Jr. "Experimental lagooning  
of raw sewage at Fayette, Missouri". Journal, Water Pollution Control  
Federation, 33(6):603-641. 1961.
51. PURUSHOTHAMAN, K. "Field studies on stabilization ponds in South India".  
Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons, Kansas City,  
Missouri, 80. 1970.

52. SIDDIQI, R.H. & SEHGAL, J.R. "Some observations on operation of a facultative stabilization pond". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CPHERI, 1972. p. 85-90.
53. THIRIMURTHI, D. Design Criteria for Waste Stabilization Ponds. Journal of Water Pollution Control Federation, 46(9):2094-2106. 1974
54. SHELEF, G., et al. "Aging of stabilization ponds in series". Progress in Water Technology, 7(3/4):715-723, 1975.
55. WALKER, J.E. & LECLERC, H. "Experimental lagoon purification of surface water: ecological and biochemical aspects". Progress in Water Technology, 7:3/4, p. 701, Pergamon Press, 1975.
56. MANGELSON, K.A. & WATTERS, G.Z. "Treatment efficiency of waste stabilization ponds". Journal of the Sanitary Engineering Division, Proc. A.S.C.E., 98:SA2, p. 407, 1972.
57. MARA, D. & SILVA, S.R. "Sewage treatment in waste stabilization ponds: recent research in Northeast Brazil". Progress in Water Technology, 11:1/2, p. 341, 1979.
58. CHANG, A.C., et al. "The sealing mechanism of wastewater ponds". Journal of Water Pollution Control Federation 46:1715. 1974.
59. PARHAD, N.M. & RAD, N.U. "Effect of pH on survival of escherichia coli". Water Pollution Control Federation Journal, 46:5, p. 980, 1974.
60. REYNOLDS, J.E.; NIELSON, S.E. & MIDDLEBROOKS, E.J. "Biomass distribution and kinetics of baffled lagoons". Journal Environmental Engineering Division ASCE 101: (EE6): 1005, Dec. 1975.
61. SANCHEZ, A. VARGAS, C. "Puesta en marcha y primera etapa de experimentación en lagunas de estabilización de Melipilla". Santiago, Universidad de Chile, 1972. Publicación I-24.
62. SHELEF, G.; MORAINÉ, R. & SANDBANK, E. "Physico-chemical treatment of pond effluents for unrestricted agricultural reuse with recovery of algae as protein source: pilot and field scale experiments". Proceedings of the Conference on Advanced Treatment and Reclamation of Wastewater, held in Johannesburg, Jun. 1977. Progress in Water Technology, 10(1/2):91-103, 1978.
63. SOLLO, F.W. "Lagoon treatment of meat packing plant wastes". Waste Stabilization Lagoons. USPHS Pub. No. 872:82-88. August 1961.

64. SOLLO, F.W. "Pond treatment of meat packing plant wastes". Eng. Bulletin of Purdue University, Proc. 15th Industrial Waste Conference, Eng. Extension Series, 106:336-391. March 1961.
65. BHASKARAN, T.R. & CHAKRABARTY, R.N. "Pilot plant for treatment of cane sugar waste". Journal Water Pollution Control Federation 38(17):1160-1169. July 1966.
66. OSWALD, W.J., et al. "Anaerobic-aerobic ponds for treatment of beet sugar wastes". Proc. Second Natl. Symp. on Food Processing Wastes, Denver, Colorado, 547. 1971.
67. BOYLE, W.C. & POLKOWSKI, L.B. "Treatment of cheese processing wastewaters in aerated lagoons". Proc. 3rd Natl. Symp. Food Processing Wastes, EPA Tech Ser. Report R2-72-018, Washington, D.C. 1971.
68. RAO, I.P.S.P., et al. "A low cost waste treatment method for milk bottling plant in Hyderabad". Proc. Symp. Low Cost Waste Treatment, Nagpur, India, 114, 1972; Poll. Abs., 4(4):107, 1973.
69. EL-SHARKAWI, R.M. & MOAWAD, S.K. "Stabilization of dairy wastes by algal-bacterial symbiosis in oxidation ponds". Journal Water Pollution Control Federation, 42(1):115-124. January 1970.
70. RAO, B.S. "A low cost treatment method for the disposal of distillery wastes". Environ, Poll. and Its Control Seminar, India, 1972; Poll. Abs., 3(6):117, 1972.
71. TOOLOOSE, D.L.; KINDRICK, W.L. & BROWN, G.H. "Experiences with oxidation ponds in the treatment of fermentation wastes". Eng. Bulletin of Purdue University, Proceedings 17th Ind. Waste Conference, Eng. Extension Series, 112:758-763. March 1963.
72. BULLEY, N.R., et al. "Biological treatment of egg processing wastewater". Food Processing Waste Management, Proc. 1973 Cornell Agr. Waste Management Conf., Ithaca, New York, 306. 1973.
73. AZAD, H.S. & KING, D.L. "Evaluating the effect of industrial wastes on lagoon biota". Eng. Bulletin of Purdue University, Proc. 20th Ind. Waste Conference, Eng. Extension Series, 118:410-423.
74. BURNS, G.E., et al. "A comparative study of aerated lagoon treatment of Municipal wastewaters". Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons, Kansas City, Missouri, 258. 1970.
75. FLECKSEDER, H.R. & MALINA, J.F., Jr. "Performance of aerated lagoon process". Center for Research in Water Resources, University of Texas, Austin, Tech. Rept. EHE-7-22, CRWR-71. 1970.

76. HAYNES, F.D. "Three years operation of aerated stabilization basins for paperboard mill effluent". 23rd Industrial Waste Conference, Purdue University, Ext. Ser. 132:1178. 1968.
77. QUIRK, T. "Aerated stabilization pond treatment of white water". Water and Wastes Engineering, 6(7):D-1. 1969.
78. WHITE, M.T. "Long term aeration of kraft pulp and paper mill wastes". 23rd Industrial Waste Conference, Purdue University, Ext. Ser., 132-447. 1968.
79. LOEHR, R.C. & SCHULTE, D.D. "Aerated lagoon treatment of Long Island duck wastes". Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons, Kansas City, Missouri, 249. 1970.
80. RIEMANN, V. "Aerobic treatment of swine waste by aerator-agitators ("fuchs")". Waste Management Research, Proc. 1972 Cornell Agr. Waste Management Conf., Ithaca, New York, 537. 1972.
81. SHINDALA, A. "Combined treatment of domestic and textile dyehouse washes in aerated lagoons". Proceedings of the Fifth Mid-Atlantic Industrial Waste Conference, pp. 120-140. 1971.
82. SCHROEDER, E.D., et al. "Biological treatment winery stillage". Food Processing Waste Management, Proc. 1973 Cornell Agr. Waste Management Conf., Ithaca, New York, 8. 1973.
83. DOSTAL, K.A. "Aerated lagoons for potato processing wastes". Second Intl. Symp. for Waste Treatment Lagoons, Kansas City, Missouri, 243, 1970: Secondary Treatment of Potato Processing Wastes. EPA Res. Ser. 12060, Washington, D.C. 1969.
84. SOPER, M.L.; ATWELL, D.H. & MANNING, F.S. "Note: Mixing effects in surface-aerated basins". Water Research, 9(11):1011-1012. 1975.
85. MARAIS, G.V. & EKAMA, G.A. "The activated sludge process, Part I: steady state behaviour". Cape Town, South Africa. Department of Civil Engineering, University of Cape Town, 1975. Research Report No. W.12
86. MARAIS, G.V. & EKAMA, G.A. "Aerated lagoons". 1980. Reporte no publicado.
87. YANEZ, F. "Proceso de lodos activados y aeración prolongada". CEPIS, OPS, 1979.
88. WATH, C.A., ET AL. "The significance of Batch treatment kinetics in activated sludge design". Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference, Part II. Purdue University, p. 1238, 1969.

89. BATHLA, N.M., et al. "Design of wastewater treatment plants from laboratory data". Water Pollution Control Federation Journal, 38:4, p. 601, 1966.
90. WRIGHT, J.J., et al. "Studies on the efficacy of polishing ponds in new South Indies". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 413, 1979.
91. GOTRAS, H.B.; OSWALD, W.J. & GOLUEKE, C. "Algal-bacterial symbiosis in sewage oxidation ponds". Fifth Progress Report, Algal Research Project. Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, I.E.R. Series 44, Dec. 1954.
92. GOLDMAN, J.C. "Outdoor algal mass cultures: Part II Photosynthetic yield limitations". Water Research, 13(2):119. 1979.
93. MCGARRY, M.G. & PESCOD, M.G. "Stabilization pond criteria for tropical Asia". Proceedings 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons. Kansas, University of Kansas, 1970. p. 114.
94. MCGARRY, M.G. "The treatment of sewage for production of protein through the mass culture of algae". s.l., Asian Institute of Technology, 1970.
95. OSWALD, W.J. & GOTAAS, H.B. "Photosynthesis in sewage treatment". Transactions ASCE, Vol. 122, p. 73, 1957.
96. OSWALD, W.J. "Light conversion efficiency of algae grown in sewage". Journal of the Sanitary Engineering Division, Proc. ASCE, 86:SA4, p. 71, Jul. 1960.
97. OSWALD, W.J.; BENEMANN, J.R. & KOOPMAN, B.L. "Production of biomass from fresh water aquatic systems - Concepts of large scale bioconversion systems using microalgae". Proceedings of Fuels from Biomass Symposium, University of Illinois, Champaign, Illinois, p. 61, Apr. 1977.
98. INTERNATIONAL DEVELOPMENT RESEARCH CENTRE. "Waste-water treatment and resource recovery". Report of a workshop on high rate algae ponds. IDRC publication No. 154e. Singapore, Feb. 1980.
99. SHELEF, G.; MORAINÉ, R.; MEYDAN, A. & SANDBANK, E. "Combined algae production-wastewater treatment and reclamation systems". In Schlegel, H.G. and Barnes, J., ed., Microbial energy production. Göttingen, Erich Goltze, KG, 427-442, 1976.
100. SHELEF, G.; SCHWARTZ, M. & SCHECHTER, H. "Prediction of photosynthetic biomass production in accelerated algal-bacterial wastewater treatment systems". In Advances in Water Pollution Research, p. 181. Pergamon Press, Oxford, 1973.
101. OSWALD, W.J. "Final Report: Comprehensive water quality management programme, Laguna de Bay. Vol. 16, Annex 11: high rate algal growth study". Laguna Lake Dev. Authority, Manila, Philippines, May 1978.

102. OSWALD, W.J.; LEE, E.W.; ADAN, B. & YAO, K.H. "New wastewater treatment method yields a harvest of saleable algae". WHO Chronicle 32, 348-350, 1978.
103. D'ELIA, C.F., et al. "Productivity and nitrogen balance in large scale phytoplankton cultures". Water Research, 11:1031, 1977.
104. KAWAI, H., et al. "Estudo da tratabilidade de poluentes em lagoa fotossintética acelerada e aproveitamento do potencial proteico de algas que proliferam na mesma - resumo". Reporte de CETESB, Brasil, 1981.
105. OSWALD, W. & RAMANT, R., "Evaluation of a new method of algae separation". Serl University of California, Berkeley, 1974.
106. FOLKMAN, Y. & WACHS, A.M. "Removal of algae from stabilization pond effluents by lime treatment". Water Res. (G.B.), 7:419. 1973.
107. FRIEDMAN, A.A. "Algae separation from oxidation pond effluents". Purdue Industrial Waste Conference, 30th Annual.
108. MCGARRY, M.G. & TORRKASAME, C. "Water reclamation and algae harvesting". Journal of Water Pollution Control Federation, 43(5):824-835. 1971.
109. MCGARRY, Michael G. "Algal flocculation with aluminum sulfate and polyelectrolytes". Water Pollution Control Federation Journal, Washington, D.C., 42(5):R191-R201. May 1970.
110. MCGARRY, M.G., et al. "Photosynthetic yields and byproduct recovery from sewage oxidation ponds". In: Advances in Water Pollution Research, Proc. 6th Intl. Conf. Water Poll. Res., Pergamon Press, London, Eng. 1973.
111. OSWALD, W., BENEMANN, J., & KOOPMAN, B., "Cultivation on sewage of microalgae harvestable by microstrainers". Serl University of California, Berkeley, 1977.
112. MOSCOSO, J.C. & GALECIO, F.R. "Revisión de la literatura: reutilización de aguas residuales para piscicultura". Reporte preparado por la Universidad Nacional Agraria (UNA), para el proyecto de investigación CIID/Ministerio de Salud del Perú/OPS/CEPIS: Evaluación de las Lagunas de San Juan. Enero 1980.
113. EDWARDS, P., et al. "Fish cultivation in sewage stabilization pond effluent". Final research report to the IDRC. Asian Institute of Technology, Report No. 110, 1980.
114. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. "China: recycling of organic wastes in agriculture". Rome, FAO, 1977. Soils Bulletin, 40.

115. RYBCZYNSKI, W.; POLPRASERT, C. & MCGARRY, M. "Low cost technology options for sanitation: A state of the art review and annotated bibliography". Ottawa, International Development Research Centre, 1978. IDRC Report, 102 e.
116. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Process design manual for land treatment of municipal wastewater". Washington, D.C., EPA, 1977. EPA Report, G25/1-77-008.
117. WOLMAN, A. "Public health aspects of land utilization of wastewater effluents and sludges". Journal Water Pollution Control Federation, 49:(11):2211, Nov. 1977.
118. AKIN, E.W. "Health hazards associated with wastewater effluents and sludges". Proceedings of the Conference on Risk Assessment and Health Effects of Land Application of Municipal Wastewater and Sludge". University of Texas at San Antonio, 1979.
119. ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD. "Riesgos del ambiente humano para la salud". Publicación Científica No. 329. 1976.
120. L.C.C. INSTITUTE OF WATER RESEARCH. "Lubbock land treatment system research and demonstration program work plan". Lubbock Texas, 1979.
121. PAN AMERICAN CENTER FOR SANITARY ENGINEERING AND ENVIRONMENTAL SCIENCES (CEPIS). "Evaluation of health aspects of wastewater reuse in agriculture of the San Juan stabilization ponds". Preliminary Research Proposal, 1980.
122. BURAS, N. "Public health aspects of fish grown in experimental wastewater ponds". Final Research Report for the IDRC, 1980.
123. UNDERWOOD, E.J. "Environmental sources of heavy metals and their toxicity to man and animals". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 33, 1979.
124. LEE, C.R. & PETERS, K.E. "Overland flow treatment of municipal lagoon effluent for reduction of nitrogen, phosphorus, heavy metals and coliforms". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 175, 1979.
125. JENKINS, J.F. & MARTEL, C.J. "Pilot scale study of overland flow land treatment in cold climates". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 207, 1979.
126. KEMP, M.S., et al. "Overland flow and slow rate systems to upgrade wastewater lagoon effluent". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 227, 1979.
127. DAVID, D.T. & WILLIAMS, C.H. "Effects of cultivation on the availability of metals accumulated in agricultural and sewage treated soils". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 257, 1979.

128. REYNOLDS, J.R. "The long term effects of land application of wastewater". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 283, 1979.
129. SCOTT, T.M. & FULTON, P.M. "Removal of pollutants in the overland flow (grass filtration) system". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 301, 1979.
130. HUSSAINY, S.U. "Ecological studies of lagoons at Werribee: Removal of biochemical oxygen demand, nitrogen and heavy metal". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 315, 1979.
131. EVANS, K.J., et al. "Heavy metal accumulation in soils irrigated by sewage and effect in the plant - animal system". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 339, 1979.
132. STONE, R. & ROWLANDS, J. "Long term effects of land application of domestic wastewater: Camarillo, California irrigation site". EPA Report 600/2-800-080, 1980.
133. STONE, R. & ROWLANDS, J. "Long term effects of land application of domestic wastewater: Mesa, Arizona irrigation site". EPA Report 600/2-80-061, 1980.
134. REYNOLDS, J.H., et al. "Long term effects of irrigation with wastewater". Journal Water Pollution Control Federation, 52:4, p. 672, 1980.
135. LAU, L.S., et al. "Recycling of sewage effluent by sugarcane irrigation; a dilution study, October 1976 to October 1978, Phase II A".
136. KNOWAL, N.E. & PAHREN, N.R. "Health effects associated with wastewater treatment and disposal". Journal Water Pollution Control Federation, 53:6, p. 776, 1981.
137. HAUDEY, S.E. "Water reclamation and reuse". Journal Water Pollution Control Federation. 53:6, p. 751, 1981.
138. REYNOLDS, J.H. "Land application of municipal wastewater". Journal Water Pollution Control Federation, 53:6, p. 762, 1981.
139. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. "Standard methods for the examination of water and wastewater". 15 ed. Washington, American Public Health Association, 1981.
140. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Methods for chemical analysis of water and wastes". Cincinnati, Environmental Protection Agency, 1971. 312 p.

141. CANADA. Inland Waters Directorate. Water Quality Branch. "Analytical methods manual". Ottawa, 1974. 1v.
142. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Nitrate sample preservation". Corvallis, Oregon, Environmental Research Laboratory, s.d.
143. UNITED STATES. Department of the Interior. "Methods for collection and analysis of aquatic biological and microbiological samples".
144. CANADA. Centre for Inland Waters. "Methods for microbiological analysis of waters, wastewaters and sediments". Burlington, Ontario, 1975.
145. WILSON, A.A. "Manual on analysis for water pollution control. Draft of chapter Ia: Design of sampling programmes". Geneva, World Health Organization, s.d.
146. WILSON, A.A. "The chemical analysis of water; general principles and techniques". London, Society for Analytical Chemistry, 1974. Analytical Sciences Monograph, 2.
147. CALDWELL, D.M. "Sewage oxidation ponds performance, operation and design". Sewage Works Journal, 18(5):433, May 1946.
148. FITZGERALD, G.P. "The effect of algae on BOD measurements". Journal Water Pollution Control Federation, 36(12):1524, Dec. 1964.
149. GANN, J.P., et al. "Aerobic bacteriology of waste stabilization ponds". Journal Water Pollution Control Federation, 40(2):185, Feb. 1968.
150. BOWEN, Stuart P. "Performance evaluation of existing lagoons". New Hampshire, Massachusetts, JBF Scientific Corp., 1977.
151. HILL, Donald O., et al. "Performance evaluation of Kilmichael Lagoon". Mississippi, Mississippi State University, State College, Department of Civil Engineering, 1977.
152. HODGSON, H.T. "Stabilization ponds for small African urban area". Journal Water Pollution Control Federation, 36(1):51, Jan. 1964.
153. RAMAN, A.; VARADARAJAN, A.B.; MUNICHAMI, M. & VENKATASWAMY, R. "Studies on facultative sewage lagoons at Kodungaiyur, Madras". Proceedings of the Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CPHERI, 1972. p. 78-84.
154. REYNOLDS, J.H., et al. "Performance evaluation of an existing seven-cell lagoon system". Utah, Water Research Laboratory, 1977.

155. FOREE, E.G. & SCROEGIN, C.R. "Carbon and nitrogen as regulators of algae growth". Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 99(EES):634, Oct. 1973.
156. SANCHÁ, Ana María. Personal communication (1977).
157. MEES, Q.M. & HENSLEY, J.R. "Survival of pathogens in sewage stabilization ponds; final report". Tucson, University of Arizona, College of Engineering, Engineering Research Laboratories, s.d.
158. CUBILLOS, A. "Principios de estabilización biológica y lagunas de estabilización". Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Tierras. Mérida, Venezuela, 1976.
159. KHARKAR, C.B.; VENKATESAN, T.L. & TIWARI, A.R. "Review of performance of the stabilization ponds at Bhilai". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CPHERI, 1972. p. 70-77
160. BOKIL, S.D. & AGRAWAL, G.D. "Stratification in laboratory simulations of shallow stabilization ponds". Water Research, 11(11):1025, Nov. 1977.
161. KEENAN, J.D. "Response of anabaena to pH, carbon and phosphorus". Journal Environmental Engineering Division, ASCE, 99:(EE5):607, Oct. 1973.
162. OSWALD, W.J.; GOTAAS, H.B.; GOLUEKE, C.G. & KELLEN, W.R. "Algae in waste treatment". Sewage and Industrial Wastes, 29(4):437, 1957.
163. OSWALD, W.J. "A syllabus on waste pond fundamentals". Berkeley, University of California, s.d., 116 p.
164. PARHAD, N.M. & RAI, N.U. "Survival of E. Coli in oxidation pond". Proceedings Symposium on Water Pollution Control, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, 1965. Nagpur, CPHERI, 1965. v. 1, p. 104.
165. HUTCHINSON, E. "A treatise on limnology. vol. 1, part 1: Geography and physics of lakes". New York, John Wiley & Sons, 1975.
166. OSWALD, W.J.; MERON, A. & ZABAT, M. "Designing waste ponds to meet water quality criteria". Proceedings International Symposium for Waste Treatment Lagoons, 2/Kansas City, Missouri, 1970.
167. MISHRA, R.P. "Factors affecting the reuse of effluents in agriculture". Proceedings Symposium on Water Pollution Control, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, 1965. Nagpur, CPHERI, 1965. v. 3, p. 78

168. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Process design manual for nitrogen control". Cincinnati, Environmental Protection Agency, 1975.
169. ESPINO DE LA O, E. & GLOYNA, E.F. "Sulfide production in waste stabilization ponds". Center for Research in Water Resources, CRWR-76, 1967.
170. MATTEW, F.L. & HARMS, L.L. "Sodium absorption ratio influence on stabilization pond sealing". Water Pollution Control Federation Journal, 41(11):R383, Nov. 1969.
171. BUNCH, R.L. & ETTINGER, M.B. "Water quality depreciation by municipal wastes". Water Pollution Control Federation Journal, 36(11):1411, Nov. 1964.
172. GELDREICH, E.E. "Conventional bacteriological indicators of water quality". Paper presented in the Seminar on Microbiological Indicators of Pollution and Health Hazards. Sao Paulo, 1978.
173. FEACHEM, R.G. "Health aspects of excreta and sullage management. A state of the art review". Appropriate Technology for Water Supply and Sanitation, vol. 3. World Bank, Dec. 1980.
174. KITRELL, F.W. & FURARU, A. "Observations of coliform bacteria in streams". Water Pollution Control Federation Journal, 35(11):1361, Nov. 1963.
175. DAVIS, E.M. & GLOYNA, E.F. "Bactericidal effects of algae on enteric organisms". Washington, D.C., Federal Water Pollution Control Administration, 1970. Water Pollution Control Series Report 18050 POL 03 170.
176. GALLAGHER, T.P. & SPINO, D.F. "The significance of numbers of coliform bacteria as an indicator of enteric pathogens". Water Research, 2 (2):169, 1968.
177. BOWLES, D.S.; MIDDLEBROOKS, E.J. & REYNOLDS, J.N. "Coliform decay rates in waste stabilization ponds". Journal Water Pollution Control Federation, 51(1):87, Jan. 1979.
178. ECKLEY, Louis E., et al. "Operation of stabilization ponds in a tropical area". Washington, D.C., US Army Medical Research and Development Command, 1974.
179. THOMAS, H.A., et al. "An integrating water sampler". Sewage and Industrial Wastes Journal, 23(11):1439, Nov. 1951.
180. RUDOLFS, W., et al. "Review on the occurrence and survival of enteric pathogenic and relative organisms in soil, water, sewage and sludges and on vegetation". Sewage & Industrial Wastes, 22(10):1261, Oct. 1950; 22(11):1417, Nov. 1950.

181. KABLER, P. "Removal of pathogenic microorganisms by sewage treatment process". Sewage and Industrial Wastes, 31(12):1373, Dec. 1959.
182. VIRARAGHAVAN, T. "Removal of pathogenic microorganisms by sewage treatment processes". Proceeding of Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CIPHERI, 1972. p. 270-276.
183. SASTRY, C.A. & MOHANRAO, G.J. "Waste stabilization pond design and experiences in India". Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Water Resources Symposium, 9, Austin, 1976. p. 299-313.
184. WATKINS, S.M. "Coliform bacteria growth and control in aerated stabilization basins". Washington, D.C., Environmental Protection Agency, 1973.
185. PARKER, C.D. "Microbiological aspects of lagoon treatment". Journal WPCF, 34:2, p. 149, 1962.
186. BOWLES, D.S.; MIDDLEBROOKS, E.J. & REYNOLDS, J.H. "Coliform decay rates in waste stabilization ponds". Water Pollution Control Federation Journal, 51(1):87, Jan. 1979.
187. MARAIS, G.R. "Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds". Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. ASCE, 100:EE1, p. 119. February 1974.
188. SLANETZ, L.W., et al. "Survival of enteritic bacteria and viruses in municipal sewage lagoons". Proceedings International Symposium for Waste Treatment Lagoons, 2/Kansas City, Missouri, 1970.
189. MANCINI, J.L. "Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions". Journal WPCF, 50:11, p. 2477, November 1978.
190. GAMESON, A.L.H. & GOULD, D.J. "Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacteria in sea water". Proceedings of the Symposium on Discharge of Sewage from Sea Outfalls. August 1974. Pergamon Press.
191. MITCHELL, R. & CHAMBERLIN, C. "Factors influencing the survival of enteritic microorganisms in the sea: an overview". Proceedings of the Symposium on Discharge of Sewage from Sea Outfalls. August 1974. Pergamon Press.
192. CASTAGNINO, W. "Polución de agua, modelos y control". CEPIS/OPS, Serie Técnica No. 20.
193. GAMESON, A.L.H. & SAXON, J.R. "Field studies on effect of daylight on mortality of coliform bacteria". Water Research, 1:4, p. 229. April 1967.

194. GELDREICH, E.E.; CLARK, H.F. & HUFF, C.B. "A study of pollution indicators in a waste stabilization pond". Journal WPCF, 36:11, p. 1372. 1964.
195. KOTT, Y. "Chlorination dynamics in wastewater effluents". Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, 97(SA5):647-659, Oct. 1971.
196. JOHNSON, B.A., et al. "Mathematical model for the disinfection of waste stabilization lagoon effluent". Water Pollution Control Federation Journal, 50(8):2002, Aug. 1978.
197. KOOT, Y. "Hazards associated with the use of chlorinated oxidation pond effluents for irrigation". Water Research, 7(6):853, Jun. 1973.
198. JOHNSON, B.A., et al. "Waste stabilization lagoon microorganism removal efficiency and effluent disinfection with chlorine". U.S. EPA report No. 600/2-29-018, July 1979.
199. GALLAGHER, T.P. & SPINO, D.F. "Detection and significance of fecal coliform bacteria in stream pollution studies". Journal Water Pollution Control Federation, 37(12):1727, Dec. 1965.
200. GELDREICH, E.E., et al. "Technical considerations in applying the membrane filter procedure". Health Laboratory Science, 4(2):113, 1967.
201. MIDDLEBROOKS, E.J., et al. "MPN and MF coliform concentrations in lagoon effluents". Water Pollution Control Federation Journal, 50(11):2530, Nov. 1978.
202. WRIGHT, J.J., et al. "Studies on the efficacy of polishing ponds in New South Wales". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 413. 1979.
203. SKERRY, G.P. & PARKER, C.D. "Development of an improved quantitative relationship between bacterial die-off, design and operational factors for anaerobic-aerobic and maturation type lagoon systems". Progress in Water Technology, 11:4/5, p. 427, 1979.
204. FEACHEM, R.G., et al. "Health aspects of excreta and wastewater management". Washington, The World Bank, 1978.
205. MCGARRY, Michael G. & BOUTHILLER, Patrick H. "Survival of *S. typhi* in sewage oxidation ponds". Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, 92(SA4):33-43, Aug. 1966.
206. RAO, N.U.; PARHAD, N.M. & KUMARAN, P. "Fate of salmonella in oxidation ditch and aerated lagoon". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CPHERI, 1972. p. 277-283.

207. FOSTER, D.M. & ENGELBRECHT, R.S. "Microbias hazards in disposing of wastewater on soil". Conference on Recycling Treated Municipal Wastewater through Forest and Cropland, 1974. EPA Report, 660/2-74-003.
208. COETZEE, O.J. & FOURIE, N.A. "The efficiency of conventional sewage purification world, stabilization ponds and maturation ponds with respect to the survival of pathogenic bacteria and indicator organisms". Journal of the Institute of Sewage Purification, 3:p. 210, 1965.
209. METROPOLITAN WATER BOARD. "Improvement in quality of sewage works effluent during passage through a series of lagoons". 41st. Report on the Results of the Bacteriological, Chemical and Biological Examination of the London Waters. 1964.
210. DUTKA, B. & BELL, B.J. "Isolation of salmonellae from moderately polluted waters". Journal Water Pollution Control Federation, 45(2):316, Feb. 1973.
211. SCHOTHORST, V.M. "The isolation of salmonella from water". Paper presented in the Seminar on Microbiological Indicators of Pollution and Health Hazards. Sao Paulo, 1978.
212. PICKARSKI, Gerhard. "Tratado de parasitología con especial consideración de los parásitos del hombre".
213. CRAM, E.B. "The effect of various treatment processes on the survival of helminth ova and protozoa cysts in sewage". Sewage Works Journal, 15(6): 1119, 1943.
214. LAKSHMINARAYANA, J.S.S. & ABDULAPPA, M.K. "The effect of sewage stabilization ponds on helminths". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Oct. 27-29, 1969. Nagpur, CPHERI, 1972. p. 290-299.
215. STRINGER, R. & KAUSE, C.O. "Amoebic cysticidal properties of halogens in water". Proceedings of ASCE, 97(SAG):801-811, Dec. 1971.
216. de MAYO, C.A. "Métodos simplificados de análisis bacteriológicos de aguas residuales". Documento Técnico No. . CEPIS/OPS/OMS, 1982 (en prensa).
217. SENRA, M. "Lagoas de estabilização: aspectos operacionais". Paper presented at the 9th Congress of ABES, Belo Horizonte, Brasil, Jul. 1967.
218. RODGI, S.A.; KANABUR, V.V.; DODAKUNDI, G.B. & PATIL, H.S. "Ecology of BOD reductions in sewage stabilization ponds". Proceedings of Symposium on Environmental Pollution, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, Jan. 17-19, 1973. Nagpur, CPHERI, 1973. p. 166-173.

219. VINCES, Alejandro, et al. "Contribución al conocimiento de las algas unicelulares de las lagunas de bioestabilización de San Juan, Lima". Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana, 70(2):148-164, Feb. 1971.
220. BROCKETT, O.D. "Some causes of biological instability and their effect on algae population levels in waste treatment lagoons". Process in Water Technology, 9(4):941, 1978.
221. RASCHE, R.L. "Algae periodicity and waste reclamation in a stabilization pond ecosystem". Water Pollution Control Federation Journal 42, (4): 518, Apr. 1970.
222. DUST, J.V. & SHINDALA, A. "Relationship of chlorophyll -A- to algae count and classification in oxidation ponds". Water Pollution Control Federation Journal, 42(7):1362, Jul. 1970.
223. SHUVAL, Hillel I. "Detection and control of enteroviruses in the water environment". Proceedings International Conference on Water Quality and Pollution Research, Jerusalem, Jun. 1969. Ann Arbor, Ann Arbor Science Publishers Inc., 1971. p. 47-71.
224. MALINA, Joseph F. & SAGIK, Bernard P., eds. "Virus survival in water and wastewater systems, Water Resources Symposium, 7, Austin, 1974". Austin University of Texas, Center for Research in Water Resources, 1974. p. 264.
225. BERG, et al. "Viruses in water". Washington, D.C., American Public Health Association, 1976.
226. BALDWIN, L.B.; DAVIDSON, J.M. & GERBER, J.F., ed. "Virus aspects of applying municipal waste to land". Symposium proceedings, Jun. 1976. Gainesville, University of Florida, 1976.
227. HOADLEY, A.W. & GOYAL, S.M. "Public health implications of the applications of wastewaters to land". Sanks, R.L. "Land treatment and disposal of municipal and industrial wastewater". Ann Arbor, Ann Arbor Science, 1976. p. 101-132.
228. WORLD HEALTH ORGANIZATION. "Health effects relating to direct and indirect re-use of wastewater for human consumption". WHO, IRCCWS Technical Paper Series No. 7, 1975.
229. ARCEIVALA, B.J., et al. "Waste stabilization ponds: design, construction and operation in India". Published by the Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, India, 1976.

230. AUERSWALD, W.A. "Estudo de lagoas facultativas na regio nordeste do Brasil". Tesis sometida a la Universidad Federal de Paraíba, como parte de los requisitos de obtención del grado de M.Sc. Campina Grande, Paraíba, Brasil, 1979.
231. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Handbook for monitoring industrial wastewater". Cincinnati, Environmental Protection Agency, 1973.
232. AZEVEDO NETTO, J.M. & ACOSTA, G. "Manual de hidráulica". Harla, S.A. de C.V., México, 1976.
233. LEUPOLD STEVENS Inc. "Stevens water resources data bodic". Beaverton, Oregon, USA, 1978.
234. METCALF & EDDY, Inc. "Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse". McGraw-Hill Book Co., 1979.
235. LUDWIG, R.G. & PARKHURST, J.D. "Simplified application of primer-bowlus flow meters". Journal WPCF, 46:12, p. 2764, 1974.
236. AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERING. "Design and construction of sanitary and storm sewers". ASCE Manual of Engineering Practice No. 37, 1979.
237. HESS, M.L. "Teoría y dimensionamiento de procesos: consideraciones hidráulicas". Documento LAG. 13.1, DTTAPA, CEPIS, OPS, 1981.
238. MURPHY, K.L. & WILSON, A.W. "Characterization of mixing in aerated lagoons". Journal of the Environmental Engineering Division. Proc. A.S.C.E. 100: EE 5, p. 1105, 1974.
239. FINNEY, B.R. & MIDDLEBROOKS, E.J. "Evaluation of facultative stabilization pond design". Proceedings of a conference on performance and upgrading of waste stabilization ponds. U.S.E.P.A. Report No. 600/9-79-011, May 1979.
240. FERRARA, R.A. & HARLEMAN, R.F. "Hydraulic modeling for waste stabilization ponds". Journal of the Environmental Engineering Division. Proc. A.S.C.E. 107: EE 4, p. 817, August 1981.
241. PEREZ, J.M. "Análisis de los factores que afectan al tiempo de retención en plantas de tratamiento de agua". CEPIS, abril 1981.
242. WOLF, D. & RESNICK, W. "Residence time distribution in real systems". Chemical Engineering Department. Israel Institute of Technology, Naiff, November 1963.
243. WATERS, G.Z., et al. "The hydraulics of waste stabilization ponds". Utah Water Research Laboratory. Utah State University, March 1973.

244. FUERSTEIN, D.L. & SELLECK, R.E. "Fluorescent tracers for dispersion measurements". Journal of the Sanitary Engineering Division. Proc. A.S.C.E. 89: SA 4, p. 1, 1963.
245. TEKIPPE, R.J. & CLEASBY, J.L. "Model studies of a peripheral feed settling tank". Journal of the Sanitary Engineering Division, Proc. A.S.C.E. 94: SA 1, p. 85, 1968.
246. MARSKE, D.M. & BOYLE, J.D. "Chlorine contact chamber design - a field evaluation". Water and Sewage Works, 120: 1, p. 70, January 1973.
247. TIMPANY, P.L. "Applications of fluorescent tracer techniques in pollution control studies". Pulp & Paper, 71: 7, p. T145, 1970.
248. WILSON, J.F. "An empirical formula for determining the amount of dye needed for time of travel measurements" U.S. Geological Survey Res. Prof. PAP. 600-D, 1968.
249. TSIVOGLU, E.C. "Tracer measurement of stream reaeration". Report of the F.W.Q.E.A., Microfiche No. PB 229 923, June 1967.
250. ERICKSON, E. "Large scale utilization of tritium in hydrological studies". Geophysical monograph series No. 11, American Geophysical Union, p. 153, 1967.
251. SHEIKH, M.I. "Organic and liquid retention time in a trickling filter formulation". Fifth International Conference in Water Pollution Research, San Francisco, U.S.A., 1970.
252. Eden, G.E. & BRIGGS, R. "Radioisotope techniques developed in water pollution studies". Proc. Symposium of International Atomic Energy Agency and International Union Geodesy and Geophysics, I.A.E.A. Publication STI/PUB/141, 1967.
253. WARD, P.R. "Measurement of dye concentrations by photography". Journal of the Environmental Engineering Division. Proc. A.S.C.E. 99: EE 3, p. 165, June 1973.
254. SCALF, M.R., et al. "Iron 59 as tracer in aqueous suspensions". Journal of the Sanitary Engineering Division. Proc. A.S.C.E. 94: SA 6, p. 1195, December 1968.
255. MORRIS, M.W., et al. "Tracing polluted reservoir inflows with fluorescent dyes". Report TR 18, Department of Environmental and Water Resources Engineering, Vanderbilt University, Nashville, Tennessee, May 1969, U.S. E.P.A., Microfiche No. PB 217 483.

256. KRENKEL, P.A. "Turbulent diffusion and reaeration in natural rivers". Report WPD 1680268, Department of Environmental and Water Resources Engineering, Vanderbilt, University Nashville, Tennessee, April 1969, U.S. E.P.A., Microfiche No. PB 217 490.
257. GARCIA, E. & SANCHEZ, W. "Medição de vazão con radioisotopos, estagio actual da tecnica no estado de Sao Paulo". Trabajo presentado en el Seminario de Agua y Atomos, Mar del Plata, Argentina, marzo 1977.
258. GARCIA, E., et al. "Calibração e aeriação de calhas Parshall por medio de traçadores". Trabajo presentado en el X Congreso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental, Manaus, Brasil, 1979. Publicación No. 41, CETESB.
259. GARCIA, E., et al. "Dinámica de lagos e reservorios de grande porte utilizando traçadores radioativos". Trabajo presentado en el XV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria, Junio 1976, Buenos Aires, Argentina.
260. GARCIA, E., et al. "Radioisotopos, a nova ferramenta de trabalho para localização de ligações clandestinas de esgotos". Trabajo presentado en el IX Congreso Brasileiro de Engenharia Sanitaria, Belo Horizonte, Julho 1977.
261. GARCIA, E., et al. "Utilização de traçadores radioativos para optimização de lançamentos submarinos de esgotos". Trabajo presentado en el Seminario Agua y Atomos, Mar del Plata, Argentina, 1977.
262. BUTTS, T.A. "Fluorometer calibration curves and nomographs". Journal of the Sanitary Engineering Division, Proc. A.S.C.E. 95: SA 4, p. 705, 1969.
263. AZAMBUJA, N. "Medição de descarga liquida com traçadores quimicos". Saneamento, 51(304):118, Julio 1977.
264. DIACHISHIN, A.N. "Dye dispersion studies". Journal of the Sanitary Engineering Division, Proc. A.S.C.E., 89: SA 1, p. 29, 1963.
265. CLERRY, R.W. & ADRIAN, D.D. "New analytical solutions for dye diffusion equations". Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. A.S.C.E 99: EE 3, p. 213.
266. MARA, D. "Current design capabilities in appropriate sanitation technologies". Paper presented in the Conference - Sanitation in Developing Countries Today, sponsored by OXFAM. Dembroke College, Oxford, England, 1977.

267. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater. Milwaukee, Wisconsin, Envirex, Inc., 1976.
268. WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. "Wastewater sampling for process and quality control". W.P.C.F. Manual of Practice No. 11, 1980.
269. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Quality assurance". Newsletter, 1(1), Apr. 1978.
270. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. "Handbook for analytical quality control in water and wastewater laboratories". Washington, D.C., EPA, s.d.
271. CHEESEMAN, R.V. & WILSON, A.L. "Manual on analytical quality - control for the water industry". Medmenham, Water Research Centre, 1978. Technical Report, TR 66.
272. GARDINER, J. & WILSON, A.L. "Accuracy required of analytical results for water quality data banks. Medmenham, Water Research Centre, 1976. Technical Report, TR, 34.
273. GAMINI, M. "Kinetics of bacterias die off in waste stabilization ponds". Dissertation N°EV-81-1, presented to the Asian Institute of Technology, in partial fulfillment of the requirements for the degree of doctor of engineering. April 1981.
274. GILATH, G. "Concentration dynamics in lakes and reservoirs, studies using radioactive traceas". Proceedings of the International Seminar on radioisotopes and radiation applied to environmental protection. Sao Paulo, Brazil, CETESB/WHO/UNDP, 1979.
275. WHITE, K.E. "The use of radioisotopes for the measurement of flow and dispersion characteristics". Proceedings of the conference: Measurement techniques in air and water pollution. Institution of Mechanical Engineers. London 1972.
276. COBB, E.D. & BAILEY, J.F. "Measurement of discharge by dye dilution methods". Surface water techniques, Book 1: Hydraulic measurement and computation. U.S.G.S. 1965.
277. KILPATRICK, F.A., et al. "Measurement of time of travel and dispersion by dye tracing". Techniques of water resources investigations of the U.S. G.S. Book 3, Chapter A9, 1970.
278. de ESPARZA, M.L. "Métodos simplificados de análisis de aguas residuales". Documento Técnico N° CEPIS/OMS/OPS, 1982.