



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

**ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES
IZTACALA**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
DE BAJO COSTO EN NUESTRO PAIS**

**EFICIENCIA DEL SISTEMA DE ESTANQUES DE
ESTABILIZACION EN IXTAPAN DE LA SAL,
EDO. DE MEXICO**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A :
ALEJANDRA LOPEZ RAMIREZ



Los Reyes Iztacala

Abril, 1991

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

I N D I C E

RESUMEN	1
1. INTRODUCCION	2
2. ANTECEDENTES	4
2.1. Características y clasificación de los estanques de estabilización	4
2.1.1 Características	4
2.1.2 Clasificación	5
2.2. Uso de estanques en México	7
2.3. Bioquímica en estanques de estabilización	9
2.3.1 Proceso aerobio	9
2.3.2 Proceso anaerobio	9
2.4. Características de las aguas residuales	13
2.5. Manejo de aguas residuales	15
2.5.1 Reuso agrícola	15
2.5.2 Acuicultura	17
2.5.3 Recreación e higiene personal	17
2.5.4 Consumo humano	17
2.5.5 Recarga de acuíferos	18
2.6. Bacterias y calidad del agua	20
2.6.1 Organismos coliformes	20
2.6.2 Cuenta de coliformes como medida de la calidad del agua	20
2.6.3 Origen de la cuenta de coliformes	21
2.6.4 Ventajas y desventajas del grupo coliforme como indicador de contaminación	22
2.6.4.1 Grupo coliforme total	22
2.6.4.2 Grupo coliforme fecal	23
2.6.4.3 Estreptococos fecales	23

2.7. Historia y salud	24
2.8. Legislación y protección al ambiente	26
3. JUSTIFICACION	29
4. OBJETIVOS	33
5. ZONA DE ESTUDIO	35
6. METODOLOGIA	38
7. RESULTADOS Y ANALISIS	41
7.1. Coeficientes de correlación	41
7.2. Tiempos de residencia	43
7.2.1 Laguna anaerobia	43
7.2.2 Laguna facultativa	43
7.2.3 Laguna de maduración	43
7.3. Eficiencias de remoción	43
7.3.1 Análisis de procesos unitarios. Primera Etapa ...	45
7.3.2 Análisis de procesos unitarios. Segunda Etapa ...	48
7.3.3 Análisis del proceso Global Primera y Segunda Etapa	51
7.4. Color, olor y oxígeno disuelto en los estanques de estabilización	54
7.4.1 Color	54
7.4.2 Olor	54
7.4.3 Oxígeno disuelto	54
7.5. Evaluación de las modificaciones	56
7.6. Normatividad-Sedue	56

8.	CONCLUSIONES	61
9.	RECOMENDACIONES	62
10.	BIBLIOGRAFIA	63

RELACION DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

TABLA I	COMPOSICION DE MATERIA FECAL Y ORINA
TABLA II	COMPOSICION DE UN AGUA RESIDUAL TIPICA
TABLA III	CLASIFICACION DEL AGUA RESIDUAL DE ACUERDO A SU GRADO DE FUERZA
TABLA IV	PRACTICAS COMUNES EN LA DISPOSICION DE LODOS
TABLA V	ORGANISMOS PATOGENOS EN LAS AGUAS RESIDUALES
TABLA VI	CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGA PARA EL SISTEMA DE ESTANQUES DE ESTABILIZACION EN IXTAPAN DE LA SAL, EDO. DE MEXICO
TABLA VII	COEFICIENTES DE CORRELACION
TABLA VIII	ALGUNOS PARAMETROS TIPICOS DE DISEÑO PARA LAGUNAS DE ESTABILIZACION
TABLA IX a	EFICIENCIAS DE REMOCION-PROCESOS UNITARIOS PRIMERA ETAPA
TABLA IX b	EFICIENCIAS DE REMOCION-PROCESOS UNITARIOS SEGUNDA ETAPA
TABLA IX c	EFICIENCIAS DE REMOCION-PROCESO GLOBAL
TABLA X	CALIDAD DEL AGUA
TABLA XI	CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA

FIGURAS

- FIG 1a. CICLO AEROBIO EN ESTANQUES
- FIG 1b. CICLO ANAEROBIO EN ESTANQUES
- FIG 1c. PROCESO FACULTATIVO EN ESTANQUES
- FIG 2a. DIAGRAMA DEL SISTEMA ORIGINAL
- FIG 2b. DIAGRAMA DEL SISTEMA MODIFICADO
- FIG. 3 CROQUIS DE LOCALIZACION
- FIG. 4 MODIFICACIONES OPERACIONALES Y ESTRUCTURALES
SISTEMA DE ESTANQUES DE IXTAPAN DE LA SAL

RESUMEN

Del 27 de Julio de 1988 al 4 de Enero de 1989 se evaluó la eficiencia de depuración del sistema modificado de lagunas de estabilización de Ixtapan de la Sal, Estado de México, a través del porcentaje de remoción de los principales parámetros fisicoquímicos del agua (DBO₅ total, DQO total y sólidos en todas sus formas y del porcentaje de remoción de organismos indicadores (bacterias coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales). La modificación consistió en la eliminación de una laguna facultativa y de la implementación de barras paralelas en la laguna anaerobia, favoreciendo así la eliminación de sólidos y por ende de carga orgánica, buscando aumentar la eficiencia en la depuración de las aguas residuales.

Mediante el análisis de coeficientes de correlación realizado a los datos se determinaron dos etapas, la primera en donde el sistema operó de acuerdo a los procesos diseñados (anaerobio, facultativo y aerobio), y la segunda en la cual éste se colapsó. Esta situación se debió a una falla humana que ocasionó que la materia orgánica no recibiera el pretratamiento adecuado, pasando ésta al resto del sistema y modificando los procesos originales. No obstante, en ambas etapas se presentaron elevadas eficiencias de remoción, lo que indicó que el dispositivo implementado fue adecuado para eliminar la carga de materia orgánica.

El efluente del sistema evaluado cumplió con las disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y solo en lo referente a sólidos disueltos quedó fuera de las normas establecidas, por lo que se recomienda la implementación de dispositivos que ayuden a eliminarlos para poder hacer el reuso adecuado de las aguas tratadas.

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE BAJO COSTO EN NUESTRO PAIS.

EFICIENCIA DEL SISTEMA DE ESTANQUES DE ESTABILIZACION EN IXTAPAN DE LA SAL, ESTADO DE MEXICO.

1. INTRODUCCION.

El agua es un elemento indispensable para la vida y ha sido factor determinante en el desarrollo de la humanidad. Desde la antigüedad, los primeros núcleos de población se establecieron alrededor o en las cercanías de depósitos naturales de agua. Conforme el hombre vió crecer sus necesidades, ideó sistemas de captación, transmisión, almacenamiento y distribución del líquido (Weber, 1979).

Actualmente, el agua es la fuerza motriz que ha acrecentado la eficiencia del trabajo humano y propiciado el progreso económico y social de los centros fabriles y urbanos; sin embargo, es utilizada y devuelta a las fuentes originales de abastecimiento contaminada con diversos desechos, producto de la actividad humana. Todos estos residuos, individual o colectivamente, pueden contaminar el medio (Gloyna, 1975).

Los problemas relacionados con el abastecimiento de agua potable a una población han dado como resultado la búsqueda de alternativas para adecuar el manejo y conservación del recurso. El uso más importante es el doméstico (casas-habitación), seguido del industrial, de comercios y público (municipal). Para cada uno de estos rubros se necesita contar con agua en cantidad y calidad adecuadas de acuerdo a sus requerimientos específicos; sin embargo, el nivel actual de disponibilidad del líquido y la necesidad de optimizar el uso de éste en términos monetarios, hacen del aprovechamiento de las aguas residuales una práctica atractiva para aliviar la demanda de agua potable de una comunidad (Ayanegui, 1973).

El proceso de autopurificación de una corriente fue de gran utilidad por mucho tiempo, debido a que las descargas de aguas negras eran pequeñas respecto a la capacidad de los cauces receptores y las características fisicoquímicas y biológicas correspondían, básicamente, al tipo de desechos líquidos domésticos para los cuales resulta apto dicho proceso. No obstante, el crecimiento de los asentamientos humanos y la diversificación de las descargas líquidas debidas a la actividad industrial, hicieron que este fenómeno resultara insuficiente para la depuración de las aguas negras; de aquí surgió la necesidad de ejercer una serie de acciones orientadas al mismo propósito de remoción de contaminantes, pero bajo condiciones controladas y en un tiempo menor al proceso de autopurificación (Weber, 1979).

Los métodos empleados en el tratamiento de aguas residuales son clasificados en función de los mecanismos involucrados en la separación de contaminantes. El tipo de acción ejercida puede ser de naturaleza física, química y/o biológica, lo cual conduce al desarrollo de diversas operaciones y procesos unitarios (Metcalf & Eddy, 1972). De estos métodos, el tratamiento biológico en alguna de sus formas, es la solución más económica en el caso de aguas residuales domésticas y en la mayoría de las aguas industriales (Gloyna, 1976)

Los estanques de estabilización representan el tratamiento biológico o secundario más aceptado, por su simplicidad de construcción y bajos costos de operación (Clark, 1971). Un sistema de estanques de estabilización se define como una serie de reservorios extensos de agua, de poca profundidad, expuestos al sol y al aire, en donde el agua residual se trata por procesos naturales llevados a cabo por algas y bacterias principalmente (Fair, 1988; Mara, 1976). Un sistema de estanques puede estar constituido por combinaciones de lagunas aerobias, anaerobias, facultativas y/o de maduración. Los términos lagunas y estanques, comúnmente, se emplean como sinónimos.

2. ANTECEDENTES.

2.1. CARACTERISTICAS Y CLASIFICACION DE LOS ESTANQUES DE ESTABILIZACION.

2.1.1. CARACTERISTICAS.

Los estanques de estabilización han demostrado ser técnicamente eficientes en el tratamiento de las aguas domésticas municipales y recientemente se han aplicado para efluentes industriales, sobre todo en áreas rurales y pequeñas comunidades (Davis, 1977; UNAM, 1966). Tienen una relevancia específica en ciudades en desarrollo donde los costos técnicos son prohibitivos y se requiere de equipo caro y sofisticado; desafortunadamente es necesario un terreno disponible de bajo costo, y de ciertas características ambientales, tales como baja nubosidad que interfiera con la adecuada incidencia de rayos solares requeridos para llevar a cabo la fotosíntesis, baja evaporación, etc (Fritz, 1979).

Las ventajas y desventajas de los estanques de estabilización son sintetizados por Clark (1971) de la siguiente manera:

VENTAJAS:

- Costos iniciales más bajos que el de una planta mecánica.
- Bajos costos de operación.
- Existe la posibilidad de regular la descarga del efluente de acuerdo a las condiciones climáticas del lugar (por ejemplo, para evitar inundaciones en tiempo de lluvias).

DESVENTAJAS:

- Se requiere de extensas áreas de terreno para su ubicación.
- Existe poca capacidad de asimilación para ciertos contaminantes de origen industrial (metales pesados).
- Hay emisión de olores desagradables.
- Limita la expansión de las zonas habitacionales.

Generalmente, un estanque de estabilización involucra un proceso biológico para la remoción de la materia orgánica a través de una oxidación bioquímica. El proceso biológico en particular a seleccionar depende de factores como la calidad

y cantidad de agua, la biodegradabilidad del desecho, así como la disponibilidad del terreno (Sundstrom, 1979).

En la construcción de un estanque se deben considerar los siguientes aspectos (Gloyna, 1975):

- 1.- Viento (dirección e intensidad).
- 2.- Condiciones climatológicas (nubosidad, evaporación, precipitación pluvial, etc.)
- 3.- Población (densidad y ubicación).
- 4.- Flujo de agua (promedio y variabilidad diaria y estacional).
- 5.- Características fisicoquímicas del agua (demanda bioquímica y química de oxígeno, sólidos suspendidos totales, sulfuros, pH, grasas y aceites, metales pesados, compuestos orgánicos y materiales inorgánicos)

Los estanques se diseñan, generalmente, de manera tal que la llegada del flujo al sistema sea gravitacional para evitar, a toda costa, el empleo de sistemas de bombeo que incrementen su costo de operación, mantenimiento y construcción. Deben encontrarse, por lo menos, a 500 metros de la zona habitada para evitar reclamos por la emisión de malos olores. Además, la topografía del terreno debe permitir el flujo gravitacional de un estanque a otro. Si se utilizan estanques de oxidación, el suelo debe ser impermeable para evitar infiltraciones. Asimismo, el terreno debe estar libre de inundaciones y por último, debe haber disponibilidad de terreno para ampliaciones o modificaciones futuras (Mara, 1976).

2.1.2. CLASIFICACION.

La carga orgánica de un estanque y la disponibilidad de oxígeno establecen el ambiente biológico, químico y físico del mismo con base en lo cual se clasifica en aerobio, anaerobio o facultativo (Caldwell, 1973; CEPIS, 1976; Fair, 1988; Gloyna, 1975; Limón, 1979; Mara, 1976).

Ejemplos de lagunas aerobias son los estanques de estabilización, también denominados de oxidación, que generalmente se emplean para el tratamiento de las aguas residuales crudas (aquellas aguas residuales que no han sido sometidas a tratamiento previo) y su tratamiento completo. En éste, las bacterias aerobias descomponen los residuos orgánicos, liberando bióxido de carbono y nutrientes (nitrógeno y fósforo, principalmente) que son utilizados por las algas, liberando oxígeno, producto de la fotosíntesis.

Las lagunas anaerobias fueron introducidas antes de las aerobias con el fin, entre otros, de evitar el desprendimiento de gases. Su profundidad promedio es de 2 a 4 metros. Se consideran esencialmente un digestor en el que las bacterias anaerobias descomponen los complejos residuos orgánicos en ausencia de oxígeno (Caldwell, 1973; CEPIS, 1976; Fair, 1988; Gloyna, 1975; Limón, 1979; Mara, 1976).

El estanque facultativo comúnmente se utiliza para tratar efluentes de tanques sépticos o de tratamiento anaerobio. Su profundidad va de 1 a 1.5 metros. En él se encuentra una zona superior aerobia (mantenida oxigenada por el oxígeno fotosintético de las algas) y una zona inferior anaerobia.

De acuerdo al lugar que ocupan en relación a otros procesos, los estanques de estabilización se clasifican como "primarios" o de aguas residuales crudas, si son el primer paso en el tratamiento; "secundarios", si reciben efluentes de otros procesos y de "maduración" si se emplean para el pulimiento de efluentes (Yañez, 1976).

Los estanques de maduración surgen a partir de las demandas crecientes de agua de mejor calidad bacteriológica, son generalmente usados como segundo paso de los estanques facultativos. Su función principal es la destrucción de organismos patógenos. La remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en estos estanques es reducida, su profundidad es la misma que la del facultativo (1 a 1.5 metros) y constituyen un eslabón en la cadena de "renovación" del agua, siendo importante en la remoción de nitrógeno y fósforo, así como de sólidos suspendidos, cuyo fin es proteger a las aguas receptoras contra la eutrofización (CEPIS, 1973; Fair, 1988; Gloyna, 1975; Limón, 1979; Mara, 1976).

También existe el arreglo de estanques en serie y en paralelo. Las lagunas en serie se aplican cuando se requieren altas remociones de DBO y organismos coliformes y evitan también, el efecto de "corto-circuito" (distribución inadecuada de materia orgánica en un estanque que provoca condiciones sépticas localizadas). Los estanques en paralelo proveen mejor distribución de la carga orgánica (sólidos suspendidos) y evitan la producción de olores (Clark, 1971; Metcalf & Eddy, 1972).

2.2. USO DE ESTANQUES EN MEXICO.

Los estanques de estabilización se han utilizado para el tratamiento de aguas residuales. Sus primeros usos eran rudimentarios y simplemente constituían reservorios para controlar los efectos de la sobrecarga de volumen de un cuerpo de agua, así como para controlar el pH, no se daba importancia a la remoción de materiales orgánicos. Durante los años 50 se convirtieron en una forma útil de tratamiento secundario para aguas municipales. Al parecer, la primera instalación de lagunas de estabilización construida como resultado de un proyecto concreto para tratar aguas residuales domésticas estuvo localizada en Dakota del Norte, en Estados Unidos, en 1948. Desde entonces, una gran cantidad de instalaciones fueron construidas en varios países. Con base en estudios sobre el terreno realizados en las décadas de los años 40 y 50, se comenzaron a desarrollar los criterios de proyectos de lagunas. En América Latina el uso de estanques de estabilización se comenzó a introducir a finales de la década de los 50 (Yañez, 1976).

Una encuesta hecha por el CEPIS en 1976 (en Yañez, 1976), reveló el uso de estanques de estabilización en América Latina: Cuba (350), Brasil (48), México (45), Argentina (23), Perú (19), Venezuela (7), Costa Rica (5), Panamá y Zona del Canal (5), Chile (3), Colombia (3), Ecuador (3), El Salvador (3), Bolivia (1), Honduras (1), República Dominicana (1) y Uruguay (1). Para 1970, su uso se presentó de la siguiente manera (Talboys, 1971): Brasil (39), Cuba (24), Argentina (23), Perú (21), México (14), Ecuador (11), Costa Rica (10), Chile (9), Colombia (7), Venezuela (7), El Salvador (5), Guatemala (4), Nicaragua (3), Panamá y Zona del Canal (3), Barbados (2), Bolivia (1), Honduras (1) y República Dominicana (1).

La gran mayoría de las lagunas fueron diseñadas para el tratamiento de residuos líquidos domésticos, como en el caso de Chile, Ecuador, México, Perú y Venezuela; mientras que en Brasil y América Central (Costa Rica, El Salvador, Honduras y Nicaragua) se utilizaban para el tratamiento de aguas residuales industriales y agrícolas (Talboys, 1971).

En México, los estanques de estabilización se localizan en los Estados de Baja California Norte y Sur, Durango, Coahuila, Monterrey, Puebla, Sonora, Tamaulipas y Estado de México, principalmente (SRH, 1976).

Los estanques de estabilización en nuestro País se utilizan como sistemas de tratamiento secundario; sin embargo, el empleo de éstos es reciente, habiéndose puesto mayor interés en aspectos como su construcción, operación y mantenimiento y en mucho menor escala, en aspectos como la biología y procesos químicos (Montejano, 1969).

Estudios sobre estos sistemas y sobre los organismos participantes se hacen necesarios para las condiciones y posibilidades de México. Hoy en día se cuenta con gran cantidad de información bibliográfica, en su mayoría de procedencia extranjera, por lo que al no sujetarse a condiciones climáticas, ni de actividades antropogénicas similares a las de nuestro País, resulta un tanto inadecuado su uso (Rojas, 1983; Tecnología del Agua, 1970).

Entre los antecedentes para México, se encuentra el trabajo de Montejano (1969), quien presenta los resultados de la operación de una laguna de estabilización empleando parte de los efluentes de Ciudad Universitaria, México, D.F. Aunque los resultados obtenidos se presentan en forma de tablas y gráficas, lamentablemente faltan conclusiones específicas del estudio. La recomendación principal es que el método y el modelo sean modificados para mejorar la eficiencia del tratamiento.

Heras (1969) realizó estudios sobre lagunas de estabilización para determinar parámetros de diseño adecuados para las condiciones prevalecientes en México, recomendando que para evitar el efecto de "corto-circuito" se requiere utilizar lagunas múltiples, en series y para altas remociones de bacterias coliformes se necesita como mínimo 3 lagunas en serie, la última de las cuales funcione como laguna de maduración.

Ortiz (1985) en su trabajo sobre euglenales en estanques de estabilización, destaca la importancia del empleo de las lagunas de oxidación como sistemas eficaces en la depuración de aguas de desecho de tipo doméstico.

Núñez (1984) demuestra que las reducciones de los organismos de tipo coliforme total en una laguna de estabilización para el Estado de México, son producto de una susceptibilidad mayor de ciertas bacterias a fluctuaciones ambientales que determinan la muerte más rápida de algunos organismos con respecto a otros en las mismas condiciones, que al funcionamiento de las lagunas.

Rivera, et al (1985), demostraron la importancia de los sistemas de estabilización en cuanto a la eliminación de organismos patógenos, específicamente de huevecillos de helmintos pertenecientes a los phyla Platyhelminthes y Nematoda. Se encontró que en una serie de lagunas facultativas localizadas en el Estado de México, la eficiencia de eliminación de huevecillos fue del 100% aún cuando la densidad de éstos varió de acuerdo a la época del año.

2.3. BIOQUIMICA EN ESTANQUES DE ESTABILIZACION.

2.3.1. PROCESO AEROBIO.

En la degradación aerobia de la materia orgánica existe una relación única entre algas y bacterias. Las bacterias metabolizan la materia orgánica liberando nitrógeno, fósforo y bióxido de carbono que, aunado con la energía solar, utilizan las algas liberando el oxígeno que es utilizado por las bacterias (Clark, 1971; Goulden, en Gloyna, 1975) (Fig. 1a).

El carbono orgánico y otros elementos son usados por los microorganismos para la respiración y para formar material celular nuevo (crecimiento). Aunque las bacterias son los microorganismos importantes en este proceso, los hongos y los protozoarios juegan un papel secundario (Mara, 1976).

El oxígeno puede ser suministrado a los estanques aerobios por intercambio atmosférico, ya sea por acción del viento, por organismos fotosintéticos o por medio de aereadores (Gloyna, 1975).

2.3.2. PROCESO ANAEROBIO.

La degradación anaerobia del material orgánico es un proceso secuencial que involucra a dos grupos de bacterias. Los organismos facultativos hidrolizan los compuestos orgánicos complejos a moléculas orgánicas simples, principalmente ácidos orgánicos, mientras que los anaerobios estrictos (bacterias del metano) transforman los ácidos orgánicos a metano y bióxido de carbono (Malina, en Gloyna, 1975; Mitchell, 1972) (Fig. 1b).

Los carbohidratos como la celulosa y el almidón son convertidos en azúcares simples, que a su vez se rompen en ácidos orgánicos, aldehídos y alcoholes. Lípidos, grasas y aceites se convierten en glicerol y posteriormente en alcoholes, aldehídos y ácidos grasos. Las proteínas se degradan en aminoácidos y posteriormente, en ácidos orgánicos, mercaptanos y aminas, proceso durante el cual se libera bióxido de carbono, amoníaco y ácido sulfhídrico. Durante la fermentación ácida, no se lleva a cabo la reducción de DBD ó DQD (Malina, en Gloyna, 1975).

Los compuestos intermedios liberados durante la fermentación ácida son ácidos carboxílicos de cadena corta (ácidos volátiles) principalmente acético, propiónico y butírico, así como pequeñas cantidades de fórmico, valérico, isovalérico y capróico. Estos son convertidos por las bacterias formadoras de metano en metano y bióxido de carbono, lo cual resulta en la reducción considerable de material en el sistema (Malina, en Gloyna, 1975) (Fig. 1c).

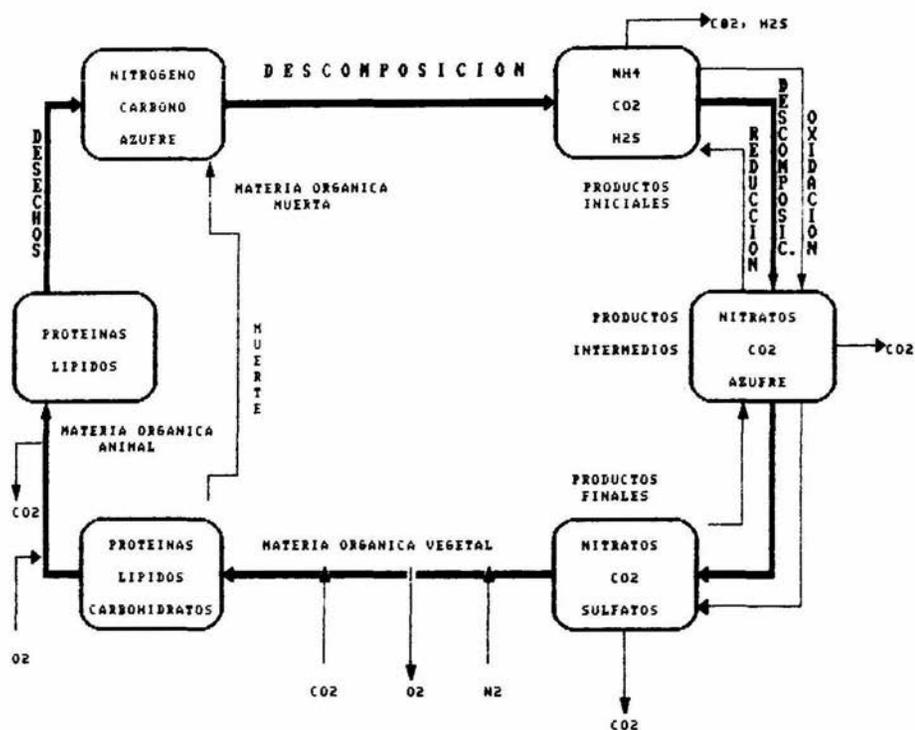


FIG. 1a) CICLO AEROBIO EN ESTANQUES
 (TOMADO DE Mc.-GAUHEY EN:
 METCALF, 1973).

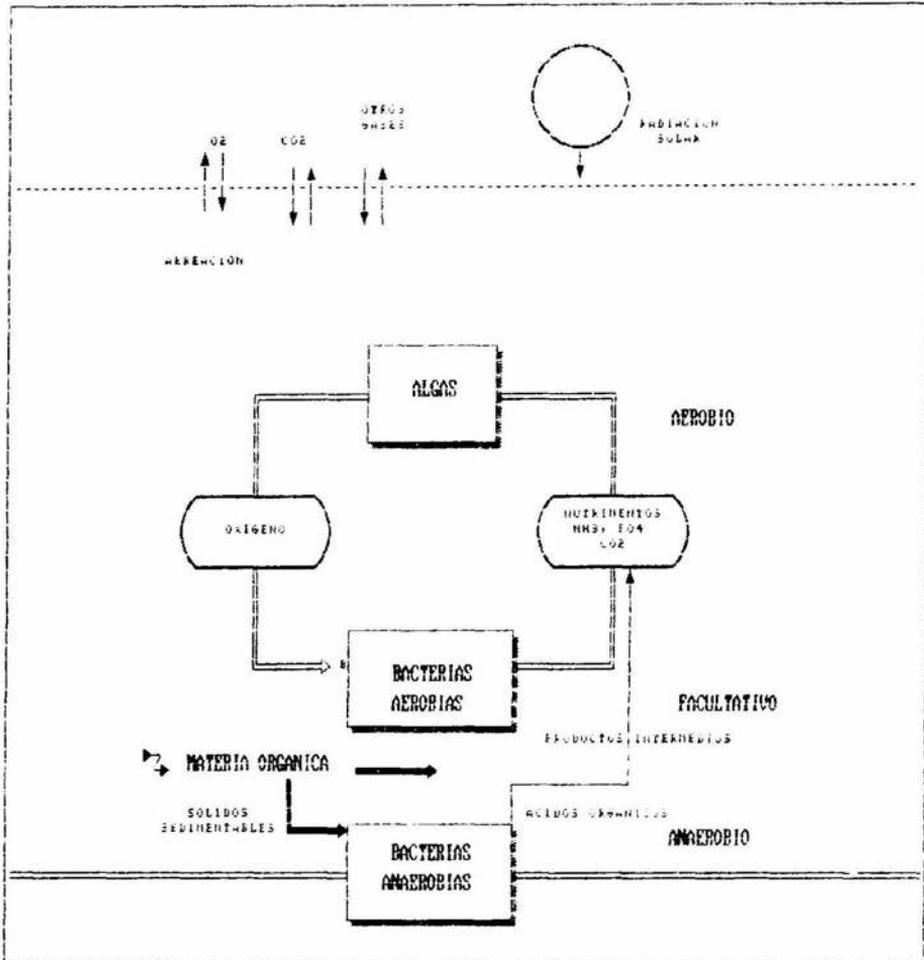


FIG. 1c PROCESO FACULTATIVO EN ESTANQUES
(MODIFICADO DE CLARK, 1971)

2.4. CARACTERISTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES.

Un agua negra o residual se define como aquella agua de abastecimiento de una población después de haber sido impurificada por diversos usos (Depto. de Sanidad, 1976). Desde el punto de vista de su origen, resulta de la combinación de los desechos líquidos y sólidos arrastrados por el agua procedente de casas-habitación, edificios comerciales, establecimientos industriales y aguas subterráneas o de lluvia que puedan agregarse (Depto. de Sanidad, 1976). El agua residual doméstica se compone de desperdicios humanos (heces y orina) y agua "sucias" resultado del aseo personal, de la preparación de la comida y del lavado de ropa y utensilios (Mara, 1976; Nalco, 1983) (Tabla I)

TABLA I. COMPOSICION DE MATERIA FECAL Y ORINA
(Según de Gotaas, 1956 en Mara, 1976).

	HECES	ORINA
{ PESO/PERSONA/DIA	135-270 g.	1.0-1.3 Kg
{ MATERIA ORGANICA	88-97%	65-85%
{ NITROGENO	5.0-7.0%	15-19%
{ FOSFORO (como P_2O_5)	3.0-5.4%	2.5-5.0%
{ POTASIO (como K_2O)	1.0-2.5%	3.0-4.5%
{ CARBONO	44-55%	11-17%
{ CALCIO (como CaO)	4.5%	4.6-6%

El agua residual "fresca" es de color gris, con gran cantidad de sólidos suspendidos (materia fecal, trozos de alimentos, plástico, trapos, papel, etc.) y tiene olor a moho. En climas cálidos, el agua residual puede perder rápidamente su contenido de oxígeno disuelto y volverse séptica, emitiendo olores desagradables (Babbitt, 1962; Depto. de Sanidad, 1976; Nalco, 1983).

En cuanto a sus características físicas, además de la temperatura, es importante el contenido de sólidos ya que tienen influencia estética, de claridad y olor. Las características químicas pueden afectar desfavorablemente el entorno ecológico de diversas maneras. La materia orgánica soluble agota los niveles de oxígeno disuelto e imparte sabores y olores a los abastecimientos de agua. Los materiales tóxicos afectan las cadenas alimenticias y por ende, la salud pública. Asimismo, los nutrimentos pueden ocasionar la eutrofización en los cuerpos receptores (Cubillos, 1983; Sundstrom, 1979).

Las principales categorías de materia orgánica biodegradable en agua residual son: proteínas, carbohidratos y lípidos. Un agua residual doméstica típica contiene de 40 a 60% de proteínas; de 25 a 50% de carbohidratos y 10% de lípidos (Tabla II).

TABLA II. COMPOSICION DEL AGUA RESIDUAL

(Modificada de Tebbutt en Clark, 1971).

AGUA RESIDUAL

AGUA	99.9%	
		ORGANICOS 70.0%
		PROTEINAS 65.0%
		CARBOHIDRATOS 10%
		LIPIDOS 25.0%
SOLIDOS	0.1%	INORGANICOS 30.0%
		ARENA
		METALES
		SALES

Si la materia orgánica no es tratada y se descarga el efluente crudo a un cuerpo receptor, las bacterias comienzan a degradar la materia orgánica utilizando el oxígeno disuelto disponible y, si aunado a esto la capacidad de reaeración en el cuerpo de agua es insuficiente, la vida acuática se verá afectada; de aquí la importancia de la determinación de la concentración de los diversos contaminantes y los niveles de flujo de la corriente receptora (Nalco, 1983; Sundstrom, 1979). De este proceso de consumo de oxígeno se generó la idea de asignar el grado de "fuerza" a un agua residual. Con base en las cantidades de DBO, DQO y sólidos de la muestra se determina su clasificación (Babbitt, 1962; Mara, 1976; Metcalf & Eddy, 1972) (Tabla III). Debe asentarse que, tanto la DBO como la DQO, proporcionan un indicio de la cantidad de materia orgánica en la muestra (Mitchell, 1972).

2.5. MANEJO DE AGUAS RESIDUALES.

El manejo de las aguas residuales presenta tres aspectos importantes: 1) colección, 2) tratamiento y 3) disposición (Imhoff, 1969; Mara, 1976). Dentro de la disposición del agua residual, quedan contemplados los procesos de reuso. La escasez y altos costos para desarrollar nuevas fuentes de suministro de agua, son las dos principales razones para el reuso de este recurso en climas tropicales y subtropicales (Contreras, 1981; Mara, 1976); sin embargo, hay que considerar que cada forma de reuso del agua residual presenta un problema específico de salud (Shuval, 1973).

2.5.1. REUSO AGRICOLA.

La aplicación de heces humanas en la práctica agrícola ha sido ampliamente utilizada por siglos, mientras que el reuso del agua residual municipal para irrigación ha sido una de las formas más antiguas de reclamo del agua. A finales del siglo pasado los mayores proyectos de irrigación con aguas residuales surgieron en Alemania e Inglaterra, más como métodos de disponer del agua residual, que como fines de conservación y reciclaje (SRH, 1974 a y b).

Resulta obvio que la irrigación de cultivos, incluyendo frutas y vegetales que se consuman crudos, con agua cruda o parcialmente tratada, representa un riesgo potencial para la salud. Incluso los efluentes tratados convencionalmente por métodos biológicos no son del todo seguros. No obstante, el agua cruda no está permitida para el riego de ningún tipo, tanto por razones sanitarias como estéticas, ya que se permitiría la presencia de materia fecal en los campos de cultivo, que además serviría como fuente de contaminación directa a los agricultores o como transmisor mecánico por medio de moscas u otros vectores (Shuval, 1973).

TABLA III CLASIFICACION DEL AGUA RESIDUAL DE ACUERDO A SU GRADO DE FUERZA (Babbitt 1962; Metcalf y Eddy, 1972; Mara, 1976)			
CONSTITUYENTE	CONCENTRACION		
	FUERTE	MEDIA	DEBIL
SOLIDOS TOTALES mg/l	1,200	700	350
SOLIDOS DIS. TOT. mg/l	850	500	250
SOLIDOS SUSP. TOT. mg/l	350	200	100
SOLIDOS SED. ml/l	20	10	5
D.B.O.5 mg/l	300	200	100
D.Q.O. mg/l	1,000	500	250

La Organización Mundial de la Salud (World Health Organization, 1973) por medio de sus expertos recomendó que las cosechas que se consuman crudas pueden regarse solo con agua biológicamente tratada y desinfectada, de manera que se obtengan cuentas de 100 NMP/100 ml en el 80% de las muestras, lo cual se logra aplicando 5 mg/l de cloro al efluente de una planta con filtros biológicos; sin embargo, se ha demostrado el crecimiento de coliformes y coliformes fecales 3 ó 4 días después de la cloración.

2.5.2. ACUACULTURA.

En algunas áreas el agua residual se ha utilizado para adicionar nutrimentos a los estanques de piscicultura y acelerar el crecimiento de peces para consumo humano. En varias partes del mundo se realiza esta práctica, pero existe un peligro potencial que es la transmisión de shistosomiasis entre los trabajadores de los estanques (Contreras, 1981; SRH, 1974 a y b).

2.5.3. RECREACION E HIGIENE PERSONAL.

La evaluación de los riesgos para la salud por bañarse con agua contaminada ha sido materia de controversia por años, particularmente desde que evidencia epidemiológica (difusión de enfermedades entéricas) se asoció al uso de agua residual tratada para bañarse. Los riesgos para la salud por bañarse con aguas residuales incluyen infecciones entéricas, así como respiratorias, e infecciones de ojos, nariz y oídos (Biagi, 1982).

Debe asumirse que las personas al bañarse en centros recreacionales con aguas renovadas, ingieren de 10 a 50 ml. de agua. Asimismo, debe asumirse que para ciertos enterovirus, la ingestión de una dosis pequeña puede causar la infección en cierto porcentaje de personas expuestas (Shuval, 1973).

La Organización Mundial de la Salud (World Health Organization, 1973) concluyó que representa un riesgo bañarse con aguas residuales, lo cual llevó al establecimiento de un intervalo de calidad bacteriológico.

2.5.4. CONSUMO HUMANO.

La planeación del reuso del agua residual para consumo humano es materia de gran importancia que involucra estudios completos de ingeniería y responsabilidad de la salud de principio a fin, sin intervención de la naturaleza. Asimismo, debe considerarse la aceptación por parte de la comunidad por el programa de reuso al que se destine el agua (Contreras, 1981; SRH, 1974; Shuval, 1973).

2.5.5. RECARGA DE ACUIFEROS.

En la cuenca del Valle de México, debido al incremento explosivo de la demanda de agua para usos domésticos e industriales, se ha recurrido a la costosa captación de recursos de zonas alejadas, en ocasiones de menor altitud. Por otro lado, se ha realizado una sobreexplotación de los recursos del subsuelo de la cuenca, estando éstos actualmente en peligro de agotarse, e incrementando el riesgo de hundimiento de estratos superficiales del terreno. Por lo anterior se ha considerado la alternativa de infiltrar al subsuelo aguas superficiales no utilizadas directamente, como son las de origen pluvial y las aguas residuales tratadas (Contreras, 1981). Esto último debe realizarse con reserva, pues si no se vigila su calidad fisicoquímica y bacteriológica, puede llegar a ser una fuente importante de contaminación.

Además de las consideraciones hechas en las diversas actividades de reuso, es importante considerar la disposición del lodo proveniente de los diversos sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, ya que en éstos se generan grandes cantidades de lodos, que provienen de los sólidos suspendidos de la alimentación al sistema y la biomasa generada por las operaciones biológicas que precipitan si se adicionan químicos (Sundstrom, 1979) (Tabla IV).

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

2.5.5. RECARGA DE ACUIFEROS.

En la cuenca del Valle de México, debido al incremento explosivo de la demanda de agua para usos domésticos e industriales, se ha recurrido a la costosa captación de recursos de zonas alejadas, en ocasiones de menor altitud. Por otro lado, se ha realizado una sobreexplotación de los recursos del subsuelo de la cuenca, estando éstos actualmente en peligro de agotarse, e incrementando el riesgo de hundimiento de estratos superficiales del terreno. Por lo anterior se ha considerado la alternativa de infiltrar al subsuelo aguas superficiales no utilizadas directamente, como son las de origen pluvial y las aguas residuales tratadas (Contreras, 1981). Esto último debe realizarse con reserva, pues si no se vigila su calidad fisicoquímica y bacteriológica, puede llegar a ser una fuente importante de contaminación.

Además de las consideraciones hechas en las diversas actividades de reuso, es importante considerar la disposición del lodo proveniente de los diversos sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, ya que en éstos se generan grandes cantidades de lodos, que provienen de los sólidos suspendidos de la alimentación al sistema y la biomasa generada por las operaciones biológicas que precipitan si se adicionan químicos (Sundstrom, 1979) (Tabla IV).

TABLA IV. PRACTICAS COMUNES EN LA DISPOSICION DE LODOS.
(Tomado de Shuval, 1973).

OPERACION	PROPOSITO
ESPEZAMIENTO -Sedimentación -Flotación.	Incrementar la concentración de sólidos y disminuir su volumen.
ESTABILIZACION -Digestión aerobia -Digestión anaerobia.	Reducción de sólidos, patógenos y emisión de olores.
ACONDICIONAMIENTO -Adición de químicos -Tratamiento con calor.	Aumentar la separación de agua y captura de sólidos.
DESECADO -Filtración al vacío -Centrifugación -Camas de arena	Reducción de volumen y formación de una masa compacta.
SECADO-OXIDACION -Incineración -Oxidación con aire húmedo.	Secar y oxidar la masa compacta.
DISPOSICION FINAL -Relleno sanitario -Vertido en lagunas -Vertido en océanos.	Utilización de los sólidos con valor como fertilizantes. (ricos en nutrimentos).

Operaciones de concentración, como gravedad y espesadores, se emplean para reducir el volumen del lodo. Operaciones de estabilización, como digestión anaerobia, convierten al lodo en formas más inofensivas en términos de olor, degradabilidad y contenido de patógenos (Sundstrom, 1979).

2.6. BACTERIAS Y CALIDAD DEL AGUA.

Como se mencionó con anterioridad, los organismos de cuyas actividades depende la operación de los procesos en un sistema de tratamiento biológico son, principalmente, bacterias, protozoarios, algas y hongos (Curds, 1983; Mara, 1976).

Las bacterias autótrofas utilizan el bióxido de carbono como fuente de carbono, mientras las bacterias heterótrofas utilizan compuestos orgánicos.

2.6.1. ORGANISMOS COLIFORMES.

A este grupo pertenecen los bacilos aerobios, facultativos o anaerobios, Gram negativos, no esporulados que fermentan la lactosa con producción de gas en incubación de 48 horas a 35°C. Dentro de esta clasificación se pueden encontrar: *Escherichia coli*, *E. freundii*, *Enterobacter aerogenes*, *Enterobacter cloacae*, *Klebsiella pneumoniae* y *Citrobacter* (Greenberg, 1985; Prescott, 1946).

En la práctica tiene poca importancia la diferenciación de uno u otro grupo, no obstante que por mucho tiempo se consideró a *Escherichia coli* como hésped intestinal, en tanto que a *Enterobacter aerogenes* como coliforme no fecal. Aunque ciertamente hay una proporción de cepas de estos microorganismos que coinciden con esta distribución, el valor del hábitat indicado no es muy exclusivo y tal diferenciación requiere tiempo en el laboratorio. Para fines de control sanitario de la potabilidad de una fuente de abastecimiento de agua, mucho más interesante es aplicar exámenes periódicos, que intentar tal diferenciación (Edwards, 1969).

Se estima que la cantidad de organismos coliformes excretados por persona/día es de 125 a 400 billones. (Clark, 1971; Fair, 1988; Metcalf & Eddy, 1972).

2.6.2. CUENTA DE COLIFORMES COMO MEDIDA DE LA CALIDAD DEL AGUA.

Ya que resulta difícil y consume mucho tiempo buscar organismos patógenos, los ingenieros sanitarios se han inclinado por un grupo no patógeno más fácil de detectar y cuya presencia sea indicio de que ha ocurrido contaminación de tipo fecal. Este grupo se refiere a los "organismos indicadores" (Mara, 1976; Sundstrom, 1979). Esta información biológica es requerida para medir la calidad del agua con fines de consumo, recreativa, etc., asignando así el grado de tratamiento antes de su descarga al cuerpo receptor.

Las propiedades que debe presentar un organismo indicador de contaminación fecal son las siguientes (Fair, 1988; SARH, 1980):

- Debe ser aplicable a todo tipo de agua, ya sea natural o tratada y debe reaccionar respecto al medio natural y a los procesos de tratamiento, incluyendo la desinfección.
- Debe estar siempre presente cuando existan bacterias patógenas de origen fecal.
- Su densidad debe estar asociada con el grado de contaminación fecal.
- Debe tener mucho mayor tiempo de sobrevivencia en el agua que los patógenos entéricos a lo largo de la purificación natural del agua.
- Debe desaparecer rápidamente del agua, enseguida a la desaparición de los patógenos.
- Estar ausentes en aguas bacteriológicamente seguras y potables.
- Las pruebas para su cuantificación no deben tener interferencias con otras bacterias.
- No deben ser dañinos al hombre.
- Deben ser identificables mediante procedimientos analíticos relativamente sencillos que proporcionen información en forma rápida y sencilla.
- Deben prestarse a la evaluación numérica y a una distinción cuantitativa.

Probablemente el procedimiento más importante para clasificar el agua bajo términos de contaminación fecal, sea la cuenta microbiana; los coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales son el grupo de organismos generalmente analizado (Sundstrom, 1979).

2.6.3. ORIGEN DE LA CUENTA DE COLIFORMES.

La ciencia de la bacteriología sanitaria del agua comenzó cuando en 1880 Von Fritsch (Prescott, 1946) describió *Klebsiella pneumoniae* como organismo característico de contaminación de origen fecal. Poco después Escherich (1885) identificó a *Bacillus coli* como indicador de contaminación fecal. Información bioquímica de coliformes fecales y no fecales, demostraron que el indol, el rojo de metilo, la prueba de Voges-Proskauer y la prueba de citrato constituían una separación en las dos fuentes. Esta combinación de las 4 pruebas es lo que se conoce como la prueba "IMViC". De esta

clasificación los tipos (---+), (+---) y (---) son considerados de origen fecal y los tipos (---+), (---) y (-++) se consideran de origen del suelo. (Prescott, 1946; SARH, 1980).

Dado que las bacterias del grupo *Bacillus coli* son normalmente habitantes del tracto intestinal de animales de sangre caliente, que bajo condiciones ordinarias no se multiplican fuera del organismo y que en el agua potable tienden a morir rápidamente, la presencia de dichas bacterias en el agua puede considerarse evidencia válida de que el agua ha sido contaminada con descargas intestinales de organismos portadores (IPN, 1983; Prescott, 1946; SARH, 1980).

Ya que prácticamente todas las muertes conocidas por transmisión a través de abastecimientos de agua se debe a gérmenes excretados por personas infectadas, este tipo de contaminación no solo es de las más peligrosas, sino la que mayor atención requiere (CEPAL, 1985; Prescott, 1946). El incremento de reportes de obtención de organismos coliformes en ambientes no contaminados fecalmente, junto con reportes de multiplicación de coliformes en algunos ambientes naturales, dió pauta a la distinción entre coliformes fecales y no fecales. (IPN, 1983; Prescott, 1946; SARH, 1980).

Los bacteriólogos sanitarios se dedicaron a estudios que implicaban elevar la temperatura de incubación, prueba originalmente propuesta por Eijkman en 1904 (citado en Prescott, 1946), quien observó que las bacterias coliformes provenientes del intestino de animales de sangre caliente producían gas a partir de la fermentación de la glucosa a 47°C, mientras que los grupo de origen no fecal no crecían a estas temperaturas.

2.6.4. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL GRUPO COLIFORME COMO INDICADOR DE CONTAMINACION.

Las ventajas y desventajas del grupo coliforme como indicador de contaminación de tipo fecal, son proporcionadas a continuación de acuerdo a los criterios de Clark (1971) y SARH (1980):

2.6.4.1. Grupo coliforme total:

- La ausencia de coliformes es evidencia de potabilidad bacteriológica del agua.

- Su densidad es una medida proporcional de la contaminación por desechos fecales.

- Persisten más en medio acuático que las bacterias patógenas de origen intestinal.

- Son menos dañinas al hombre y pueden determinarse por procedimientos sencillos de laboratorio.

- Algunos miembros del grupo coliforme tienen una amplia distribución en el medio, en comparación a su presencia en los intestinos de los portadores.

- Algunas cepas del grupo coliforme pueden crecer en aguas contaminadas y por consiguiente esto hace difícil la evaluación de su presencia o grado de contaminación.

- Otras bacterias pueden interferir, dando resultados falsos positivos o negativos.

2.6.4.2. Grupo coliforme fecal:

-El 95% de los coliformes de origen fecal da positiva la prueba de la temperatura.

- Estos organismos están relativamente ausentes si la contaminación no es de origen fecal.

- El tiempo de sobrevivencia de los fecales en el agua es más corto que el de los no fecales.

- Los fecales generalmente no se multiplican fuera de los intestinos de los animales portadores.

-Un número pequeño de coliformes fecales da negativa la prueba de la temperatura.

Actualmente se conoce poco acerca de la sobrevivencia relativa de fecales y de bacterias patógenas en aguas contaminadas (Clark, 1971; SARH, 1980).

2.6.4.3. Estreptococos fecales.

- Viven menos tiempo en el medio acuático que el grupo de los coliformes, excepto cuando el agua tiene un contenido elevado de electrolitos, como en las aguas de riego.

- No se reproducen con tanta frecuencia como los coliformes, ya que requieren mayor cantidad de nutrimentos.

- Desarrollan resistencia a los procesos de cloración del agua, mientras que los coliformes son más susceptibles a la desinfección por cloración.

La proporción coliformes fecales/estreptococos fecales indican que la contaminación es de origen fecal (desechos humanos) si es mayor de 4.0 y si es de origen no fecal (provenientes de la lluvia), es menor de 0.7.

2.7. HISTORIA Y SALUD.

Miles de años pasaron antes de que nuestros ancestros construyeran ciudades y disfrutaran de las comodidades de entubar el agua, tanto para distribución, como para desalojo de desperdicios (Clark, 1971).

No fue sino hasta 1840 cuando comenzó a progresar el diseño y construcción de sistemas de recolección de aguas residuales y se hizo considerando las condiciones topográficas y las necesidades de la comunidad (Metcalf & Eddy, 1972).

Actualmente, las aguas y aguas residuales son examinadas para evaluar su tratabilidad, la efectividad del tratamiento y su calidad, determinando aquellos constituyentes que puedan causar dificultades en el tratamiento o disposición final del efluente, como un auxiliar en la operación de la planta y para seleccionar el grado y tipo correcto de tratamiento. Los efluentes de las plantas son evaluados para determinar su "fuerza" y determinar los constituyentes del mismo. Las aguas receptoras se analizan para evaluar su "habilidad" para aceptar una carga de contaminantes o para indicar el grado de autopurificación (Mara, 1976; Nalco, 1983). El agua se analiza a lo largo del sistema de tratamiento para verificar el funcionamiento del mismo, así como para comprobar el progreso en la eliminación de contaminantes y autodepuración (Babbitt, 1962).

Una de las consideraciones primarias en la disposición adecuada de las aguas negras ha sido la protección de la salud de la población abastecida y de aquella que tenga contacto con el agua residual. Tradicionalmente la principal preocupación ha sido la dispersión de enfermedades contagiosas a través de los desechos humanos; sin embargo, también se han desarrollado eventualidades causadas por químicos orgánicos provenientes de la industria y la agricultura. Solo hasta que quede definido el criterio de salud que se requiera, podrán diseñarse los sistemas de tratamiento adecuado (CEPAL, 1985).

A partir de los estudios de John Snow (citado en Shuval, 1973) sobre cólera en Londres en 1854, se ha comprendido que el agua es un vector eficiente en la transmisión de organismos patógenos de origen intestinal. Ahora se sabe que el agua negra cruda contiene un amplio espectro de bacterias patógenas, virus, protozoarios y helmintos, reflejándose en enfermedades entéricas, como: disentería amibiana y bacilar, cólera, fiebre tifoidea y paratifoidea, salmonelosis, shistosomiasis, ascariasis y un gran número de enfermedades virales, incluyendo poliomielitis (Biagi, 1982) (Tabla V).

TABLA V. ORGANISMOS PATOGENOS EN LAS AGUAS RESIDUALES.
(Modificado de Hawkes, 1971 en Mara, 1976).

ORGANISMO	ENFERMEDAD	OBSERVACIONES
Virus:		Modo de transmisión no conocido.
Poliomielitis	Poliomielitis	Encontrado en efluentes de tratamiento biológico.
Hepatitis	Hepatitis	
Bacterias:		
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Transmitido por aguas negras y contaminadas.
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea	Común en aguas residuales.
<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre paratifoidea	Común en aguas residuales.
<i>Salmonella</i> spp.	Envenenamiento por alimentos.	Común en aguas residuales
<i>Schigella</i> sp.	Disenteria bacilar	En aguas contaminadas.
<i>Brucella</i> spp.	Brucelosis	Transmitida por leche contaminada y posiblemente por agua residual.
Protozoarios:		
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria amibiãna	En agua negra y lodo utilizado como fertilizante. Común en climas cálidos.
Nemátodos:		
<i>Schistosoma</i> spp.	Schistosomiasis	En agua negra.
<i>Ascaris</i> spp.	Ascariasis	En agua negra y lodo utilizado como fertilizante.

Los enterovirus causan mayores problemas que las bacterias, ya que éstos son más resistentes que los coliformes a la inactivación por factores naturales del agua y a la mayoría de los procesos de tratamiento. Esto significa que, bajo muchas circunstancias, una cuenta baja de coliformes en un efluente destinado al reuso, no provee la suficiente seguridad de que el efluente se encuentre libre de virus entéricos potencialmente infecciosos que sobrevivan al proceso de tratamiento (Clausen en Hoadley y Dutla, 1977).

El riesgo de contraer una infección por patógenos en aguas residuales en cualquier proyecto de reuso depende, entre otros factores, de la eficiencia en el proceso de tratamiento del agua residual en cuanto a la remoción o inactividad de éstos, la sobrevivencia de los patógenos en el efluente del tratamiento, en el suelo y en los cultivos, en caso de reuso agrícola y de la dosis infecciosa mínima requerida para causar enfermedades en el hombre. Se ha establecido que para ciertos tipos de Salmonella, la persona debe ingerir miles de organismos para resultar infectada, por otra parte, la ingestión de unos cuantos bacilos de la tifoidea son suficientes para causar infecciones en cierto porcentaje de personas. La dosis mínima para hepatitis no ha sido determinada, pero la experiencia epidemiológica indica que la ingestión de solo unos organismos es suficiente para causar la infección, al igual que con organismos del cólera (Biagi, 1982).

2.8. LEGISLACION Y PROTECCION AL AMBIENTE.

El gran deterioro ambiental que ha experimentado nuestro Planeta en las últimas décadas, ha obligado a la mayoría de los gobiernos a destinar diversas acciones para proveer a sus respectivos países de una legislación ambiental (SRH, 1974).

El primer antecedente de legislación ambiental en México se encuentra citado en el Artículo 27 Constitucional. Si bien es cierto que dicho texto se encuentra vigente desde 1917, su aplicación a través de leyes, reglamentos y demás disposiciones jurídicas no siempre han respondido a criterios convencionales. En México, el primer Reglamento sobre Contaminación data de 1940 y versaba sobre contaminación industrial. A la fecha existen más de 58 leyes, códigos y reglamentos, decretos y demás ordenamientos legales que directa o indirectamente están ligados con la problemática de la contaminación del agua, así como 55 normas, todas ellas relacionadas con el análisis y determinación de diferentes contaminantes en las aguas y aguas de desecho (Congreso de la Unión, 1980 ; SRH, 1976a).

Dentro de los ordenamientos jurídicos que el Gobierno Federal de la República ha decretado para prevenir y controlar la contaminación de las aguas, así como para mejorar, conservar y restaurar el ambiente en general, destacan las siguientes (Hauser, 1974).

- Ley Federal de Aguas, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 30 de Enero de 1971.

- Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 29 de Marzo de 1973 (el 22 de Diciembre de 1975, aparece un decreto en el Diario Oficial que modifica y adiciona los Artículos 24 y 70 del mismo).

-Ley Federal de Protección al Ambiente, publicada en el Diario Oficial en 11 de Enero de 1982.

La Ley Federal de Aguas, que entró en vigor 15 días después de su publicación, regula la explotación, uso y aprovechamiento de las aguas propiedad de la Nación, incluidas aquellas del subsuelo, para que se reglamente su extracción y utilización.

Por su parte, el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación del Agua, entró en vigor 60 días después de su publicación en el Diario Oficial. Es el instrumento que especifica las acciones del Gobierno Federal para solucionar el problema del deterioro de la calidad del agua. Las principales acciones del Reglamento son básicamente 2:

1.- Todas las descargas de aguas residuales que sean arrojadas en el alcantarillado de las poblaciones, deben sujetarse a ciertos valores máximos tolerables en cinco parámetros de contaminación.

2.- Cada descarga de aguas residuales debe cumplir con una serie de requisitos de calidad denominados "condiciones particulares de descarga", que serán fijadas en función de los usos y características del cuerpo receptor al que se vierta, así como de su volumen o gasto y tolerancias fijadas para algunos parámetros.

La Ley Federal de Protección al ambiente, la cual entró en vigor el 10 febrero de 1982, es el ordenamiento que rige, como su nombre lo indica, las cuestiones relativas a la protección del ambiente. Su creación hizo desaparecer la Ley Federal para prevenir y controlar la contaminación ambiental, la cual estuvo en vigor desde el 12 de marzo de 1971. Este instrumento jurídico crea disposiciones generales de la protección a la atmósfera, a las aguas y a los suelos; de la protección al ambiente por efectos de energía térmica, ruido y vibraciones; de la protección a los alimentos y bebidas por efectos del ambiente y de la protección al

ambiente por efectos de radiaciones ionizantes. Además fija la inspección y vigilancia y las medidas de seguridad y sanciones. Fija la acción popular catalogando los delitos y su respectiva sanción.

3. JUSTIFICACION.

En 1986, la Escuela Nacional de Estudios Profesionales-Iztacala (a través del proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente) conjuntamente con la Universidad del Estado de México, trabajaron en los estanques de estabilización de Ixtapan de la Sal, Estado de México, evaluando la eficiencia de operación de los mismos, así como el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos en los estanques en diferentes épocas del año. El sistema estaba constituido por una laguna anaerobia (sedimentador), una serie de dos estanques facultativos y una laguna de maduración. Con base en las eficientes remociones de DBO₅ obtenidas la Facultad de Ingeniería de La Universidad del Estado de Mexico sacó de operación una laguna facultativa y modificó estructuralmente la laguna anaerobia en Abril de 1988 (Ing. Carlos Solís Morelos, comunicación personal), con la finalidad de depurar una carga orgánica mayor ocupando menor área. La modificación consistió en adicionar barras o placas paralelas dentro de la sección correspondiente al biodigestor (primeros 3 mts. del estanque anaerobio), 8 placas cada 15 cms. en ángulo de 60º sostenidas por un muro de concreto (Fig. 2b). La finalidad de estas barreras fue aumentar la sedimentación de los sólidos de gran tamaño para su posterior eliminación a través de una purga de lodos, evitando así la sobrecarga al

sistema lo cual, finalmente, se reflejaría aumentando las eficiencias de remoción de materia orgánica a través de los parámetros DBO₅, DQO y pruebas complementarias, como sólidos en todas sus formas y remoción de organismos patógenos.

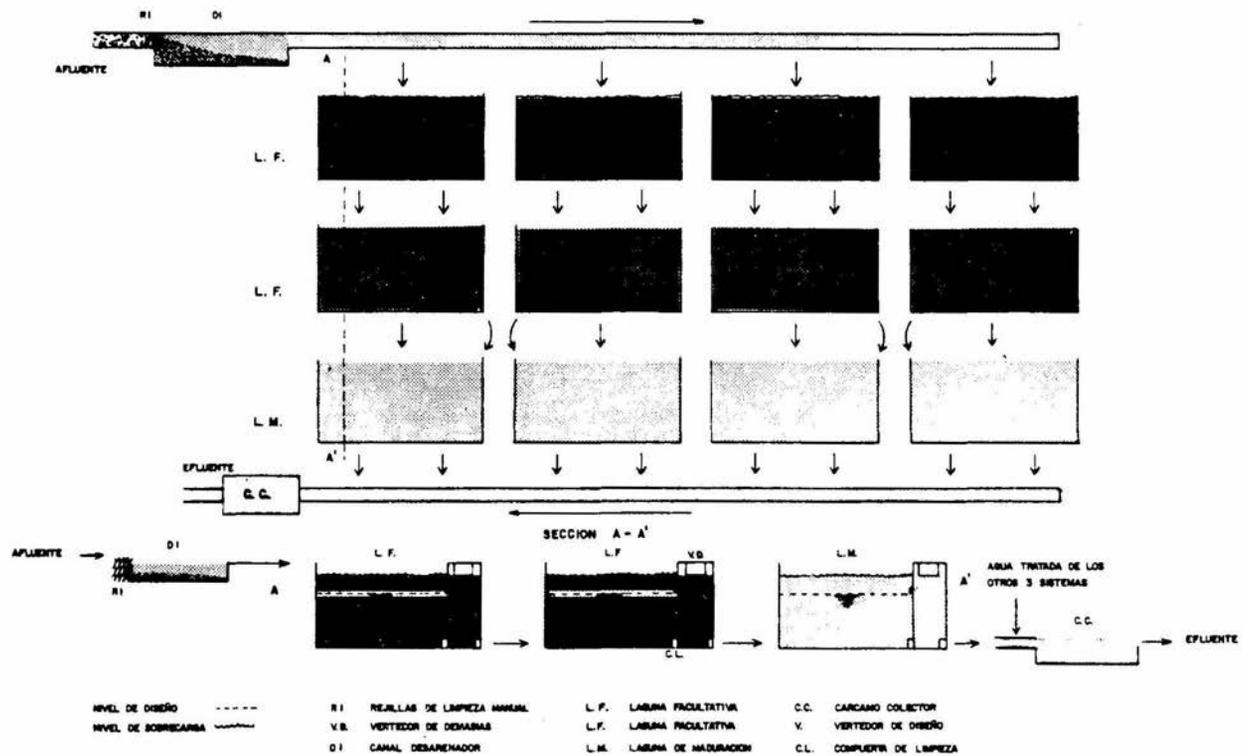
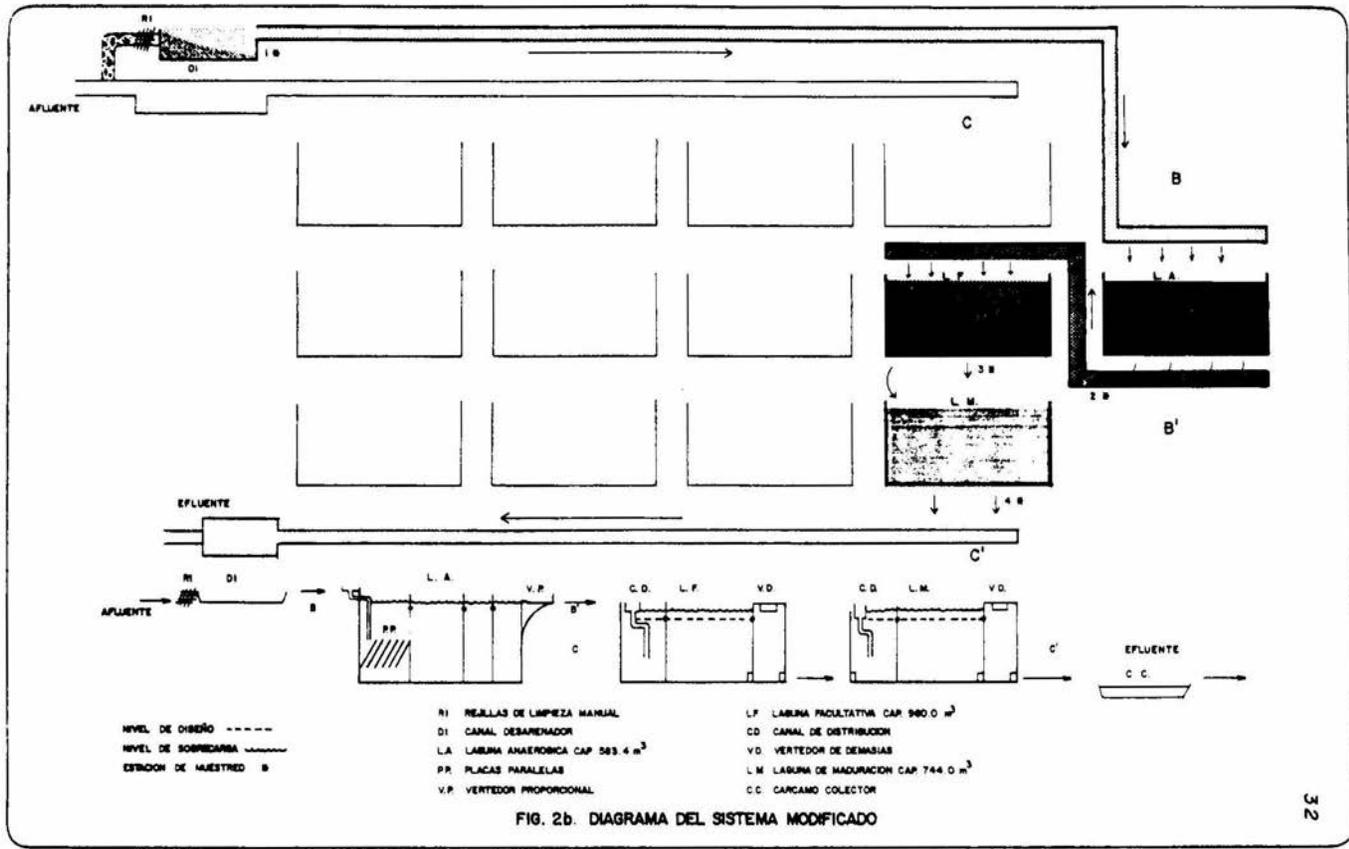


FIG. 2a. DIAGRAMA DEL SISTEMA ORIGINAL



4. OBJETIVOS.

Con base en las modificaciones realizadas en Abril de 1988 al sistema de lagunas de Ixtapan de la Sal, los objetivos del presente trabajo fueron:

A) Determinar la eficiencia del sistema convencional modificado de tratamiento de aguas negras de Ixtapan de la Sal, Estado de México, a partir del porcentaje de remoción de los principales parámetros fisicoquímicos del agua asociados (DBO₅ total, DQO total, sólidos en todas sus formas y oxígeno disuelto) y del porcentaje de remoción de organismos indicadores (bacterias coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales. Con base en lo anterior,

B) Determinar si las modificaciones estructurales fueron adecuadas para mejorar la eficiencia del sistema de tratamiento de Ixtapan de la Sal, según fue diseñado.

C) Determinar si el efluente proveniente de las lagunas de estabilización de Ixtapan de la Sal cumplió con las "condiciones particulares de descarga" fijadas por SEDUE según su uso, en 1986 (Tabla VI).

**TABLA VI CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGA PARA EL SISTEMA
DE ESTANQUES DE ESTABILIZACION DE IXTAPAN DE LA SAL
ESTADO DE MEXICO**

PARAMETRO	PROMEDIO MENSUAL	MUESTRA INDIVIDUAL
D.B.O.5 TOTAL	60 mg/l	70 mg/l
GRASAS Y ACEITES	10 mg/l	15 mg/l
TEMPERATURA	-	35 ° C
SOLIDOS DISUELTOS	-	6 - 9 mg/l
MATERIA FLOTANTE	*	*
CONDUCTIVIDAD	-	2000 uMHOS
NITROGENO ORGANICO	-	3 mg/l
FOSFATO TOTAL	-	5 mg/l
COLIFORMES FECALES	1000 NMP/100 ml	2000 NMP/100 ml
DETERGENTES	-	6 mg/l
SOL. SUSP. TOT.	60 mg/l	70 mg/l

* NINGUNA QUE PUEDA SER RETENIDA POR MALLA DE 3 mm DE CLARO LIBRE

5. ZONA DE ESTUDIO.

La población de Ixtapan de la Sal está localizada a los 18° 50'13" de latitud norte y los 90° 40'28" de longitud oeste, al suroeste del Estado de México, a una altitud promedio de 2020 metros sobre el nivel de mar. Su superficie es de 115.37 km² (INEGI, 1988) (Fig. 3) El clima predominante es tipo (A)C(W2)ig, esto es, semicálido y semihúmedo con lluvias en verano, con precipitación media anual de 1237.7 mm y temperatura media anual de 15.4°C (Gov. Edo. de México, 1976).

La población municipal contaba en 1984 con aproximadamente 18,899 habitantes, la mayoría de ellos concentrados en el sector primario agricultura, ganadería, silvicultura, caza y pesca (INEGI, 1984).

El sistema de estanques estudiado se localiza en las afueras del poblado y estaba originalmente formado (1974) por cuatro series de tres estanques facultativos, la última serie operaba como laguna de maduración (Fig. 2a). Posteriormente, (1986), se construyó la laguna anaerobia o sedimentador (Solís, 1980). El sistema estuvo constituido por un canal de distribución a la entrada del cual se encontraba una rejilla de limpieza manual, para retener bolsas de plástico, papel, pedazos de trapo, etc.; por un desarenador, para eliminación de sólidos gruesos, como arenas y gravas; un canal de distribución para cada laguna; una laguna anaerobia con un dispositivo de placas paralelas; una laguna facultativa; una

laguna de maduración y finalmente, un cárcamo colector para la disposición del efluente (Fig. 2b).

Las dimensiones de las lagunas son las siguientes:

LAGUNA ANAEROBIA	LAGUNA FACULTATIVA	LAGUNA DE MADURACION
LARGO: 21.4 M	32.0 M	31.0 M
ANCHO: 9.4 M	24.0 M	24.0 M
PROF.: 2.9 M	1.25 M	1.0 M
VOL.: 583.4 M ³	960.0 M ³	744.0 M ³

Todo el sistema está construido con concreto y presenta compuertas y canales que regulan la entrada y salida del agua de un estanque al otro (Solís, 1982).

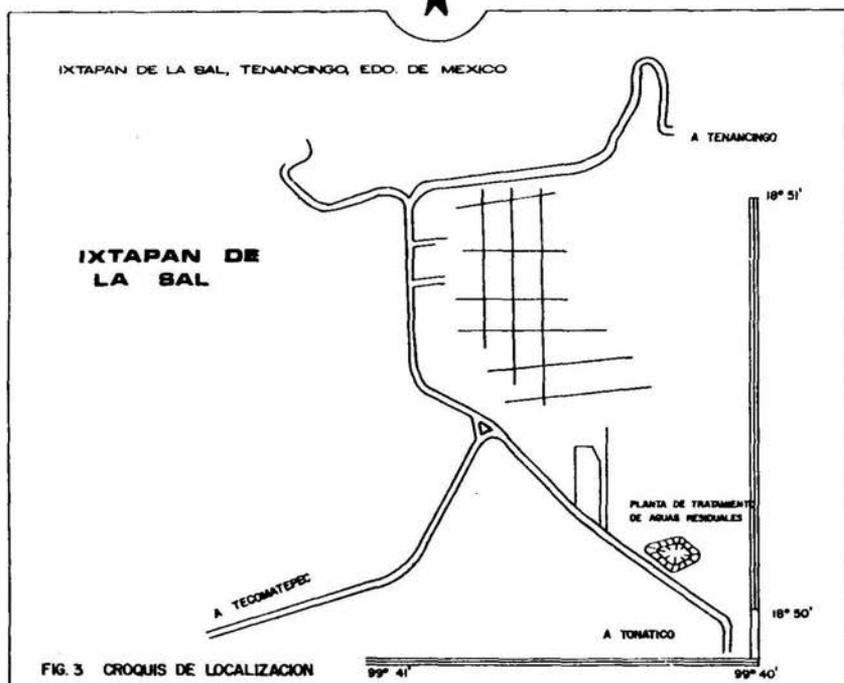
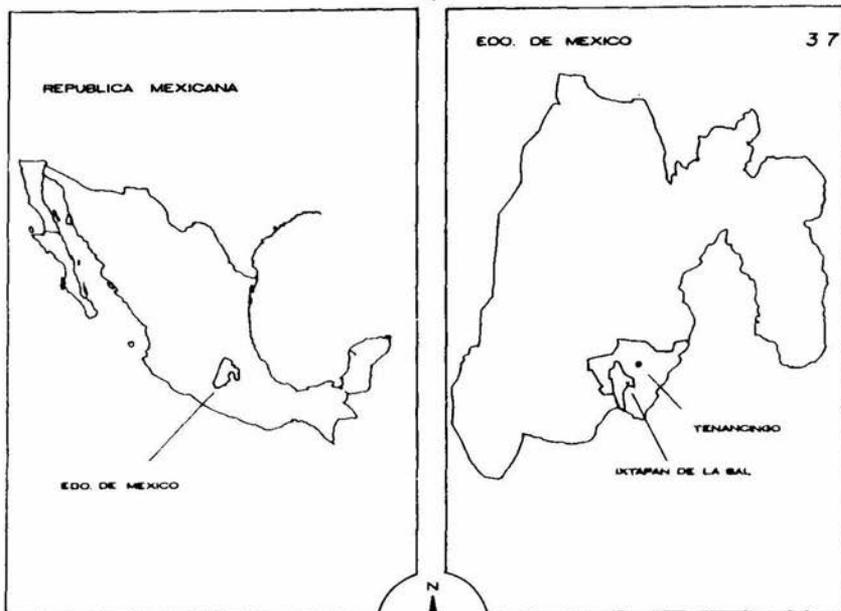


FIG. 3 CROQUIS DE LOCALIZACION

6. METODOLOGIA

Se realizaron 12 muestreos quincenales, del 27 de Julio de 1988 al 4 de Enero de 1989, en los cuatro puntos de muestreo siguientes (Fig. 2b)

- 1.- Afluente (entrada de agua cruda al sistema).
- 2.- Efluente del sedimentador (laguna anaerobia).
- 3.- Efluente de la laguna facultativa.
- 4.- Efluente de la laguna de maduración.

Los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos determinados fueron: temperatura ambiente y del agua, pH, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (total) y demanda química de oxígeno (total), sólidos totales, suspendidos y sedimentables, coliformes totales, fecales, y estreptococos fecales.

Las muestras para la determinación de los parámetros fisicoquímicos en el laboratorio se colocaron en garrafrones de plástico de un litro de capacidad, para la prueba de DQO fue necesario adicionar 1 ml de ácido sulfúrico/litro de muestra y las muestras biológicas se almacenaron en frascos esterilizados con un volumen aproximado de 250 ml., para su posterior siembra en los medios de cultivo específicos (SARH, 1976; SRH, 1976). La profundidad del muestreo fue subsuperficial (10 a 15 cm).

Los parámetros fisicoquímicos analizados *in situ* fueron: temperatura ambiente y del agua (con un termistor y con termómetro de mercurio), pH (potenciométricamente), oxígeno disuelto (polarográficamente y por el método de Winkler con la modificación de la azida de sodio, por considerarse como Norma Oficial Mexicana) (SEDUE, 1985). En el laboratorio se determinó la demanda bioquímica (método de dilución) y química de oxígeno (método volumétrico de reflujo con dicromato de potasio), sólidos totales suspendidos y sedimentables (gravimétricamente). Todos ellos siguiendo la metodología propuesta por el Standard Methods (Greenberg et.al, 1985; NOM-AA-20-1980; NOM-AA-34-1981).

Los análisis bacteriológicos consistieron en determinar la presencia y el número del grupo coliforme como coliformes totales, fecales y estreptococos fecales. El método de análisis fue el de tubos de dilución múltiple, por considerarse como Norma Oficial Mexicana y para estudios de calidad del agua (SEDUE, 1985).

La técnica del número más probable (NMP), descansa sobre una base estadística para expresar cuantitativamente la densidad de microorganismos en muestras de agua. Un cierto número de tubos se inocula con un medio de cultivo o dispositivo indicador que ponga de manifiesto a los microorganismos en diluciones definidas de muestra. El estudio se extiende a dos o más ensayos. La prueba presuntiva para coliformes totales consistió en inocular 5 tubos con diluciones de la muestra en tubos de fermentación con caldo lactosado, incubándolos a 35°C. En ellos, los microorganismos fermentan la lactosa y liberan anhídrido carbónico que se acumula en la campana. Un efecto semejante puede ocurrir en ausencia de organismos coliformes como resultado de la acción sinérgica de dos tipos de bacterias, una capaz de fermentar la lactosa hasta ácido láctico y pirúvico y otra, que metaboliza estos ácidos generando gas, aldehído y ácidos menores. Algunas bacterias Gram positivas pueden producir, aunque en menor grado, gas a partir de la lactosa. Por lo anterior, se realizó la prueba confirmativa para coliformes totales en tubos de fermentación con caldo bilis verde brillante, a 35°C (IPN, 1983; Merck, 1972).

Para la prueba confirmativa de coliformes fecales se tomaron los tubos que resultaron positivos de la prueba presuntiva para coliformes totales y se les inoculó en tubos de dilución con medio EC incubándolos a 44.5°C. Para la prueba presuntiva de estreptococos fecales, se inocularon 5 tubos con azida dextrosa y se incubaron a 35°C; en la prueba confirmativa los positivos se inocularon en caldo EVA.

Los datos fisicoquímicos y biológicos obtenidos se sometieron a tratamiento de estadística básica (media, desviación estandar, coeficientes de correlación, etc.), para su interpretación (Daniel, 1982; SARH, 1980).

Para el cálculo de los tiempos de residencia fue necesario contar con el volumen de cada laguna (Fig. 2b) y con el gasto o flujo que entró al sistema, ya que la fórmula para determinar el tiempo de residencia es:

$D = V / F$, donde D = Tiempo de residencia, V = volumen y F = gasto.

El flujo a través del sistema fue de 2 lps (Solís, 1982). Dado que el tiempo de residencia se estima en días, fue necesaria la conversión de lps a m³/día, así se obtuvo lo siguiente:

$$\frac{2 \text{ lt}}{\text{seg}} \times \frac{60 \text{ seg}}{\text{min}} \times \frac{60 \text{ min}}{\text{hr}} \times \frac{24 \text{ hrs}}{\text{día}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ lt}} = \frac{288 \text{ m}^3}{\text{día}}$$

Por lo tanto, 2 lps correspondieron a 172.8 m³/día.

Para el cálculo de las eficiencias de remoción, se empleó la siguiente relación:

$$N = \frac{La - Le}{La} * 100$$

Donde, N = eficiencia de remoción, La = valor afluente y Le = valor efluente

7. RESULTADOS Y ANALISIS.

7.1 COEFICIENTES DE CORRELACION

La determinación de los coeficientes de correlación permitió establecer la similitud en funcionamiento que existió entre las lagunas. Asimismo, fue posible determinar si existió comportamiento estacional en los estanques.

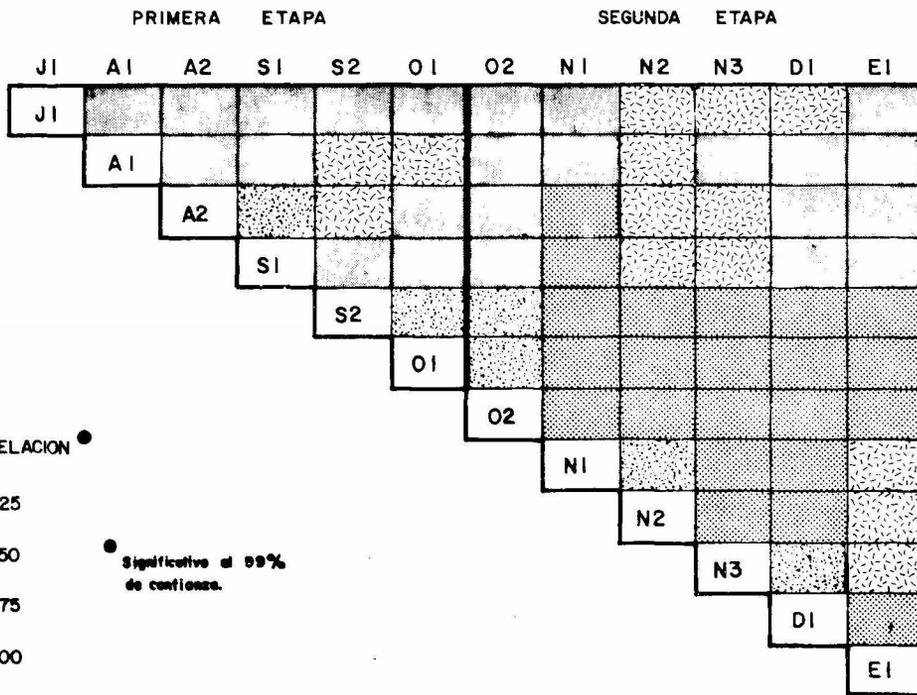
Con base en los valores de los coeficientes se presentaron dos etapas en el funcionamiento del sistema (Tabla VII). La primera etapa (27 de Julio al 5 de Octubre) representada en general por bajos coeficientes de correlación, lo cual indicó que el sistema funcionó adecuadamente ya que se evidenciaron las diferentes etapas del tratamiento (anaerobio, facultativo y de maduración), y la segunda etapa (19 de Octubre al 4 de Enero) con los coeficientes más elevados, donde el sistema se comportó, de manera similar, esto es, las tres lagunas operaban como una sola laguna anaerobia, como se confirmó con las observaciones de DEO_5 , DGO, sólidos, olor, etc. Esta situación se presentó por una falla humana, al haberse omitido la instalación de una compuerta entre el biodigestor y la laguna anaerobia que *ex professo* se planeó para la limpieza de esta última. Para sellar este orificio se planteó alternativamente la oclusión con un bulto de cemento, evitando así el paso de materia orgánica sin degradar a todo el sistema (Ing. Félix Solís, comunicación personal). Sin embargo, este procedimiento no tuvo la eficacia deseada, por lo cual la materia orgánica cruda pasó a todo el sistema saturando inicialmente la laguna anaerobia y posteriormente, eliminando las etapas facultativa y aerobia (de maduración).

Aunque en forma aparente las épocas de lluvias (Mayo-Sept.) y secas (Oct.-Marzo) coincidieron con las dos etapas detectadas, esto fue de manera totalmente accidental debido a que las características fisicoquímicas de las lagunas respondieron a una sobrecarga de materia orgánica y no a un cambio de tipo climático.

TABLA VII

COEFICIENTES DE CORRELACION

LAGUNAS DE ESTABILIZACION



RANGOS DE CORRELACION ●

-  0-25
-  26-50
-  51-75
-  76-100

● Significativo al 99% de confianza.

IXTAPAN DE LA SAL, EDO. DE MEXICO

7.2. TIEMPOS DE RESIDENCIA

Considerando que a las lagunas se les alimentó con un gasto de 2 lps, los tiempos de residencia quedaron como sigue:

7.2.1. Laguna anaerobia: 3.38 días

De acuerdo con las dimensiones de la laguna anaerobia ésta tuvo un valor adecuado para ser anaerobia desde el punto de vista de la estratificación vertical (Eckenfelder, 1980); sin embargo y de acuerdo a lo propuesto por varios autores (Tabla VIII) el tiempo de residencia de 3.38 días fue corto para que con un metabolismo anaerobio pudiera haber una remoción eficiente de materia orgánica, lo que a su vez sería indicio de una baja eficiencia global en la laguna.

7.2.2. Laguna facultativa: 5.55 días

Las dimensiones de esta laguna fueron las adecuadas para que en ésta se desarrollara el proceso facultativo (Eckenfelder, 1980); sin embargo de acuerdo al criterio adoptado por varios autores para sistemas convencionales (Tabla VIII), el tiempo de residencia de 5.55 días fue ligeramente corto.

7.2.3. Laguna de maduración: 4.31 días

Al igual que en el proceso anterior, las dimensiones de la laguna y el tiempo de residencia se encontraron dentro de los recomendados (Tabla VIII).

7.3. EFICIENCIAS DE REMOCION

En el análisis de la eficiencia de un sistema lagunar, son de importancia los parámetros operacionales, esto es, aquellos que tienen relación directa con el funcionamiento de la laguna y cuyo control periódico permite observar el comportamiento de ellas. Estos parámetros están constituidos por los valores de pH, remoción de DBO_5 , remoción de sólidos, remoción de coliformes y concentración de nutrimentos (nitrógeno y fósforo) (Ramalho, 1983).

**TABLA VIII ALGUNOS PARAMETROS TÍPICOS DE DISEÑO
PARA LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN, COMPARADOS CON
LOS DE IXTAPAN DE LA SAL. PERIODO '88-89**

TIEMPO DE RESIDENCIA (τ) EN DIAS				
	ECKENFELDER 1980	RAMALHO 1983	METCALF Y EDDY 1985	IXTAPAN 1988-89
AEROBIA	2 - 6	2 - 6	10 - 40	-
ANAEROBIA	5 - 50	5 - 50	20 - 50	3.38
FACULTATIVA	7 - 50	7 - 50	7 - 20	5.55
MADURACION	-	-	5 - 20	4.31
PROFUNDIDAD (m)				
AEROBIA	0.18 - 0.31	0.15 - 0.46	1.0 - 1.5	-
ANAEROBIA	2.4 - 4.6	2.4 - 4.6	2.5 - 5.0	2.9
FACULTATIVA	0.9 - 2.4	0.9 - 2.4	1.0 - 2.5	1.25
MADURACION	-	-	1.0 - 1.5	1.0
REMOCION DBOS (%)				
AEROBIA	80 - 95	80 - 95	-	-
ANAEROBIA	50 - 80	50 - 80	-	59.17
FACULTATIVA	70 - 95	70 - 95	-	42.40
MADURACION	-	-	-	45.66

7.3.1. ANALISIS DE LOS PROCESOS UNITARIOS (TABLA IX a).

PRIMERA ETAPA

Para la DBO_5 total, se obtuvo que de 388.8 ± 118.0 mg/l que entraron al sistema (afluente general), éstos se redujeron en el biodigestor y laguna anaerobia a 144.9 ± 43.5 , operando éstos con una eficiencia de remoción del 63%; continuando con la degradación de la materia orgánica, a la laguna facultativa ingresaron 144.9 ± 43.5 y se obtuvieron 117.2 ± 102.7 mg/l, representando ésto una eficiencia de remoción del 19%, para finalmente haber obtenido una eficiencia en la laguna de maduración del 43%, al haber ocurrido una degradación de 117.2 ± 102.7 a 67.1 ± 43.0 , que fue la concentración de DBO_5 que salió del sistema lagunar. Las eficiencias globales se trataron con posterioridad.

El abatimiento de la demanda bioquímica de oxígeno en la laguna anaerobia se debió a la reducción considerable de material orgánico biodegradable que entró al sistema. No obstante, esta carga orgánica no fue la adecuada para el siguiente paso de depuración, ya que diversos autores (Tabla VIII) proponen una eficiencia de remoción en sistemas convencionales del 80% al 95%, mientras que en el sistema modificado se esperaba por diseño una eficiencia de alrededor del 70% (Solís, 1982). Lo anterior es contradictorio ya que de un sedimentador modificado con un dispositivo de barras paralelas se debería esperar que la eficiencia fuera mayor; además, el proceso de biodigestión que en éste se realiza incrementa la posibilidad de obtener mayores eficiencias en la laguna anaerobia, dadas las características del agua. Por lo anterior, se consideró que la eficiencia obtenida en la remoción de la DBO_5 fue inferior a la esperada debido, además, a la sobrecarga que presentó el sistema, ya que de una carga orgánica superficial de 40 a 60 kg $DBO_5/m^2/día$ recomendada para lagunas anaerobias, se alimentaron a ésta de 100 a 150 kg $DBO_5/m^2/día$ (Eckenfelder, 1980; Ramalho, 1983).

Para DQO total pudo observarse que ésta se redujo considerablemente en la laguna anaerobia, de 877 ± 577 mg/l que entraron al sistema, salieron 215 ± 95 , representando ésto una eficiencia de remoción del 76%. Esta reducción en la DQO se debió a la disminución de gran cantidad de materia orgánica e inorgánica no biodegradable, probablemente representada por compuestos de origen mineral, los cuales no fueron depurados en las siguientes etapas del sistema. En la laguna facultativa, se observó que de 215 ± 95 mg/l que entraron, se incrementaron a 260 ± 109.1 , por lo que se obtuvo una eficiencia de remoción del 0%. Esto fue resultado de la acumulación progresiva del material no biodegradable. Finalmente, en la laguna de maduración, la

concentración de los 260 +/-109 mg/l no varió, por lo que la eficiencia de remoción de DQO fue del 0%.

Los sólidos se comportaron de manera similar a la DQO. En la laguna anaerobia se obtuvieron eficiencias de remoción elevadas. Para totales del 58%, para sedimentables del 100%, para suspendidos totales del 94% y para disueltos totales del 47%. Sin embargo, el que en la laguna facultativa y de maduración se hayan presentado eficiencias de remoción del 0%, indicó el ligero incremento que éstos sufrieron al irse acumulando en el sistema y que definitivamente, de acuerdo a los datos obtenidos, no pudieron ser absorbidos a lo largo del proceso de depuración.

En resumen, debido al comportamiento anteriormente descrito se demostró que la laguna anaerobia recibió mayor cantidad de carga orgánica para la cual fue diseñada ya que, de acuerdo al criterio adoptado para el funcionamiento de estas lagunas, debió entrar a la laguna anaerobia una carga de 40 a 60 kg DBO₅/m²/día (Eckenfelder, 1980; Ramalho, 1983), en vez de 100 a 150 kg DBO₅/m²/día.

En cuanto a remoción de organismos coliformes totales, se obtuvo una eficiencia en la laguna anaerobia del 41%, la cual de acuerdo a lo propuesto por Fair (1971) es buena, ya que se propone del 25 al 70% de remoción de patógenos por sedimentación simple, relacionándose esta remoción de microorganismos con la eficiencia de remoción de sólidos en esta etapa, ya que la acción desfavorable de la sedimentación ejerce una influencia considerable en la disminución del contenido bacteriano (SARH, 1980). Para coliformes fecales, se observó que en la laguna anaerobia éstos no fueron eliminados (0% de eficiencia de remoción), probablemente debido a que se presentaron condiciones fisicoquímicas que aumentaron su supervivencia con respecto a los coliformes totales en el medio acuático. No obstante, el tiempo de residencia adecuado propició que éstos fueran eliminados a lo largo del proceso restante, por lo que se obtuvieron mejores eficiencias (90% para la laguna facultativa y 98% para la laguna de maduración).

En la laguna facultativa la eficiencia de remoción de coliformes totales decreció al 0%, dado que el número de coliformes totales aumentó de 544 +/-919 NMP/100 ml a 614 +/-937 NMP/100 ml, lo cual se asoció a fallas inherentes a la prueba del Número más probable, como lo menciona Hoadley y Dutka (1977), SARH (1980), entre otros.

En la laguna de maduración se observó que de 644 +/-937 NMP/100 ml, éstos se redujeron a 10 +/-9, con una eficiencia de remoción del 98%, principalmente debido a que este tipo de lagunas se implementa para la eliminación de microorganismos, dado el tiempo de residencia y poca profundidad (Metcalf y Eddy, 1983).

TABLA IXa EFICIENCIAS DE REMOCION

PROCESOS UNITARIOS

PRIMERA ETAPA

PARAMETRO	UNIDAD	AFLUENTE		E F L U E N T E					
		GRAL.		L A G. A N A.		L A G. F A C.		L A G. M A D.	
		PROM.	PROM.	EFIC.	PROM.	EFIC.	PROM.	EFIC.	
D. B. O. 5	mg/l	388.8	144.9	63%	117.2	19%	67.1	43%	
	+/-	118.0	43.5		102.7		43		
D. Q. O.	mg/l	877.0	214.5	76%	260	0%	260	0%	
	+/-	576.9	95.0		109.1		156.9		
SOL. TOT.	mg/l	940.0	392	50%	419	0%	483	0%	
	+/-	248.1	76.8		46.0		27.2		
SOL. SED.	ml/l	6.87	0.83	100%	0.83	0%	0.03	0%	
	+/-	3.0	0.06		0.06		0.06		
SOL. SUSP.	mg/l	189.3	12	94%	58.7	0%	66.7	0%	
	+/-	95.5	10.6		22.0		26.0		
SOL. DIS.	mg/l	750.7	379.7	49%	360.3	5%	416	0%	
	+/-	290.0	69.1		58.5		26.0		
COL. TOT.	NMP/100ml	928	544	41%	614	0%	10	98%	
	+/-	1149	519		937		9.0		
COL. FEC.	NMP/100ml	108	408	0%	41	90%	4	90%	
	+/-	153	976.0		42.0		3		
EST. FEC.	NMP/100ml	853	1001	0%	16	98%	3	85%	
	+/-	1198	1138		20		2		

+/- : desviacion estandar

Con respecto a los estreptococos fecales, se observó que éstos no fueron eliminados en la laguna anaerobia; sin embargo, por efecto del tiempo de residencia éstos fueron eliminados con mejores eficiencias a lo largo del sistema restante (98% en la laguna facultativa).

De acuerdo a lo anterior, el análisis de los procesos unitarios para la primera etapa demostró que el sistema soportó, en gran medida, la sobrecarga orgánica al que fue sometido.

Dentro del sistema de lagunas, la unidad que mejor resultado aportó durante su operación fue la comprendida por el biodigestor y la laguna anaerobia, donde se registraron las mejores eficiencias de remoción. Las siguientes unidades quedaron siempre sujetas al funcionamiento de la primera.

En lo que respecta a la implementación de las placas paralelas, el análisis de datos, sólidos principalmente, demostró que fueron eficientes, ya que el funcionamiento del biodigestor-laguna anaerobia fue el adecuado.

7.3.2. ANALISIS DE PROCESOS UNITARIOS (TABLA IX b).

SEGUNDA ETAPA

En cuanto a la carga contaminante (DBO_5 y DQO) para esta etapa se encontró, de acuerdo a los resultados, que la mayor carga de materia se debió a la DQO , dado que ésta representó el 71% del total de materia que entró al mismo, debido a la incorporación en el afluente del sistema de agua residual de 2 estaciones de auto-lavado cercanas a las lagunas, ricas en grasas y aceites.

Para la DBO_5 total, se obtuvo que de 258 ± 82 mg/l que entraron al sistema (afluente general), éstos se redujeron en el biodigestor-laguna anaerobia a 98.1 ± 43 mg/l, operando esta unidad con una eficiencia de remoción del 62%. Continuando con la degradación de la materia orgánica, a la laguna facultativa ingresaron 98.1 ± 43 mg/l y se redujeron a 78.3 ± 26 , representando ésto una eficiencia de remoción del 20%, para finalmente haber obtenido una eficiencia en la laguna de maduración del 47%, al haberse degradado la materia de 78.3 ± 26 mg/l a 41.2 ± 11 mg/l que fue la concentración de DBO_5 con la que el efluente salió del sistema.

Nuevamente la eficiencia en la laguna anaerobia fue baja, aún cuando se reguló el gasto de entrada al sistema, ya que el bulto de cemento que dividía al biodigestor y a la laguna anaerobia se erosionó, perdiendo el biodigestor sus características originales de sedimentador provocando así, la homogenización de las unidades. Por ello la materia orgánica comenzó a pasar sin degradación completa al siguiente proceso, sobrecargando la laguna facultativa, lo cual se reflejó en la baja eficiencia (20%) de la misma. Esta carga de materia se degradó en la laguna de maduración con una eficiencia igualmente baja (47%), debido a la sobrecarga en el proceso anterior.

Para la DQO se obtuvo que de 877.6 +/-714 mg/l que entraron al sistema (afluente general), éstos se incrementaron el el biodigestor-laguna anaerobia a 1009 +/-1275 mg/l, operando esta unidad con una eficiencia de remoción del 0%, continuando con el proceso de depuración, en la laguna facultativa ingresaron 1009 +/-1275 mg/l y se obtuvieron 281.7 +/-263.7 mg/l representando ésto una eficiencia de remoción del 72%, para finalmente haber obtenido una eficiencia de remoción en la laguna de maduración del 0%, al incrementarse la DQO de 281.7 +/-263.7 a 869.3 +/-1001 mg/l.

Lo anterior demostró que en el sistema anaerobio hubo acumulación de materia no biodegradable, debida principalmente a los sólidos disueltos (como se verá más adelante), lo cual provocó el aumento en la DQO. Posteriormente en la laguna facultativa, la elevada eficiencia en la eliminación de la DQO reflejada asimismo por los sólidos totales y disueltos, no pudo ser explicada. Finalmente, en la laguna de maduración la concentración de DQO aumentó, lo cual se debió a la acumulación progresiva de los sólidos, principalmente de los disueltos.

En cuanto a la eficiencia de remoción de sólidos se observó que en la laguna anaerobia, los sólidos sedimentables y los suspendidos totales fueron eliminados eficientemente, con 56% y 57% respectivamente, mientras que los sólidos disueltos se incrementaron, reflejándose éstos en el comportamiento de los sólidos totales. Lo anterior se debió a las características de operación de esta unidad, la cual estuvo diseñada para retener principalmente los sólidos sedimentables y parte de los suspendidos. En la laguna facultativa, se pudo observar que se presentaron eficiencias elevadas en cuanto a la eliminación de sólidos sedimentables y disueltos, los cuales probablemente se oxidaron por lo que disminuyó su concentración. Sin embargo, los sólidos suspendidos se incrementaron por efecto de la formación de flóculos que se originaron a partir de la degradación de la materia orgánica en condiciones anóxicas, por estar el sistema sobrecargado (Fair, 1971). Consecuentemente, en la laguna de maduración los sólidos totales aumentaron debido

TABLA IX b EFICIENCIAS DE REMOCION

PROCESOS UNITARIOS

SEGUNDA ETAPA

PARAMETRO	UNIDAD	AFLUENTE		E F L U E N T E				
		GRAL.	LAG. ANA.	LAG. FAC.		LAG. MAD.		
		PROM.	PROM.	EFIC.	PROM.	EFIC.	PROM.	EFIC.
D. B. O. 5	mg/l	258.0	98.1	65%	78.3	80%	41.2	47%
	+/-	81.5	43.0		26.4		11.2	
D. Q. O.	mg/l	888.0	1009	0%	281.7	72%	859	0%
	+/-	714.3	1275.3		263.7		1001.0	
SOL. TOT.	mg/l	393.0	1401	0%	62%	59%	67%	0%
	+/-	191.0	180.5		285.0		330.0	
SOL. SED.	m/l	6.25	2.77	56%	1.48	47%	1.23	17%
	+/-	4.0	4.0		2.3		2.0	
SOL. SUSP.	mg/l	148.5	63.5	57%	53.2	0%	66.7	28%
	+/-	103.0	17.2		31.5		10.5	
SOL. DIS.	mg/l	241.0	1336	0%	531	60%	574	0%
	+/-	248.1	168.8		294.8		356.5	
COL. TOT.	NMP/100ml	2154	1973	0%	1110	49%	349	69%
	+/-	604.2	727.0		759.0		447	
COL. FEC.	NMP/100ml	1264	1567	0%	301	81%	187	28%
	+/-	1250.0	1023.0		638.0		366.0	
EST. FEC.	NMP/100ml	2400	907	65%	688	15%	473	31%
	+/-	0.0	690.0		908.0		662.0	

+/- : desviacion estandar

al paso de estos flóculos, que provocaron un ligero incremento en su concentración.

Para coliformes totales en el biodigestor-laguna anaerobia, se obtuvo una eficiencia de remoción baja (8%), ya que en una laguna de sedimentación la eliminación de microorganismos debe ser del 25% al 75% (Fair, 1971). Lo anterior fue consecuencia de la carga orgánica en exceso que entró al sistema debido a la falla humana que propició que estos organismos no hayan sido retenidos en la unidad del biodigestor-laguna anaerobia, por ello, pasaron junto con la materia orgánica a la laguna facultativa. En ésta mejoró la eficiencia de remoción (44%) debido, principalmente, al efecto del tiempo de retención (6 días) (SARH, 1980). Finalmente, en la laguna de maduración se obtuvo una eficiencia de remoción baja (67%) ya que la sobrecarga propició que se presentara un exceso de materia orgánica favorable para que los microorganismos subsistieran un mayor tiempo. Para coliformes fecales y estreptococos fecales se observó un comportamiento similar; no obstante, el exceso de material orgánico, propició que no fueran eliminados con la misma eficiencia que en la primera etapa.

Para la segunda etapa, el análisis de los procesos unitarios demostró que el sistema se "colapsó". Lo anterior se debió a causa de la falta de retención de sólidos, pasando la materia sin ningún pretratamiento a la laguna anaerobia y al resto del sistema y esto consecuentemente provocó un exceso de carga.

7.3.3 ANALISIS DEL PROCESO GLOBAL (TABLA IX c).

PRIMERA Y SEGUNDA ETAPA.

Este análisis, permitió evaluar el comportamiento global por etapas del sistema de depuración de aguas negras de Ixtapan de la Sal. A través de éste se pudo observar que la eficiencia en la remoción de los parámetros estudiados a lo largo del sistema, fue elevada en general, lo que demostró que el sistema fue capaz de procesar la carga contaminante proveniente del poblado.

En la primera etapa se encontraron las eficiencias mayores, tendiendo a disminuir en la segunda etapa, principalmente en lo concerniente a la DQO (del 70% la eficiencia bajó al 2%), sólidos totales (del 49% la eficiencia bajó al 0%) y sólidos disueltos (del 45% la eficiencia bajó al 0%), ello como resultado del "colapso" del sistema y del aporte de materia no fácilmente biodegradable, como se discutió con anterioridad.

Resumiendo, de manera general se observó que el sistema modificado de lagunas de estabilización de Ixtapan de la Sal operó de manera aceptable; sin embargo, con la implementación de las placas paralelas en la laguna anaerobia y la disminución del área de tratamiento no se logró aumentar la eficiencia de remoción de materia orgánica, ya que las eficiencias globales en este estudio fueron del 83% y 84% (primera y segunda etapa, respectivamente), mientras que en el sistema sin las modificaciones la eficiencia de remoción fue del 83%. Este resultado, si bien no superó la eficiencia del sistema no modificado, presentó la misma eficiencia que este último con una laguna facultativa menos, lo que permitió lograr un ahorro sustancial en cuanto al área de operación, reflejándose finalmente, en una disminución de costos debida a construcción, operación y mantenimiento.

TABLA IX c EFICIENCIAS DE REMOCION ESTANQUES DE ESTABILIZACION PROCESO GLOBAL		
PARAMETRO	PRIMERA ETAPA	SEGUNDA ETAPA
D.B.O.5 TOTAL	83 %	84 %
D.Q.O. TOTAL	70 %	2 %
SOLIDOS TOTALES	49 %	0 %
SOL. SUS. TOT.	65 %	55 %
SOL. SEDIMENTABLES	100 %	80 %
SOL. DIS. TOT.	45 %	0 %
COL. TOTALES	99 %	84 %
COL. FECALES	96 %	85 %
ESTREPTOCOCOS FEC.	100 %	80 %

7.4 COLOR, OLOR Y OXIGENO DISUELTO) EN LOS ESTANQUES DE ESTABILIZACION.

7.4.1 COLOR. Las aguas negras frescas generalmente tienen un color gris, por lo que una coloración negra o muy oscura puede indicar que son sépticas (que se ha presentado proceso de putrefacción anaerobia) (Eckenfelder, 1980, Ramalho, 1983; Metcalf & Eddy, 1985).

En la primera fase del estudio, el sistema operó acorde al tipo de proceso destinado para cada laguna, esto permitió la diferenciación por el color de 3 tipos de proceso de depuración del agua negra en el sistema de estanques de Ixtapan de la Sal; en la laguna anaerobia el agua negra cruda presentó un color gris característico; en la laguna facultativa, al igual que en el proceso aerobio llevado a cabo en la laguna de maduración, se presentó una coloración verde típica de este tipo de estanques y lo cual es generalmente indicio de la elevada cantidad de algas (Gloyna, 1975). En la segunda etapa y como consecuencia de la sobrecarga, se apreciaron cambios en la coloración original, es decir, se presentó una coloración café-rojiza en la laguna facultativa y de maduración, probablemente debida a la presencia de bacterias púrpura del azufre, como ha observado Mitchell (1972) en otros sistemas.

7.4.2 OLOR. El agua negra fresca tiene un olor a moho no desagradable; sin embargo, cuando se encuentra en condiciones sépticas, se percibe un olor a ácido sulfhídrico (Eckenfelder, 1980; Ramalho, 1983; Metcalf & Eddy, 1985). En la laguna anaerobia se percibió este compuesto, por su clásico olor a "huevo podrido", como era de esperarse, por las condiciones sépticas comunes en los sedimentadores. Para antes de que se azolvare el sistema (primera etapa), no se percibieron olores en las lagunas facultativa y de maduración. A partir de que el sistema experimentó el colapso (segunda etapa), se percibió un olor a ácido sulfhídrico en la laguna facultativa y en la laguna de maduración, lo cual indicó que el exceso de materia orgánica comenzó a sufrir descomposición anaerobia, al haber disminuido los niveles de oxígeno disuelto en el agua en el resto del sistema.

7.4.3 OXIGENO DISUELTO. La solubilidad del oxígeno en el agua se ve afectada por la turbulencia en la superficie, por la temperatura del agua, por la presión atmosférica, por el porcentaje de oxígeno en la atmósfera, por el área de la superficie expuesta al aire, etc. (Eckenfelder, 1980; Ramalho, 1983; Metcalf & Eddy, 1985).

Si hay materia orgánica en el agua negra, puede reducirse el contenido de oxígeno disuelto hasta cero. Las aguas negras crudas carecen de oxígeno disuelto o la presentan en bajas concentraciones, como pudo observarse en los valores de oxígeno disuelto reducidos del afluente al sistema, que oscilaron entre 0.2 ppm y 2.0 ppm. El afluente presentó valores más altos de oxígeno disuelto que la laguna anaerobia, donde se presentaron valores de 0.1 ppm a 0.6 ppm. Este efecto se asoció a la aereación, originada por la turbulencia, que experimentó el agua previa a su entrada al sistema en el canal de conducción de baja profundidad. En este sentido, los valores de oxígeno disuelto para la laguna anaerobia no se analizaron por etapas, ya que independientemente de que el sistema se encontrara o no saturado de materia orgánica, los niveles de oxígeno disuelto fueron muy bajos dadas las características del proceso (anaerobio).

Para la laguna facultativa y de maduración, se obtuvo que, antes de que el sistema se comportara como una laguna anaerobia, los niveles de oxígeno disuelto fueron elevados; de 11 a 14 ppm en la laguna facultativa y para la de maduración, de 15 ppm en promedio. No obstante, para la segunda etapa la sobrecarga y/o retroalimentación de materia orgánica abatió los niveles de oxígeno disuelto disponible en cada una de las lagunas, registrándose valores para la laguna facultativa de 2 ppm en promedio y de 3 ppm en promedio para la laguna de maduración.

Para explicar los efectos de sobrecarga y retroalimentación se asumió que en el sistema pudieron ocurrir dos cosas que permitieran explicar el porqué el sistema se colapsó a partir del mes de Noviembre. Para el caso de sobrecarga, se asumió que la laguna anaerobia fue insuficiente para soportar mayor entrada de materia orgánica que para la que fue diseñada y ello ocasionó que el sistema se fuera azolvando, alcanzando su nivel de saturación de materia orgánica, aunado a la falla humana (orificio en el muro de la laguna anaerobia), permitió que la materia orgánica cruda, sin previa estabilización en el proceso anaerobio, pasara a formar parte de las otras dos lagunas (de la laguna facultativa y de la laguna de maduración). Estas lagunas están proyectadas para recibir materia orgánica parcialmente degradada y dadas sus características, el agua negra a su paso a través del sistema, termina de estabilizarse (Waste Water Technology, 1989).

En el caso de retroalimentación, fue factible suponer que al estar azolvadas las lagunas, comenzaron a experimentar descomposición anaerobia en el fondo por la acumulación de sólidos y al haberse presentado desprendimiento de gases, los sólidos comenzaron a flotar e incorporarse al efluente (Fair, 1971) y el efecto gravitacional del paso del agua de una laguna a otra, arrastró sólidos desde el inicio del sistema, que finalmente lo saturaron.

7.5 EVALUACION DE LAS MODIFICACIONES

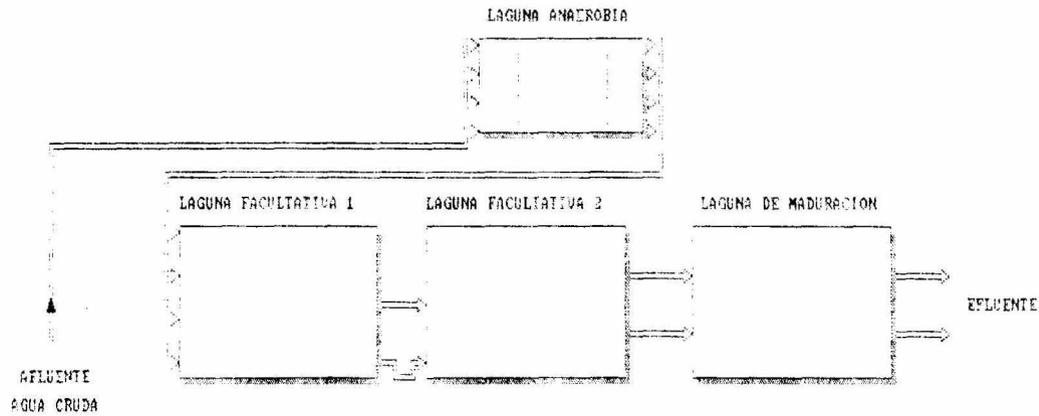
Con base en el estudio que realizó la Escuela Nacional de Estudios Profesionales-Iztacala en el año de 1986 en el sistema de estanques de Ixtapan sin placas paralelas y dos lagunas facultativas (Martínez, 1990) (Fig. 4), se obtuvo para DBO₅ una eficiencia de remoción del 83%. En el estudio realizado en el sistema modificado (1989) (Fig. 4), se alcanzó una eficiencia de remoción por proceso global del 83% para la primera etapa y del 84% para la segunda, lo cual indicó que el sistema operó eficientemente a pesar de haberse presentado una sobrecarga orgánica por diversas vías, según se ha mencionado.

Para DQO, la eficiencia de remoción de materia no biodegradable fue menos eficaz en el sistema modificado, ya que anteriormente se obtuvo una eficiencia del 83% (Martínez, 1990), mientras que por proceso global en la primera etapa se observó una eficiencia del 70% y en la segunda del 0%. Ello se debió, de igual manera, a que tanto en la primera como en la segunda etapa, la operación del sistema se vio afectada por diversos factores.

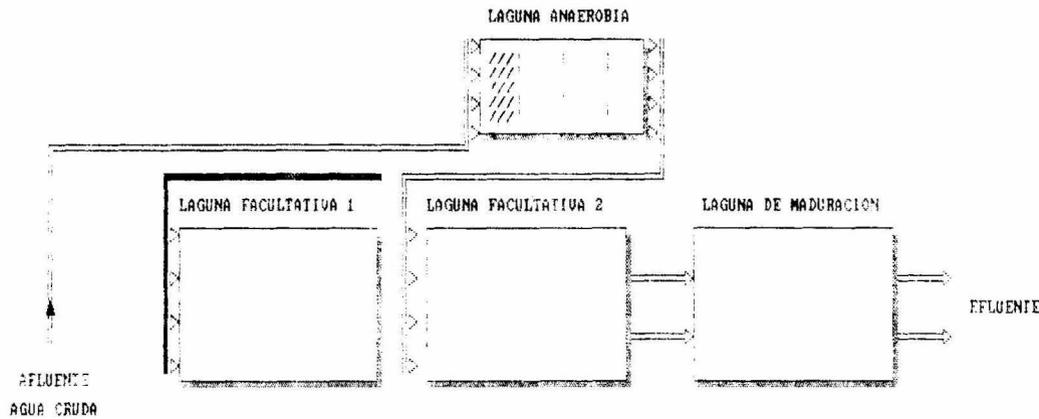
El hecho de que las eficiencias de remoción de la materia orgánica en el sistema modificado (placas paralelas en la laguna anaerobia) no se hayan alterado a pesar de la sobrecarga y del colapso del sistema, indicó que esta modificación fue adecuada para la optimización del funcionamiento del sistema.

7.6 NORMATIVIDAD-SEDUE

Dado que el efluente del sistema es reusado con fines agrícolas, se analizó si éste cumplía con las condiciones particulares de descarga fijadas por la SEDUE (1986) para no afectar las condiciones ecológicas de cuerpos receptores (Tabla X), así como los establecidos por la SEDUE (1989) para reuso de aguas tratadas en la agricultura (Tabla XI).



S I S T E M A A N T E R I O R (1986)



S I S T E M A M O D I F I C A D O (1989)

FIG. 4 MODIFICACIONES ESTRUCTURALES Y OPERACIONALES
SISTEMA DE ESTANQUES DE ESTABILIZACION, IXTAPAN DE LA SAL

El efluente del sistema de tratamiento de aguas residuales de Ixtapan de la Sal cumplió con las condiciones particulares de descarga establecidas por SEDUE (1986) (Tabla X), a excepción de los valores fijados para sólidos disueltos, ya que se indica de 6 a 9 mg/l, mientras que se obtuvieron 416 y 607 mg/l para la primera y la segunda etapa respectivamente. El problema con los sólidos disueltos en altas concentraciones es que éstos constituyen la mayor parte mineral del total de los diferentes tipos de sólidos (Metcalf & Eddy, 1985) y por ende, serán aportadores de grandes cantidades de cloruros, sulfatos, fosfatos, nitratos, etc., que al descargarse a un cuerpo receptor contribuirán a la eutrofización del mismo.

Considerando que el efluente del sistema se destina a riego de jitomate y cebolla, se compararon los valores del efluente final de éste con los propuestos en el Reglamento para la prevención y control de las aguas de los cuerpos receptores superficiales (1973) en función de usos y características de calidad. Para ello, las condiciones seleccionadas fueron de acuerdo a las características fisicoquímicas y bacteriológicas que debe reunir el agua destinada al uso agrícola (Tabla XI). Con base en lo establecido en esta tabla el efluente del sistema de estanques de estabilización cumplió en su primera etapa, con los requisitos excepto en lo referente a sólidos suspendidos, ya que se indica 50 mg/l, mientras que se obtuvieron 66.7 mg/l. En la segunda etapa el efluente cumplió con los valores establecidos, excepto para sólidos disueltos y sólidos suspendidos, ya que para sólidos disueltos se señala de 500 mg/l obteniéndose 574 mg/l y para sólidos suspendidos de 50 mg/l, obteniéndose 67 mg/l.

De acuerdo a lo anterior, el sistema debe ser optimizado para la eliminación de los sólidos disueltos, dado que estos sobrepasan la normatividad establecida para el riego de cultivos.

TABLA X CALIDAD DEL AGUA

PARAMETRO	UNIDAD	PRIMERA ETAPA 1988 - 1989	SEGUNDA ETAPA 1988 - 1989	SEDUE* 1986
TEMPERATURA	°C	25.1	21.3	35.0
D.B.O.5	mg/l	67.2	41.2	70.0
SOL.SUSP.TOT.	mg/l	66.7	67.0	70.0
SOL.DIS.	mg/l	415.0	507.0	6 - 9
CONDUCT	umhos/cm	525.5	593.7	2000
COL. FEC.	NMP/100ml	4	188	2000

* CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGA PARA LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION DE IXTAPAN DE LA SAL

TABLA XI CRITERIOS ECOLOGICOS DE CALIDAD DEL AGUA *

PARAMETRO	UNIDAD	PRIMERA E T A 1988-89	SEGUNDA P A 1988-89	RIEGO AGRICOLA 1989
pH	unid.	9.36	8.47	4.5 - 9.0
TEMP.	°C	25.1	21.3	-
CONDUC.	umhos/cm	525.8	593.7	1 (XX)
OXIG. DIS.	mg/l	14.2	13.9	-
SOL. SUSP.	mg/l	66.7	67	50
SOL. DIS.	mg/l	416	974	500 (XXXV)
MAT. FLOT.		AUSENTE	MAT. ORG.	-
COLIFORMES TOTALES	NMP/100ml	10	349	1000

XX ESTE NIVEL CONSIDERA USO DEL AGUA EN CONDICIONES MEDIAS DE SUELO, VELOCIDAD DE INFILTRACION, CLIMA Y TOLERANCIA DE LOS CULTIVOS A LAS SALES.

XXXV LA CONCENTRACION SIN EFECTOS NOCIVOS EN NINGUN CULTIVO ES DE 500 MG/L, EN CULTIVOS SENSIBLES ENTRE 500 Y 1000, EN COSECHAS DE MANEJO ESPECIAL ENTRE 1000 Y 2000 Y PARA CULTIVOS TOLERANTES EN SUELOS PERMEABLES ENTRE 2000 Y 5000 MG/L.

* Tomado del Diario Oficial de la Federacion del 2-XII-89.

8. CONCLUSIONES

1. En el sistema se presentaron dos etapas, una en la cual la degradación de la materia orgánica se llevó a cabo de acuerdo a los procesos diseñados (anaerobio, facultativo y aerobio), y otra en la cual éste se "colapsó" (funcionamiento anaerobio).
2. La implementación del dispositivo de barras paralelas en el sedimentador-biodigestor de la laguna anaerobia fue adecuado para optimizar la depuración de las aguas residuales de Ixtapan de la Sal.
3. La modificación realizada al sistema así como la reducción del área superficial de tratamiento, representó un ahorro considerable en cuanto a operación y mantenimiento, ya que en un área menor se conservó la eficiencia que se obtuvo en el sistema sin modificaciones.
4. El efluente final del sistema cumplió con las condiciones particulares de descarga fijadas por SEDUE (1986) excepto en lo referente a sólidos disueltos.
5. El efluente final del sistema en su primera etapa cumplió con los requisitos que debe reunir el agua destinada para riego agrícola (SEDUE, 1989), excepto en lo referente a sólidos suspendidos. En la segunda etapa no cumplió con los valores fijados para sólidos disueltos, sólidos suspendidos, olor y color.
6. De manera general, el sistema mostró eficiencias de remoción elevadas de materia orgánica (83% y 84%) y aceptables de coliformes (96% y 85%) constituyendo el biodigestor-laguna anaerobia, una parte importante del sistema modificado.
7. Las aguas residuales del poblado de Ixtapan de la Sal pueden ser degradadas en un área menor con eficiencias elevadas y a bajos costos de operación y mantenimiento con esta modificación.

9. RECOMENDACIONES

1. Una de las alternativas para aumentar la eficiencia de remoción en el sistema modificado, es realizando purgado de lodos constante en el sedimentador-biodigestor.

2. Es importante hacer determinaciones de la DBO_5 (soluble) ya que a pesar de que ésta haya sido eliminada del agua residual durante el proceso de tratamiento, el efluente del estanque de maduración contendrá una concentración de algas y bacterias del mismo orden o aún mayor, la cual debe ejercer una DBO_5 (total) más elevada que la del residuo original. Todo ello con la finalidad de poder determinar, con precisión, las eficiencias de remoción de materia degradable a través del sistema.

3. Debe contemplarse el aforo del gasto en la toma de las muestras con la finalidad de obtener una estimación de la carga volumétrica real, que permita evaluar con mayor precisión la eficiencia de un sistema de depuración de aguas negras.

4. Debe optimizarse la eliminación de los sólidos disueltos, dado que representan un problema para el reuso óptimo de las aguas tratadas.

10. BIBLIOGRAFIA.

- ANONIMO. 1971 Ley Federal de Aguas. Diario Oficial de la Federación. Enero 30, 1971.
- ANONIMO. 1982 Ley Federal de Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación. Enero 11, 1982.
- ANONIMO. 1980 Norma Oficial Mexicana. NOM-AA-20-1980. Determinación de sólidos disueltos totales en aguas. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (Ed.) México.
- ANONIMO. 1981 Norma Oficial Mexicana. NOM-AA-34-1981. Análisis de agua. Determinación de sólidos. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (Ed.) México
- + -AYANEGUI, J. S. 1973. Importancia de los parámetros en los programas de evaluación y control de la contaminación del agua. I Reunión sobre problemas de contaminación ambiental. S.S.A. (ed.). México. 9 pp
- BABBITT, E. H. 1962. Alcantarillado y tratamiento de aguas negras. Continental (Ed.), México. 881 pp.
- BIAGI, F. 1982. Enfermedades parasitarias. Prensa Médica Mexicana (Ed.), México. 376 pp.
- CAIRNS, A. L. y R. G. DICKSON R. G. 1981. Biological methods for the assessment of water quality. ASTM. Special Technical Publication 528, 256 pp.
- CALDWELL, P. D. 1973. Upgrading lagoons. EPA (Ed.) Technology transfer seminar publication 43 pp.
- COMISION ECONOMICA PARA AMERICA LATINA Y EL CARIBE. 1985. Los recursos hídricos en América Latina y el Caribe y su aprovechamiento. ONU (Ed.) Santiago de Chile. 144 pp.
- CEPIS. 1976. Curso intensivo sobre diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales para países en desarrollo. OMS (Ed.). Lima.
- CLARK, S. W. 1971. Water supply and pollution control. International Textbook (Ed.), EEUU. 661 pp.
- CONGRESO DE LA UNIÓN. 1980. Código sanitario y sus disposiciones reglamentarias. Porrúa (Ed.), México.

- CONTRERAS, M. R. 1981. Aspectos relevantes del reuso de agua en México. SARH, DGFOE (Ed.). México. 50 pp
- CUBILLOS, A. 1983. Parámetros y características de las aguas residuales. Instituto Nicaraguense de Acueductos y Alcantarillado (Ed.). Managua. 30 pp.
- CURDS, C. R. 1975. Ecological aspects of used-water treatment. I The organisms and their ecology. Academic Press (Ed.), EEUU. 414 pp.
- CURDS, C. R. 1983. Ecological aspects of used-water treatment. II. Biological activities and treatment processes. Academic Press (Ed.), EEUU. 308 pp.
- DANIEL, W. W. 1982. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. Limusa (Ed.). México. 485 pp.
- DAVIS, E. M. 1977. Algal contribution to BOD reduction in an industrial waste stabilization pond. Memorias de la 32a. Annual Purdue Industrial Waste Conference. Purdue Univ. (Ed.), Texas.
- DEPARTAMENTO DE SANIDAD DEL ESTADO DE NUEVA YORK. 1976. Manual de tratamiento de aguas negras. Limusa (Ed.) México. 303 pp.
- DUTKA, B. J. 1974. Relationship between bacterial indicators of water pollution and fecal sterols. Water Research 8: 1047-1055
- ECKENFELDER, W. W. 1980. Principles of water quality management CBI (Ed.). Massachusetts. 717 pp.
- EDWARDS, P. R. y W. H. EDWIN 1969. Identificación de enterobacterias. Burgues (Ed.), Barcelona.
- FAIR, G. M. 1971. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales. Vol. IV. Limusa (Ed.) México.
- FRITZ, J. J. 1979. Dynamic process modeling of wastewater stabilization ponds. Journal WPCF 51 (11): 2724-2743.
- GLOYNA, E. F. 1976. Ponds as a wastewater treatment alternative. In Gloyna, E. F. (Ed.) Water resources symposium No. 9. Center for research in water resources. Texas. 447 pp.
- GREENBERG, A. I., H. R. TRUSETT y L. S. CLESCERI. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th. Edition. APHA, AWWA, WPCF (Eds:), USA. 1268 pp.

- GOBIERNO DEL ESTADO DE MEXICO. 1976. Panorámica socioeconómica en 1975, Toluca. Tomo II México. 259 pp.
- HAUSER, V. A. 1974. Prevención de la contaminación de las aguas superficiales en México. SARH (Ed.). México
- HERAS, H. E. 1969. Lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas negras de la ciudad de Mexicali, Baja California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería, UNAM, México.
- HOADLEY, A. L. y R. G. DUTKA 1977. Bacterial indicators/health hazards associated with water. ASTM Special Technical Publication, 635, 356 pp.
- IMHOFF, K. 1969. Manual de saneamiento de poblaciones. Blume (Ed)., Barcelona. 329 pp.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA, GEOGRAFIA E INFORMATICA. 1984. X Censo general de población y vivienda 1980. Edo. de México. Vol. I y II, Tomo 15.
- INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL. 1983. Manual de bacteriología médica. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (Eds.). México. 364 pp.
- LIMON, M. J. 1979. Microbiología de lagunas de estabilización. Centro de Estudios Limnológicos (Ed.). Guadalajara. 27 pp.
- * -MARA, D. D. 1976. Sewage treatment in hot climates. John Wiley and Sons (Ed.) EEUU. 108 pp.
- MARTINEZ, Z. S. 1990. Estudio de la fauna protozoológica presente en un sistema de estanques de estabilización facultativos, en Ixtapan de la Sal, Estado de México. Tesis de licenciatura. ENEP-Iztacala, UNAM, México.
- MERCK, D. E. 1972. Exámen bacteriológico de aguas. Merck (Ed.). Alemania. 44 pp.
- ✓ -METCALF & EDDY 1972. Wastewater engineering. Collection, treatment and disposal. Mc. Graw Hill Co. (Eds.), EEUU. 782 pp.
- ✓ -METCALF & EDDY. 1985. Ingeniería Sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. Labor (Ed.) Barcelona, 969 pp.
- MITCHELL, R. 1972. Water pollution microbiology. John Wiley and Sons (Ed). EEUU. 416 pp.

- MONTEJANO, U. 1969. Lagunas de estabilización de aguas negras. Facultad de Ingeniería, UNAM (Ed.) México. 149 pp.
- NALCO. 1983. Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones. Mc. Graw Hill Co (Ed). EEUU.
- NUNEZ, M. J. 1984. Incidencia de coliformes fecales, coliformes totales y estreptococos fecales como indicadores de contaminación en una laguna de estabilización del Estado de México. Tesis de licenciatura . ENEP-Iztacala, UNAM, México.
- ORTIZ, O. R. 1985. Papel del orden Euglenida como organismo indicador de contaminación en las aguas almacenadas en un estanque de estabilización en Sto. Tomás de Atzingo, Estado de México. Tesis de licenciatura . ENEP-Zaragoza, UNAM, México.
- PRESCOTT, S.C. 1946. Water bacteriology. John Wiley and Sons (Ed.), Massachusetts. 368 pp.
- RAMALHO, R. S. 1983. Introduction to wastewater treatment processes. Academic Press (Ed.) Nueva York, 580 pp.
- REGLAMENTO PARA LA PREVENCIÓN Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DE AGUAS. 1973. Secretaría de Recursos Hidráulicos, Secretaría de Salubridad y Asistencia (Ed.). México.
- RIVERA, A. F., C. C. ACEVEDO Y D.J. ALCOCCER. 1985. Capacidad de eliminación de helmintos parásitos de una laguna de estabilización en Sto. Tomás Atzingo, Edo. de México. Rev. Lat-amer. Microbiol. 27: 335-340
- ROJAS, R. 1983. Guía para la preparación de manuales de operación y mantenimiento de lagunas de estabilización de aguas residuales. Instituto Nicaraguense de acueductos y alcantarillado (Ed.) Managua. 15 pp.
- SECRETARIA DE AGRICULTURA Y RECURSOS HIDRAULICOS. 1973. Análisis de aguas y aguas de desecho. Dirección General de Protección y Ordenamiento Ecológico.(Ed.) Vol. 1 y 2, México.
- SECRETARIA DE AGRICULTURA Y RECURSOS HIDRAULICOS. 1980. Curso de microbiología del agua. Dirección General de Protección Ecológica.(Ed.). Vol. I, México. 237 pp.
- SECRETARIA DE PESCA. 1985. Características fisicoquímicas para la calidad del agua. Secretaría de Pesca (Ed.). México. 182 pp.

- SECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA. 1985. Técnicas de laboratorio para análisis de aguas y aguas de desecho. México. 302 pp.
- SECRETARIA DE RECUROS HIDRAULICOS. 1974a. Recursos hídricos y contaminación del agua. SRH (Ed.). México.
- SECRETARIA DE RECURSOS HIDRAULICOS. 1974b. Prioridades para el control de la contaminación del agua en México y desarrollo de indicadores de contaminación potencial. SRH (Ed.). México. 18 pp.
- SECRETARIA DE RECUROS HIDRAULICOS. 1976a. Instructivo para la toma y transporte de muestras de agua para análisis fisicoquímicos y bacteriológicos. Dirección General de usos del agua y prevención de la contaminación (Ed.). México. 31 pp.
- SECRETARIA DE RECUROS HIDRAULICOS. 1976b. Protección y mejoramiento de la calidad del agua. Resultados y proyecciones. Planes y estrategias nacionales. Programa 1971-1976. SRH (Ed.). México.
- SHUVAL, H. I. 1973. Health considerations in water renovation and reuse. Environ. Sci. Technol: 7, 33-72.
- SOLIS, M. C. 1980. Funcionamiento y eficiencia de un sistema de lagunas convencionales en clima subtropical. Memorias Primer Simposio Nacional sobre Ingeniería Ambiental.
- SOLIS, M. C. 1982. Experiencia acerca del comportamiento de lagunas de estabilización facultativas en serie en clima subtropical. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- SUNDSTROM, D. W. y H. E. KLEI. 1979. Wastewater treatment. Prentice-Hall Inc. (Ed.) Nueva York. 444 pp.
- TALBOYS, P. A. 1971. Lagunas de estabilización en América Latina. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (Ed.). Lima. 30 pp.
- TECNOLOGIA DEL AGUA, S.A. 1970. Estudio de lagunas de estabilización en México. Recomendaciones preliminares para su diseño. SRH (Ed.). México.
- UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO. 1966. Lagunas de estabilización. Curso Intensivo No. 8. Facultad de Ingeniería. División de Estudios Superiores, UNAM (Ed.). México.
- WASTE WATER TECHNOLOGY. 1989. Origin, collection, treatment and analysis of wastewater Institut Fresenius GmbH und

Forchunginstitut fur wassertechnologie (Ed.) Alemania.
1136 pp.

WEBER, W. J. 1979. Control de la calidad del agua. Procesos fisicoquímicos. Revertè (Ed.), Barcelona.

- WORLD HEALTH ORGANIZATION. 1973. Reuse of effluents. Methods of wastewater treatment and health safeguards. Technical Report Series 517. Suiza.

-YANEZ, F. D. 1976. Lagunas de estabilización. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (Ed.). Lima.