



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

CAMPUS IZTACALA

**EVALUACION DE LA EFICIENCIA DEL SISTEMA
DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION DE
MEXICALI, B. C. 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:

José Manuel Fernández Calderón



Los Reyes Iztacala

1994



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.

LA EXTINCIÓN ES LA REGLA,
LA SOBREVIVENCIA UNA EXCEPCIÓN A ELLA.

DEDICATORIA

A MIS PADRES, LOS GRANDES AMIGOS QUE ME DIERÓN LA VIDA:

ROSA MA. BERNARDA CALDERÓN G.
POR SER COMO ERES.

GERMÁN FERNÁNDEZ MORALES.
POR TU APOYO, DURANTE TODOS MIS ESTUDIOS.

A MIS HERMANOS:

EDGAR, GERMAN, SADOT Y MAYRA; POR COMPARTIR CONMIGO LO
MEJOR DE USTEDES.

A LOS TIOS:

SERGIO CALDERÓN G. Y ROSA HERNÁNDEZ, POR SU AYUDA
DESINTERESADA.

A MIS AMIGOS:

TERE, YOLA, ARIEL, LUIS, MARIO, ALEX, JOEL, ADRIÁN E IVÁN; POR LOS
MOMENTOS COMPARTIDOS, Y LA SINCERIDAD DE SU COMPAÑÍA.

A MI COMPAÑERA:

DIANA, QUE NO LO ERES TODO EN ESTE MUNDO, SINO SIMPLEMENTE
LO MEJOR.

*Jose Manuel
Te amo*

AGRADECIMIENTOS

A TODOS MIS PROFESORES A LO LARGO DE TODA MI CARRERA PROFESIONAL.

A LA UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO, CAMPUS IZTACALA.

A LOS PROFESORES Y REVISORES DE TESIS: ESPERANZA ROBLES V;
ROSARIO SÁNCHEZ R; FERMÍN RIVERA A; ALFONSO LUGO V;
GUADALUPE SAINZ M. Y GRACIELA MOLINA G.

A LA COMISION NACIONAL DEL AGUA, GERENCIA ESTATAL EN MEXICALI Y DE MANERA ESPECIAL, A LOS INGENIEROS; RAFAEL MIRANDA M. Y RENÉ MARTÍNEZ L. POR LA INFORMACIÓN FACILITADA, COMENTARIOS Y APOYO RECIBIDOS.

A LA SUBGERENCIA DE SANEAMIENTO DE CUENCAS Y REUSO DEL AGUA, EN PARTICULAR AL ING. CARLOS TEJEDA GONZALEZ, POR LOS COMENTARIOS Y FACILIDADES OTORGADAS.

INDICE

	Página
INDICE DE TABLAS	iii
INDICE DE FIGURAS	v
RESUMEN	viii
1.INTRODUCCION	1
2.REVISION DE LITERATURA	4
2.1. Definición de las lagunas de estabilización.....	4
2.2. Historia de las lagunas de estabilización.....	4
2.3. Usos de las lagunas de estabilización en México.....	7
2.4. Características de las lagunas de estabilización.....	9
2.4.1. Generalidades.....	9
2.4.2. Ventajas y desventajas.....	9
2.4.3. Consideraciones en la construcción de las lagunas de estabilización.....	10
2.5. Clasificación.....	12
2.5.1. Reacciones biológicas.....	13
2.5.2. Cantidad de oxígeno presente.....	14
2.5.2.1. Lagunas anaerobias.....	14
2.5.2.2. Lagunas facultativas.....	15
2.5.2.3. Lagunas aerobias.....	18
2.5.3. Clasificación de acuerdo a su función específica.....	20
2.5.3.1. Lagunas de maduración.....	21
2.5.3.2. Lagunas aereadas.....	21
2.5.4. Clasificación de acuerdo a su secuencia.....	22
2.6. Composición de las aguas residuales.....	22
2.7. Biología de las lagunas de estabilización.....	26
2.8. Importancia de los estudios bacteriológicos en lagunas de estabilización.....	26
2.9. Índice de calidad del agua.....	27
2.10. Condiciones particulares de descarga.....	29
3.JUSTIFICACION	31
4.OBJETIVOS	33

5.ZONA DE ESTUDIO	34
5.1. Estado de Baja California.....	34
5.2. Municipio de Mexicali.....	34
5.3. Clima.....	34
5.4. Vegetación.....	34
5.5. Precipitación pluvial.....	37
5.6. Orografía.....	38
5.7. Hidrografía superficial.....	38
5.8. Hidrografía subterránea.....	39
5.9. Aspectos demográficos.....	39
5.10. Lagunas de estabilización de Mexicali.....	39
6.MATERIAL Y METODO	42
6.1. Muestreo.....	42
6.2. Determinaciones fisicoquímicas y bacteriológicas.....	42
6.2.1. In situ.....	42
6.2.2. En laboratorio.....	42
6.3. Análisis estadístico.....	42
6.4. Índice de calidad del agua.....	45
6.5. Condiciones particulares de descarga.....	47
6.6. Porcentaje de remoción.....	47
7.RESULTADOS Y ANALISIS	49
7.1. Análisis estadístico de los resultados fisicoquímicos y bacteriológicos.....	49
7.2. Porcentajes de remoción.....	59
7.3. Medias de los porcentajes de remoción.....	61
7.4. Índice de la calidad del agua.....	62
7.5. Condiciones particulares de descarga.....	63
8.CONCLUSIONES	101
9.SUGERENCIAS	102
BIBLIOGRAFIA	103
APENDICE	109

INDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Lagunas de estabilización de gran tamaño en el mundo, ubicación caudal y extensión	8
Tabla 2. Composición de la materia fecal y orina	23
Tabla 3. Características de la composición de aguas residuales entre países desarrollados y subdesarrollados	25
Tabla 4. Importancia relativa de los parámetros, para definir el índice de calidad del agua	28
Tabla 5. Temperaturas mensuales, máximas, mínimas y medias de Mexicali	36
Tabla 6. Precipitación pluvial promedio por mes.....	37
Tabla 7. Gastos promedio ($Q = l/s$) del sistema	41
Tabla 8. Requerimientos para la toma de muestras y técnicas empleadas en los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.....	44
Tabla 9. Condiciones Particulares de Descarga (SEDUE 1985).....	47
Tabla 10. Composición típica de las aguas residuales comparado con valores obtenidos en la planta	49
Tabla 11. Resultados obtenidos en el ciclo 92.....	64
Tabla 12. Resultados obtenidos en el ciclo 93.....	65
Tabla 13. Análisis estadístico no paramétrico entre entradas contra entradas y salidas contra salidas de los ciclos 92-93.....	81
Tabla 14. Análisis estadístico no paramétrico entre entradas contra salidas de los ciclos 92-93	83

Tabla 15. Porcentajes de remoción 92-93	84
Tabla 16. Medias de los porcentajes de remoción	96
Tabla 17. Índice de la calidad del agua de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos.....	98
Tabla 18. Condiciones particulares de descarga.....	100
Tabla I. Escala de calificación general para el índice de calidad del agua	131

INDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Vista lateral de una laguna de estabilización.....	5
Figura 2. Mecanismos de degradación en lagunas anaerobias.....	16
Figura 3. Interacciones entre los diferentes procesos que se generan en una laguna facultativa	17
Figura 4. Comensalismo de algas y bacterias	19
Figura 5. Zona de estudio	35
Figura 6. Sistema de lagunas de estabilización de Mexicali.....	40
Figura 7. Estaciones de muestreo y flujo del agua en el sistema.....	43
Figura 8. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para pH	66
Figura 9. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferente meses del año para Temperatura Ambiente	67
Figura 10. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Temperatura del Agua	68
Figura 11. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Oxígeno Disuelto	69
Figura 12. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día	70
Figura 13. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Demanda Química de Oxígeno	71
Figura 14. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Nitrógeno Orgánico	72

Figura 15. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Nitrógeno Amoniacal	73
Figura 16. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Orto-Fosfatos	74
Figura 17. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Grasas y Aceites	75
Figura 18. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para SAAM.....	76
Figura 19. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Sólidos Suspendedos	77
Figura 20. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Sólidos Sedimentables.....	78
Figura 21. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Sólidos Totales.....	79
Figura 22. Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para Coliformes Totales.....	80
Figura 23. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día	85
Figura 24. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Demanda Química de Oxígeno.....	86
Figura 25. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para SAAM	87

Figura 26. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Sólidos Suspendidos	88
Figura 27. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Sólidos Sedimentables	89
Figura 28. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Sólidos Totales	90
Figura 29. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Orto-Fosfatos	91
Figura 30. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Nitrógeno Amoniacal	92
Figura 31. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Nitrógeno Orgánico	93
Figura 32. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Grasas y Aceites	94
Figura 33. Gráfica de porcentajes de remoción durante el ciclo 92-93 para Coliformes Totales	95
Figura 34. Gráfica de las medias para los porcentajes de remoción 92-93	97
Figura 35. Gráfica del índice de calidad del agua 92-93	99

RESUMEN

En el presente trabajo, se llevó a cabo una evaluación general de la eficiencia del sistema de lagunas de estabilización de Mexicali en los ciclos anuales 92-93; mediante los porcentajes de remoción de los principales parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos. También se determinó si en el sistema existe algún tipo de comportamiento estacional en base a los parámetros analizados. Por otra parte se realizó una prueba estadística no paramétrica para observar, si existen o no diferencias significativas entre los parámetros analizados de un ciclo con respecto al otro y de lo que entra con lo que sale; también se hizo una evaluación de acuerdo al índice de calidad del agua. Por último se compararon las condiciones particulares de descarga por SEDUE, con las obtenidas en este sistema de tratamiento. Los resultados que se obtuvieron, fueron los siguientes: existe una buena remoción en general para los siguientes parámetros: DBO₅, coliformes totales y sólidos sedimentables durante todo el año. No existe un comportamiento estacional de los parámetros analizados, salvo la temperatura ambiente y del agua. De acuerdo al índice de calidad del agua, con propósitos para su uso agrícola, no reúnen las condiciones apropiadas en base a lo establecido. De las condiciones particulares de descarga, el sistema de lagunas de estabilización está dentro de norma, excepto los sólidos suspendidos que rebasan en mínimo el valor condicionado. Se concluyó que el sistema de lagunas de Mexicali, es eficiente para los propósitos que fue diseñada, sin embargo, la calidad para la reutilización con fines agrícolas no es del todo satisfactoria, por lo que se propone se solucione dándole el debido mantenimiento en general y un estudio más completo en cuanto al rediseño de flujo y operación de la planta, para que se alcancen niveles de remoción más altos y por consiguiente una mejor calidad del efluente para el uso deseado.

1. INTRODUCCION.

El agua es uno de los elementos esenciales para el metabolismo de todo ser vivo. Constituye del 70 al 90% del peso de la mayoría de los organismos. De lo anterior se deriva la importancia de este vital líquido para todas y cada una de las funciones de los seres vivos.(Ortiz,1985). Además es el factor fundamental de desarrollo en los diferentes centros poblacionales que existen actualmente en el mundo y los que les precedieron.(National Geographic Magazine, 1993). El recurso hidráulico representa también una parte fundamental del equilibrio ecológico mundial, desprendiéndose de lo anterior, la importancia que tiene el agua en sus diferentes formas y componentes en la existencia de la vida misma.(González,1990).

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. Además, se necesita contar con agua en cantidad y calidad adecuadas de acuerdo a sus requerimientos específicos.(Tchobanoglous,1978; López,1991).

En México, como en otros países del mundo, los recursos hidráulicos forman parte integral de su desarrollo, donde no obstante de estar en vigor La Ley de aguas nacionales y la Ley general del equilibrio ecológico y protección al ambiente, se continúa afectando el equilibrio dentro del sistema general del medio ambiente, al usar y contaminar las aguas que provienen de las principales fuentes de abastecimiento que se tienen en el país.(González, 1990).

Antiguamente y aún en la actualidad en muchas naciones, las aguas residuales o negras son descargadas sin ningún tratamiento a ríos, arroyos, lagunas, mares y océanos, creando con ello un grave problema ecológico que en algunas regiones del mundo ha alcanzado proporciones insospechadas, ya que las corrientes se han contaminado en tal forma, que los pueblos aguas abajo no pueden utilizarla, ni en el aspecto recreativo, mucho menos como una forma de abastecimiento de agua potable.(García,1988; Wal, 1971).

Hoy en día se han desarrollado un gran número de sistemas de tratamiento de aguas de desecho, empleándose procedimientos químicos, físicos y biológicos(Ferrero, 1974; López, 1985), y aún más, combinaciones de éstos(Bonilla,1984); lo que permite una mayor y mejor depuración de los cuerpos de agua(Winkler, 1986; Laws, 1981).

Dentro de los sistemas de depuración biológica más usados en muchos países del mundo, se encuentran los estanques o lagunas de estabilización(Rushel, 1977), que eliminan materia mineral y orgánica(Stoker y Seager, 1981). Alemania, India, Israel, México, Estados Unidos, Japón; son algunos de los países que utilizan este tipo de tratamiento. Su importancia radica fundamentalmente por el bajo costo de construcción, así como, de su mantenimiento y operación. Esto es de suma importancia, sobre todo, en zonas rurales y de escasos recursos, por la posibilidad de usar este tipo de agua, para el riego de ciertos cultivos.(Yañez, 1976; Ortiz, 1985).

Las lagunas de estabilización han demostrado ser eficientes en operación, mantenimiento y rendimiento para el tratamiento de las aguas residuales, municipales

y algunas industriales, dando como resultado el incremento en número de lagunas de estabilización en diferentes países. (Gloyna, 1973; Yañez, 1993).

El tratamiento de aguas residuales, es en la actualidad, un aspecto muy importante, ya que está vinculado con aspectos de salud. El hombre es el reservorio de muchas enfermedades, particularmente las gastrointestinales y éstas se propagan en el agua como contaminación fecal(Allen, 1970); Por lo que se debe de aislar e identificar los diferentes tipos de bacterias, virus y parásitos en general. Para detectar la presencia de enfermedades entéricas en el agua es necesario usar organismos indicadores de contaminación(DSNY, 1990; Acosta y Muñoz, 1994) que tengan las características de sobrevivir, desarrollarse , ser aislados e identificados rápidamente; Dentro de los organismos indicadores tenemos al grupo coliforme. (Millipore Corp; 1992; AWWA, 1975).

Históricamente se han elaborado criterios de calidad para las aguas residuales destinadas al riego de cultivos(B.O.S.P; 1986), tomando el concepto de microorganismos indicadores de contaminación. Las bacterias coliformes, se han empleado durante mucho tiempo para este fin.(Mara y Cairncroos, 1990). El uso de detección de organismos coliformes como indicadores de la calidad bacteriológica del agua, se basa en información recopilada en los últimos 75 años, principalmente en estudios sobre contaminación del agua(Yañez, 1993).

2.- REVISION DE LITERATURA.

2.1.- DEFINICION DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

Las lagunas de estabilización, son estructuras o estanques contruidos de tierra, contenedores de aguas residuales, con poca profundidad (menos de 5 mts.) y rodeadas de bordos (Figura 1), diseñadas específicamente para tratar las aguas residuales mediante procesos biológicos, (por medio de la interacción de la biomasa de algas, bacterias, protozoarios, etc.), químicos y físicos, los cuales son conocidos como procesos de autopurificación; varios nombres son usados para designar este proceso. (ASTM, 1976; Yañez, 1993; Vizcaíno, 1987; Imhoff, 1979; SAHOP, 1979).

El término "Lagunas de oxidación" se usa en el oeste y sudoeste de los Estados Unidos (Gloyna y Rohlich, 1980); ya que originalmente las lagunas de estas áreas fueron diseñadas para la conservación del agua y recibían aguas negras a las cuales se les había dado cuando menos un tratamiento primario. El término de "Lagunas cloacales" es usado en el área de la cuenca del Missouri para una laguna que recibe aguas negras crudas de un municipio, incluyendo incidentalmente desperdicios industriales. En busca de un término más descriptivo y funcional fué encontrada la frase "Lagunas de estabilización de desperdicios". (Ambriz, 1966).

2.2.- HISTORIA DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

Las lagunas de estabilización han sido empleadas desde hace 3,000 años (EPA, 1983; Gloyna, 1973). A comienzos del siglo XX las ciudades de los estados de North

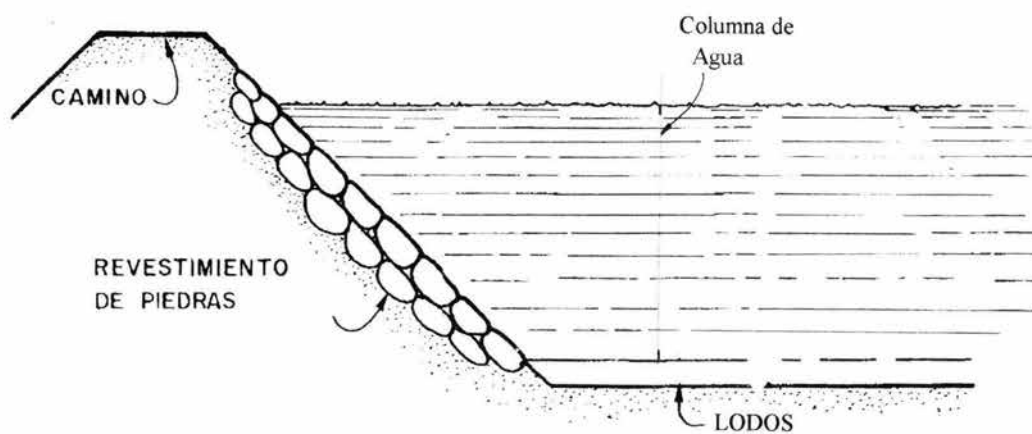


Figura 1.- Vista Lateral de una Laguna de Estabilización

Dakota, Texas, California y probablemente otros estados de la Unión Americana, usaron lagunas como un medio para tratar aguas residuales Municipales e Industriales; de cualquier modo en cada caso parece ser más por accidente que por diseño. (García, 1988). Fué durante este período que un estudiante de la Universidad de Texas hizo una investigación para el Departamento de Salud del Estado con el fin de probar porqué las aguas residuales del pueblo de Palestine, que estuvieron descargando en una pequeña área pantanosa, se convirtieron en un fresco y brillante arroyo después de unos kilómetros de recorrido.(Ambriz,1966).

La primera construcción en forma fué hecha en San Antonio Texas en 1901.(Gloyna, 1973). Por el sr. Vic M. Ehlers, ingeniero sanitario de Texas que recomendó a la ciudad de Abilene que estancaran sus aguas residuales por medio de una pequeña presa hasta que la planta de tratamiento fuera construída. Esta laguna funcionó con éxito durante muchos años. En 1930 El A. & M. College de Texas, se interesó en las operaciones de Abilene y construyeron una laguna de 5,666 Ha. para que se llevara a cabo una investigación limitada sobre la operación de las lagunas. (Ambriz, 1966; EPA, 1983).

La primera laguna en las que se llevó registro fué en North Dakota de la ciudad de Fessenden en 1928. Esta comunidad no tenía cerca un arroyo para descargar sus aguas negras, por lo tanto decidieron vaciarlas en una depresión natural a 2.5 Km. de la ciudad, esperando que la distancia fuera adecuada para prevenir cualquier olor nauseabundo. Esta laguna natural está aún después de 38 años en operacion, sin experimentar problemas, ni olores.(Ambriz, 1966).

El uso de las lagunas de estabilización, comenzó a introducirse al final de la década de los años cincuenta en los países de América Latina y el Caribe. (B.O.S.P, 1991a; Yañez, 1978). Durante la década de los años sesenta, su uso ya se había generalizado en la mayoría de los países de América Latina. (Yañez, 1993).

2.3.- USO DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN MEXICO.

En México, la primera construcción de tratamiento de aguas residuales con el proceso de lagunas de estabilización que se tiene idea, fué hecha en el estado de Guanajuato en el año de 1958.(Rico, 1994; *com. pers.*). La mayor parte de lagunas, se localizan principalmente en la parte norte del territorio nacional; y han sido construídas por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos "SARH".(Falloys,1971; Talboys, 1971).

En 1971 se contaba con 14 lagunas de estabilización, en 1976 su número se incrementó a 51 y para 1982 ya se tenían 70.(Yañez, 1993). Actualmente, México cuenta con un total estimado de 122 lagunas de estabilización en operación y se encuentran distribuídas de la siguiente manera: el estado de Aguascalientes con 30; Durango con 20, Sonora y Tlaxcala con 9; Nuevo León con 7; Colima, Estado de México y Tamaulipas con 5; Baja California, Coahuila, Chiapas, Nayarit y Tabasco con 2; y por último los estados de Chihuahua y Guanajuato con 1. (C.N.A;1993). Aunque Jiménez, *et al*; 1994, reportan un total de 214 plantas depuradoras municipales en operación mediante el proceso de lagunas de estabilización.

El estado de Baja California, cuenta con dos sistemas de lagunas para el tratamiento de las aguas residuales, las de González Ortega y las de Mexicali.(C.N.A; 1993). Este último sistema es el más grande del país con una extensión de 14 hectáreas y con un caudal de 1,200 litros por segundo.(Yañez,1993). Tabla 1.

UBICACION DE LA INSTALACION.	CAUDAL,M ³ /S.	AREA,Ha.
MELBOURNE, AUSTRALIA.	2.19	1295
AUCKLAND, NUEVA ZELANDIA.	2.40	530
STOCKTON, CALIFORNIA.	2.90	250
AMMAN, JORDANIA.	1.25	200
MEXICALI, MEXICO.	1.20	140

Tabla-1. Lagunas de estabilización de gran tamaño en el mundo; ubicación, caudal y extensión.

2.4.- CARACTERISTICAS DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

2.4.1.- GENERALIDADES.

El tratamiento de las aguas residuales a través del sistema de lagunas de estabilización, ha resultado ser en los diversos países en donde se aplica, una gran ventaja desde el punto de vista operacional, funcional y económico principalmente, sobre otros sistemas de tratamiento, siendo una alternativa para ciudades en desarrollo donde los costos técnicos, equipo caro y sofisticado son una gran limitación; si embargo se requiere de un terreno disponible de bajo costo, y de ciertas características ambientales.(Agunwamba,1991a,b; 1992; Gloyna, 1973; Yañez, 1976,1978,1993; Gloyna y Rohlich,1980; Montejano *et al.*,1969;).

2.4.2.- VENTAJAS Y DESVENTAJAS.

Aunque existen varios aspectos importantes que aún se han estado desarrollando, se considera que este proceso de tratamiento ha sido de suficiente estudio y se han introducido avances en tal forma, que el tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización puede considerarse como uno de los sistemas de tratamiento más importantes, sobre todo para países en desarrollo. (Yañez,1978,1993). La experiencia del pasado en algunas instalaciones que han resultado con problemas en su funcionamiento, indica que en su mayor parte esos fracasos han sido el resultado de concepciones defectuosa a nivel de diseño, una aplicación inadecuada de ingeniería a nivel de construcción, y un mantenimiento defectuoso que usualmente es un resultado de una falta de supervisión a nivel de operación. (Yañez, 1993; Torres y Bernal, 1994).

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.
- En climas cálidos tienden a ser más eficientes.

DESVENTAJAS:

- Se requiere de extensas áreas de terreno para su ubicación.
- Existe poca capacidad de asimilación para ciertos contaminantes de origen industrial, como los metales pesados.
- Existe la potencialidad de proliferación de olores desagradables, y organismos vectores de enfermedades.
- Limita la expansión de las zonas habitacionales.
- En climas fríos tienden a ser menos eficientes.

(Yañez, 1993; Tejeda, 1994; *com. pers.*)

2.4.3.- CONSIDERACIONES EN LA CONSTRUCCION DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

Las lagunas se diseñan, generalmente, de manera tal que la llegada de flujo al sistema sea gravitacional para evitar, el empleo de sistemas de bombeo que incremente su costo de operación, mantenimiento y construcción. Debe encontrarse, por lo menos, a 500 metros de la zona habitada debido a que puede presentarse la emisión de malos olores. Además, la topografía del terreno debe permitir el flujo gravitacional de un estanque a otro. Por otra parte con la utilización de lagunas de

estabilización, el suelo debe ser impermeable para evitar infiltraciones, y de no ser así, se debe impermeabilizar. Asimismo, el terreno debe estar libre de inundaciones y por último, debe haber disponibilidad de terreno para ampliaciones o modificaciones futuras.(Mara, 1976.). Para diseñar un sistema de lagunas de estabilización, se necesita conocer información que es de importancia fundamental para un adecuado dimensionamiento de las unidades y concepción del proyecto. Las acciones más relevantes son las siguientes:

A).- Investigación o recopilación de la siguiente información, como punto fundamental:

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

B).- Determinación del grado de tratamiento, que envuelve los siguientes aspectos:

- 1.- Diagnóstico del cuerpo receptor.
- 2.- Potencialidad de reuso.
- 3.- Condiciones de calidad requeridas.
- 4.- Estudios de las alternativas de solución.

C).- A nivel de diseño preeliminar o estudio de factibilidad, se requieren las siguientes acciones:

- 1.- Caracterización de las aguas residuales domésticas e industriales.

- 2.- Selección del período de diseño.
- 3.- Determinación de los caudales actuales y futuros.
- 4.- selección de los procesos de tratamiento.
- 5.- Pre-dimensionamiento de alternativas de tratamiento.
- 6.- Factibilidad técnico-económica de las alternativas más favorables.

D).-A nivel de estudios de ingeniería básica, son necesarios los siguientes trabajos:

- 1.- Estudios adicionales que sean requeridos.
- 2.- Estudios geológicos, geotécnicos y topográficos.
- 3.- Estudios de tratabilidad de las aguas residuales, con el uso de plantas a escala de laboratorio o piloto, cuando el caso lo amerita.

E).- Los diseños definitivos de un sistema de lagunas comprenden:

- 1.- Dimensionamiento de los procesos de tratamiento de la planta.
- 2.- Diseños hidráulico-sanitario.
- 3.- Diseños estructurales, mecánicos, eléctricos y arquitectónicos.
- 4.- Planos y memoria técnica del proyecto.
- 5.- Presupuesto referencial y fórmula de reajuste de precios.
- 6.- Especificaciones técnicas para la construcción.
- 7.- Disposición final a cuerpo receptor ó reuso.

(Yañez, 1993.).

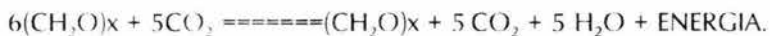
2.5.- CLASIFICACION.

Las lagunas de estabilización pueden clasificarse principalmente, por el lugar que ocupan (Yañez, 1993), tipo de reacciones biológicas, cantidad de oxígeno disuelto, tipos de afluentes y condiciones de la descarga. Siendo las tres primeras clasificaciones las más comunmente usadas.

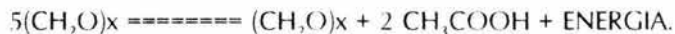
2.5.1.- REACCIONES BIOLÓGICAS.

Las principales reacciones biológicas que tienen lugar en una laguna de estabilización son:

a).- La oxidación aerobia de carbono orgánico en lodo, bióxido de carbono y agua:



b).- La formación de ácidos orgánicos provenientes de la conversión anaerobia de carbohidratos en células bacterianas y componentes relacionados:



c).- La fermentación de ácidos orgánicos con producción de metano y bióxido de carbono:



d).- Y la conversión fotosintética de bióxido de carbono en componentes orgánicos y oxígeno libre mediante la luz solar:



(Ortiz, 1985).

Estas transformaciones biológicas representan las reacciones fundamentales que tienen lugar en la mayoría de los procesos de tratamiento biológico empleado en la estabilización de aguas contaminadas.(ASTM,1976; Ferrero,1974; Winkler,1986).

2.5.2.- CANTIDAD DE OXIGENO PRESENTE.

Está reconocido que todas las lagunas tienen zonas de anaerobiosis y aerobiosis y esto ha sido causa de que se les clasifique dentro de tres categorías: Lagunas aerobias, Lagunas facultativas y Lagunas anaerobias, basado sobre sus mayores funciones, todas las cuales pueden usarse aisladamente o en combinación.(Yañez; 1976,1993)

2.5.2.1.- LAGUNAS ANAEROBIAS.

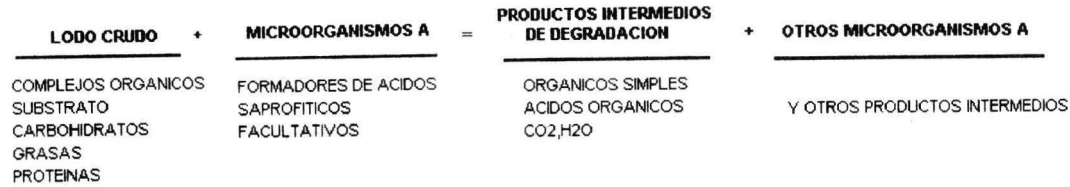
La laguna anaerobia es definida como aquella en la que la mayor fracción de DBO aplicada, es descompuesta a través de una fermentación del metano(Kemmer,1988; De Lora y Miro, 1978), estas lagunas pueden ser superiores a los 2.0 mts. de profundidad, tener un área pequeña de superficie en proporción al volumen y pueden tener cargas mayores a 450 Kg./Ha./día. El ciclo anaerobio, permite mayores cargas por unidad de área lo cuál reduce el tamaño de las lagunas. Por ejemplo en algunas lagunas estudiadas en Sudamérica, la eliminación de DBO encontrada en verano a 22°C es de 1344 Kg./Ha./día y en invierno a 9°C es de 392 Kg./Ha./día. En éstas lagunas, la materia orgánica que se sedimenta está sujeta a la acción de las bacterias anaerobias y gusanos que actúan en ausencia de oxígeno del aire y de la luz.

Las lagunas anaerobias pueden ser extremadamente olorosas y por lo tanto deben ser cuidadosamente localizadas con respecto a las áreas pobladas. El efluente de las lagunas anaerobias generalmente tiene una DBO_5 mayor de 200 ppm y así requerirá un tratamiento adicional antes de descargarlo a una corriente, por lo que se recomienda una laguna aerobia en serie. Los mecanismos de degradación en las lagunas anaerobias, tiene dos fases bien diferenciadas, que dependen del desarrollo de dos grupos de bacterias. En la figura 2; se presenta una descripción de estas dos fases, acidogénica y metanogénica. Probablemente se lleven simultáneamente, la primera etapa de fermentación ácida es conducida por microorganismos formadores de ácidos que atacan las sustancias orgánicas y las transforman en compuestos orgánicos más simples y ácidos orgánicos. La segunda etapa se lleva a cabo por un grupo de organismos estrictamente anaerobios que utilizan los productos intermedios de la etapa anterior para producir gases como el metano (CH_4) y bióxido de carbono (CO_2) y otros productos de degradación.(Yañez, 1993; Torres y Bernal, 1994).

2.5.2.2.- LAGUNAS FACULTATIVAS.

Las lagunas facultativas son estanques de profundidad reducida (1.5 a 2.5 mts.) y su contenido de oxígeno varía de acuerdo a la profundidad y la hora del día, por lo que existen zonas bien diferenciadas, una zona aerobia ó superior y la zona anaerobia ó inferior. (SAHOP,1979) . En la figura 3; se observa el tipo de reacciones que se llevan a cabo en este tipo de lagunas.

ETAPA 1 FERMENTACION ACIDA



ETAPA 2 FERMENTACION DEL METANO

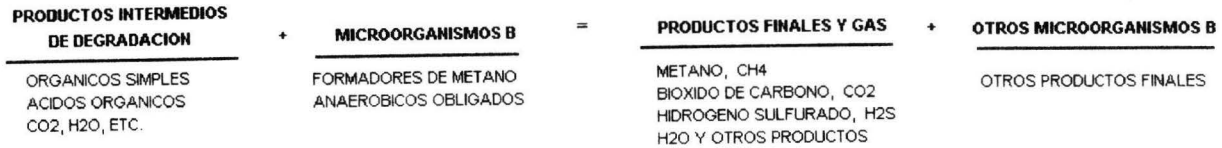


Figura 2.- Mecanismos de degradación en lagunas anaerobias.

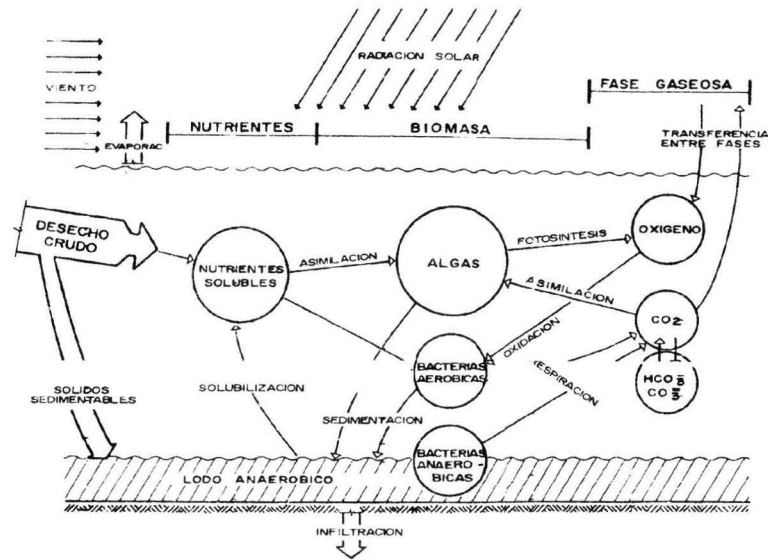


Figura 3.- Interacción entre los diferentes procesos que se generan en una laguna facultativa

El mecanismo característico de las lagunas facultativas ocurre en el estrato superior y corresponde a una simbiosis o comensalismo de bacterias aerobias y algas(Mara, 1980; Vizcaíno,1987; Gaudy y Gaudy,1981), las bacterias heterotróficas descomponen la materia orgánica produciendo compuestos inorgánicos solubles y bióxido de carbono. La cantidad requerida de oxígeno para esta degradación es suministrada principalmente por el proceso de fotosíntesis(ASM,1976). Idealmente, la eliminación de DBO: ocurre como resultado de dos procesos; aerobios que se llevan en la superficie y los procesos anaerobios en la capa de lodo del fondo. las cargas ordinariamente no deben ser mayores a 350 Kg. de DBO./Ha./día.(Tejeda, 1994).

2.5.2.3.- LAGUNAS AEROBIAS.

En este tipo de lagunas, la materia orgánica se descompone únicamente por el mecanismo de oxidación aerobia. El proceso se caracteriza porque la descomposición de la materia orgánica se lleva a cabo en un cuerpo de agua que contiene oxígeno disuelto. En este proceso, en el que participan bacterias aerobias o facultativas(Yañez,1978), se originan compuestos inorgánicos que sirven de nutrimentos a las algas, las cuales a su vez producen más oxígeno que facilita la actividad de las bacterias aeróbicas. Existe pues, una simbiosis entre bacterias y algas que ayudan a la estabilización aerobia de la materia orgánica.(Figura 4). El desdoblamiento de la materia orgánica se lleva a cabo con intervención de enzimas producidas por las bacterias en sus procesos vitales(De Lora,1978; Gloyna y Rohlich,1980; Yañez 1993).

El fenómeno bioquímico que ocurre en las etapas finales se indica en la siguiente reacción:

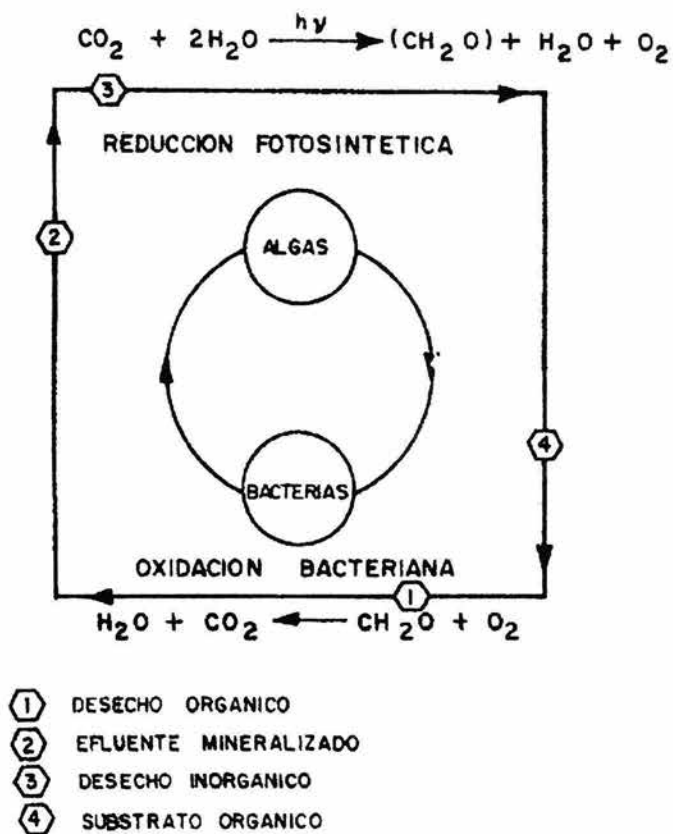
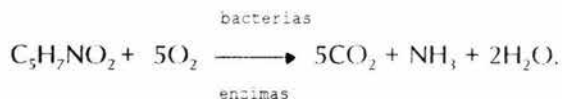


Figura 4.- Comensalismo de Algas y Bacterias



(Torres y Bernal, 1994).

Las lagunas se diseñan con una proporción de gran superficie y volumen; el oxígeno se introduce por una aereación mecánica u oxigenación fotosintética. En el primer caso se requiere prever la remoción del lodo y en el último caso grandes cantidades de algas se desarrollan y deben eliminarse por separación y son además un valioso producto secundario. Si se emplea un movimiento mecánico continuo del líquido, cargas de DBO. mayores de 560 Kg./Ha./día, . Cuando se emplea la oxigenación fotosintética, pueden ser posibles son manejadas sin problema, cargas de DBO de 65 a 112 y hasta 224 Kg./Ha./día, dependiendo de la temperatura (Tejeda, 1994); La cantidad de algas producidas puede ser de 50 a 75 toneladas/Ha./año. (Ambriz,1966). En la actualidad, con el objeto de hacer más eficiente el funcionamiento de las lagunas aerobias, es necesario tener una sedimentación previa de las aguas negras ya sea por medio de una laguna anaerobia o por tanques de sedimentación simple.(Ambriz,1966, EPA,1983).

2.5.3.- CLASIFICACION DE ACUERDO A SU FUNCION ESPECIFICA.

Por la función específica que cumpla una laguna, también se les puede clasificar en: lagunas para la reducción de organismos patógenos y en lagunas para la reducción de compuestos orgánicos.

2.5.3.1.- LAGUNAS DE MADURACION.

Las lagunas de maduración o pulimento son unidades completamente aerobias con la función básica de reducir el contenido bacteriano, puesto que la mayor proporción de sólidos y DBO fué removida en las lagunas de tipo anaerobio y/o facultativo. (Yañez,1993).

2.5.3.2.- LAGUNAS AEREADAS.

Existen cuatro tipos de unidades fundamentalmente, todos ellos con el propósito principal de reducir los compuestos orgánicos. La laguna aereada de mezcla completa o biomasa en suspensión, tiene una alta densidad de materia orgánica y la presencia de algas no es aparente. La laguna aereada facultativa es frecuente en climas cálidos y consiste en un estanque con aereación y una densidad de materia orgánica más baja que la anterior para mantener la biomasa en suspensión parcial(Yañez,1993; Wolfgang,1993). En este tipo de unidad, la producción de oxígeno por fotosíntesis juega un papel muy reducido y todo el oxígeno requerido es abastecido por los aereadores. La laguna facultativa con agitación mecánica es un estanque de tipo facultativo en el que se ha instalado un mecanismo de mezcla con una baja densidad de energía . En esta situación el oxígeno necesario para estabilizar la materia orgánica es abastecido vía fotosíntesis. Este tipo de lagunas es aplicable en climas cálidos, con muy poco viento, en donde el mecanismo de agitación sirve para destruir la estratificación termal. Por último está el tipo de laguna de estabilización aereada, en el cual la oxigenación es por vía fotosintética, suplementada con difusión de aire comprimido desde el fondo, a través de tubería y difusores de varios tipos .

Estas lagunas son generalmente empleadas en lugares con climas de cuatro estaciones y la aereación artificial es de mayor utilidad durante el invierno(Yañez,1978;1993).

2.5.4.- CLASIFICACION DE ACUERDO A SU SECUENCIA.

De acuerdo con la secuencia de las unidades, que componen el sistema lagunar, pueden clasificarse en lagunas en serie o en paralelo, pudiendo encontrarse combinaciones de varios tipos(Torres y Bernal, 1994). El número de unidades en serie tiene relación primordial con la topografía del terreno. En cambio, el número de lagunas en paralelo tienen relación con otros factores como las etapas de implementación de las unidades, topografía del terreno y las condiciones de operación y mantenimiento de la instalación(Tejeda, 1994; Yañez,1993).

2.6.- COMPOSICION DE LAS AGUAS RESIDUALES.

Las características de las aguas residuales de una comunidad pueden tener grandes variaciones(Allen,1970), dependiendo de factores como: el consumo de agua potable, el tipo de sistema de alcantarillado, la existencia de sistemas individuales de disposición de excretas principalmente y la presencia de desechos industriales. Aparte de los factores indicados, es importante reconocer la presencia de variaciones horarias, diarias, semanales y estacionales, tanto en lo relativo a concentraciones como a caudales(Mara,1980). El agua residual doméstica se compone generalmente de desperdicios humanos (Tabla 2), heces, orina y agua sucia resultado del aseo

personal, de la preparación de la comida, del lavado de ropa y de utensilios.

	Heces	Orina
Peso/Persona/Día	1.35 - 270 gr.	1 - 1.3 Kg.
Materia orgánica.	88 - 99%	65 - 85%
Nitrogeno.	5 - 7%	15 - 19%
Fosforo (P_2O_5).	3 - 5.4%	2.5 - 5%
Potasio (K_2O)	1 - 2.5%	3 - 4.5%
Carbono.	44 - 55%	11 - 17%
Calcio(CaO).	4.5%	4.6 - 6%

Tabla 2.- Composición de la materia fecal y orina

El agua residual "fresca" es de color gris, con gran cantidad de sólidos suspendidos (materia fecal, trozos de alimentos, plásticos, 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(DSNY,1990).

En cuanto a sus características físicas, además de la temperatura, es importante el contenido de sólidos ya que tienen influencia estética, de transparencia y olor.

Las características fisicoquímicas pueden afectar desfavorablemente el entorno ecológico de diversas maneras; por ejemplo 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 nutrientes pueden ocasionar la eutroficación en los cuerpos receptores (Harper,1992; Wetzel,1981; Margalef, 1983; Turk, 1988).

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.(Mara,1980).

Las características de aguas residuales domésticas en países desarrollados y los que están en vías de desarrollo(Tabla 3) tienen en base a sus características, una serie de datos que evidencian las diferentes condiciones de salud pública, y esto se ve reflejado en la alta incidencia de enfermedades gastrointestinales, en países en desarrollo(Yañez,1993; Allen,1970). Así mismo, en los países en desarrollo se preocupan más por el abastecimiento de agua que por su disposición después de haberla utilizado, no tomando en cuenta que ambas están estrechamente relacionadas con su salud.(B.O.S.P, 1991a).

CARACTERISTICA	PAIS INDUSTRIALIZADO	PAIS EN DESARROLLO
DBO ₅ a 20°C mg/l	220	143
DQO, mg/l	500	281
Sol. Suspendidos, mg/l	220	128
N (NH ₃), mg/l	25	21
Col. Totales. #/100ml.	1E6 - 1E10	1.8E8
Col. Fecales. #/100ml.	1E6 - 1E8	1.2E8
Conteo total de parásitos #/100ml.	AUSENTE	1800
Salmonella. #/100ml.	AUSENTE	210

Cuadro 3.- Características de la composición de aguas residuales entre países desarrollados y subdesarrollados.

2.7.- BIOLOGIA DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

La composición biológica de las lagunas de de estabilización es altamente variada y depende de la habilidad de los organismos para adaptarse y transformar la energía disponible. En casi cualquier ambiente la energía disponible más abundante es la energía solar y la energía química. En la naturaleza los grupos de organismos con mayor capacidad para aprovecharlas en condiciones normales o extremas son las bacterias y las algas, poblaciones que llegan a ser dominantes en los ecosistemas acuáticos(Armengol,1981), como en las lagunas de estabilización de aguas residuales. Sin embargo, aunque ocupan un papel secundario, la actividad de los protozoarios, hongos y algunos rotíferos , crustáceos o insectos forman parte integral del proceso en sus diferentes etapas de tratamiento(CNA,1983).

La composición biológica de una laguna es muy compleja, sin embargo, como ya hemos mencionado antes, las poblaciones bacteriana y algal son las predominantes en estos ecosistemas.(EPA,1983; Bonilla, 1984).

2.8.- IMPORTANCIA DE LOS ESTUDIOS BACTERIOLOGICOS EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

Las bacterias son los organismos más importantes en el reciclaje de los nutrientes en los ecosistemas acuáticos y a pesar de los excelentes resultados conseguidos por la genética y fisiologías bacterianas(Acosta y Muñoz, 1994), la información

disponible sobre las poblaciones en sus ambientes naturales, o sobre las comunidades bacterianas es muy reducida. esto se debe principalmente a la gran dificultad de la identificación bacteriana y a la gran variación asociada con cualquier estima *in situ* de la concentración de bacterias.

En estos sistemas de tratamiento, las bacterias que más se han estudiado y son más empleadas; son los coliformes totales y fecales, las cuales son consideradas como organismos indicadores de contaminación.(Acosta y Muñoz,1994; DSNY,1990).

2.9.- INDICE DE CALIDAD DEL AGUA.

Para conocer a grandes rasgos, la calidad del agua en función a determinados parámetros, se realizó una metodología basada en teorías de especialistas para determinar el índice de calidad del agua. Mediante el índice de calidad del agua, se logra una comparación entre los distintos cuerpos de agua, comprendido con mayor claridad para cualquier tipo de personas. No obstante que se logra un valor de conjunto, debe considerarse el resultado de cada uno de los parámetros que intervienen, con el objeto de dilucidar efectos específicos. El índice de calidad varía de 0 a 100. El valor nulo corresponde al peor caso y el máximo a la calidad óptima.(CNA, 1983).

En la siguiente tabla(4) se tiene los valores de importancia relativa para los 18 parámetros que se proponen como básicos en el estudio de referencia.

PARAMETRO	IMPORTANCIA RELATIVA	PARAMETRO	IMPORTANCIA RELATIVA
pH.	1.0	N DE NITRATOS.	2.0
COLOR.	1.0	N AMONICAL.	2.0
TURBIEDAD.	0.5	FOSFATOS TOT.	2.0
GRAS. Y ACEIT.	2.0	CLORUROS.	0.5
SOL.SUSP.	1.0	OXIGENO DIS.	5.0
SOL. DIS.	0.5	DBO.	5.0
CONDUCT.ELECT.	2.0	COL.TOTALES.	3.0
ALCALINIDAD.	1.0	COL.FECALES.	4.0
DUREZA TOTAL.	1.0	S.A.A.M.	3.0

Tabla 4.- Importancia relativa de los parámetros, para definir el índice de calidad

De acuerdo al uso del agua, puede verse en el apéndice la tabla 1; la calidad adecuada para el uso que se indica, en función del índice obtenido.(CNA,1983).

2.10.- CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGA.

Desde hace mucho tiempo México y Estados Unidos reconocen sus intereses comunes en relación con el medio ambiente fronterizo. de hecho, los dos países han participado en esfuerzos de cooperación formal, relacionándolos con el uso de los mantos acuíferos por más de cien años. En 1944 los dos países acordaron a través de un tratado, crear una nueva Comisión Internacional de Límites y Aguas(CILA), que extiende su autoridad a la frontera terrestre, y que tiene mayor responsabilidad sobre los proyectos de saneamiento del agua, acordados por ambos países. En consecuencia, además de otras responsabilidades que le corresponden, la CILA tiene que ver con la planeación, construcción, operación y mantenimiento de las diferentes plantas de tratamiento de aguas en el área de la frontera(SEDUE,1992).

En base al artículo 86 fracción III de la Ley de Aguas Nacionales y a los artículos 139 fracción II y 140 del reglamento de la propia ley, corresponde a la Comisión Nacional del Agua la facultad de fijar condiciones particulares de descarga(CPD) que deberán cumplir las descargas de aguas residuales antes de verterse en aguas y bienes nacionales.

Para fijar condiciones particulares de descarga es necesario tomar en cuenta aspectos relativos a:

- Origen de la descarga: Tipo(municipal ó industrial).
Magnitud.

- Cuerpo receptor: Tipo (corriente, lago, acuífero, cuerpo costero)

Morfología.

Tamaño.

Capacidad de autodepuración.

Usos del agua.

- Tecnología disponible: Condiciona el grado de depuración que es factible alcanzar.

La fijación de condiciones particulares de descarga para efluentes municipales debe ser acorde al desarrollo socioeconómico, por lo tanto, en lugar de proceder a fijar condiciones inmediatas muy estrictas, se procede a establecer condiciones de descarga en forma gradual, con metas realistas de alcanzar un aumento progresivo en los niveles requeridos de tratamiento. Hasta la fecha el establecimiento de condiciones particulares de descarga se realiza caso por caso (CNA, 1994).

3.-JUSTIFICACION.

Ante la creciente escasez de agua en todo el mundo para las diferentes actividades humanas , así como la contaminación de este recurso, hace inminente la necesidad de implementar y desarrollar sistemas de tratamiento de aguas residuales que puedan ser aprovechadas o vertidas sin causar un deterioro al medio ambiente y su entorno.

En la actualidad existen muchos y muy variados sistemas de tratamientos de aguas residuales, sin embargo la utilización de estos está en función de sus costos, operación, eficiencias y espacio. En nuestro país se ha venido desarrollando entre otros sistemas, el tratamiento de aguas residuales por medio de las lagunas de estabilización, éstas en un inicio tenían como primordial función la remoción de materia orgánica, pero actualmente, debido a que en muchos países los índices de mortandad siguen siendo principalmente, ocasionados por enfermedades gastrointestinales de origen hídrico, se ha establecido un vínculo de éstos sistemas con aspectos de salud.

Además el uso de lagunas de estabilización representa una gran ventaja en cuanto a los bajos costos de construcción, operación y mantenimiento, teniendo en cuenta de que se puede lograr, planeándose adecuadamente, una calidad del efluente mejor o igual al de muchas otras plantas de tratamiento más convencionales y de tecnología importada.

Por otro parte, cabe mencionar que en el estado de Baja California las principales ciudades que utilizan mayor cantidad de agua y por ende producen aguas negras, son las de Tijuana y Mexicali.

En la actualidad la problemática que se vive en cuanto a los recursos hidráulicos en la ciudad de Mexicali, es el de ofrecer agua de calidad y cantidad suficientes además de que, el volumen generado de aguas negras, no genere problemas de carácter nacional y/o internacional con los Estados Unidos de Norteamérica, pero principalmente no se ocasione un deterioro medio ambiental ó un vínculo de enfermedades de origen hídrico.

Por último, el aportar información sobre la funcionalidad de este tipo de sistema de lagunas; traerá consigo, en base a la experiencia; que se consoliden proyectos y diseños de lagunas de estabilización más eficientes en el futuro.

4.- OBJETIVOS.

Los objetivos de este trabajo son:

- Evaluar el comportamiento estacional de las lagunas de estabilización de Mexicali, de acuerdo al porcentaje de remoción de los parámetros fisicoquímicos y coliformes totales.

- De acuerdo a los valores del índice de calidad del agua, determinar el posible uso del efluente para uso agrícola.

- Determinar, si la calidad del efluente está dentro de las normas establecidas (condiciones particulares de descarga), por la Secretaría de desarrollo Urbano y Ecología.

- Proponer alternativas para el mejoramiento de la calidad del agua del efluente.

5.- ZONA DE ESTUDIO

5.1.- ESTADO DE BAJA CALIFORNIA.

El estado de Baja California (figura 5) ocupa toda la porción Norte de la Península de su nombre, entre los paralelos 28° y $32^{\circ} 23'$ de latitud y entre los meridianos $112^{\circ} 48'$ y $117^{\circ} 08'$ de longitud Oeste. Está dividido políticamente en cuatro municipios siendo estos; Mexicali, Tijuana, Ensenada y Tecate (Atlas cartográfico..., 1993).

5.2.- MUNICIPIO DE MEXICALI.

El municipio de Mexicali con su ciudad principal que es la Capital del Estado tiene una extensión de $13,935.613 \text{ km}^2$ (SPP, 1984), está situado a $31^{\circ} 40'$ de latitud Norte y $115^{\circ} 27'$ de longitud Oeste, sus colindancias son: al Norte, los Estados Unidos de Norteamérica, al Sur el municipio de San Felipe, al Este los Estados Unidos de Norteamérica, Estado de Sonora y el Mar de Cortés, al Oeste los municipios de Tecate y Ensenada (Atlas cartográfico..., 1993).

5.3.- CLIMA.

El clima predominante en el municipio, es de clima cálido seco (Bw), según la clasificación de Köppen modificado por García (SPP, 1984), los registros que se tienen sobre temperaturas para la zona del Valle de Mexicali por "Imperial Irrigation District" se muestran en la tabla 5. (SEDUE, 1986).

5.4.- VEGETACION.

El tipo de vegetación para esta zona reúne a todas las comunidades de porte arbustivo, propias de zonas áridas y semiáridas. (Rzedowski, 1978).

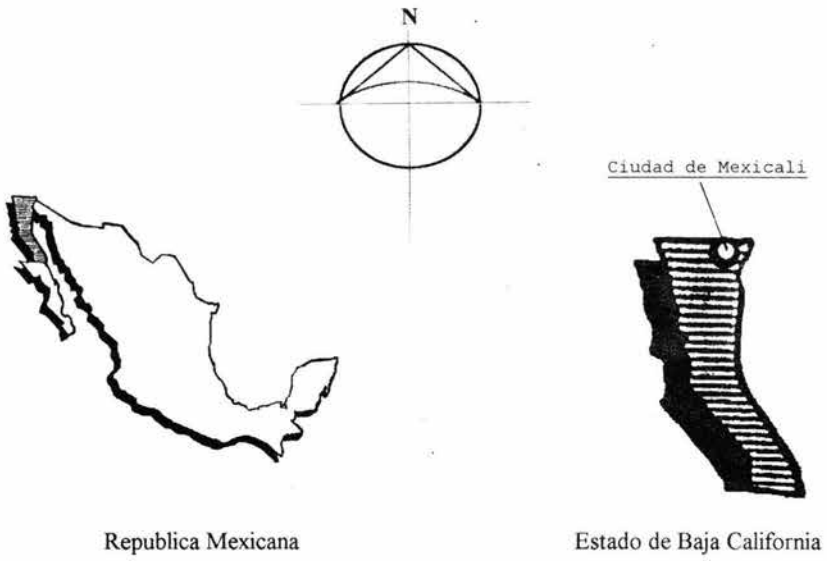


Figura 5.- Zona de estudio

MES	MAXIMA	MINIMA	MEDIA
ENERO	26.5	-1.3	12.5
FEBRERO	28	1.3	14.9
MARZO	32.5	3.9	17.6
ABRIL	36.6	7.1	21.2
MAYO	40.5	10.8	25.1
JUNIO	44.7	14.4	29.6
JULIO	45.4	19.8	32.8
AGOSTO	44.7	19.3	32.5
SEPTIEMBRE	43.3	15	29.6
OCTUBRE	38.6	8.8	23.6
NOVIEMBRE	31.7	2.7	17
DICIEMBRE	26.3	-0.3	12.7

Tabla.-5 Temperaturas mensuales; Máxima, mínima y media de la ciudad de Mexicali.

5.5.- PRECIPITACION PLUVIAL.

Como se mencionó anteriormente, el clima predominante es cálido-seco con escasa precipitación pluvial. Los registros que se tienen se presentan en la siguiente tabla.

MES:	PRECIPITACION EN mm.
ENERO	10.16
FEBRERO	8.89
MARZO	6.10
ABRIL	2.79
MAYO	0.50
JUNIO	0.00
JULIO	2.03
AGOSTO	9.65
SEPTIEMBRE	10.16
OCTUBRE	5.59
NOVIEMBRE	4.80
DICIEMBRE	13.21
TOTAL	73.88 mm

Tabla 6.- Precipitación pluvial promedio por mes.

5.6.- OROGRAFIA.

El municipio de Mexicali comprende una superficie de 13, 935.613Km², de las cuales únicamente el 24% es ocupado por Sierras, el resto se encuentra con pendientes menores de 10% aunque se observa que un 90% de la superficie del municipio se encuentra con condiciones para el establecimiento de sistemas de riego, desde el punto de vista de clasificaciones de calidad del suelo encontramos que únicamente una superficie de 2,100 Km² es apta para cultivos, la cuál representa el 15.3% de la superficie total de la municipalidad.(SEDUE, 1986).

5.7.- HIDROGRAFIA SUPERFICIAL.

El municipio de Mexicali cuenta con varias corrientes entre las cuales están el Río Colorado, el Río Hardey y el Río Nuevo. El Río Colorado presenta un escurrimiento medio anual de 1'850,234,000 m³; este volumen representa el 94% del escurrimiento medio anual en el Estado y cuyo destino es el distrito de riego No.- 14 y dotación de agua potable a los centros urbanos. El agua del Río Colorado es recibida por México en la presa Morelos ya que este es un Río que el 98% de su recorrido se hace en suelo Norteamericano y únicamente su desembocadura practicamente al Mar de Cortés se hace a través de suelo mexicano.(SPP, 1984)

Los volumenes de agua que se entregan a México estan contemplados en el tratado internacional firmado por ambos países. En cuanto a las corrientes, como el Río Hardey y Río Nuevo, éstas han sido producidas por drenes agrícolas de la región.

5.8.- HIDROGRAFIA SUBTERRANEA.

En el valle de Mexicali (zona agrícola del Municipio) se aprovechan las aguas subterráneas extraídas mediante pozos de bombeo, existiendo aproximadamente 470 pozos de uso agrícola y 789 de uso doméstico. De los primeros, 180 pertenecen a particulares y 290 al Plan Federal.(SEDUE,1986).

5.9.- ASPECTOS DEMOGRAFICOS.

En el curso de 1980 el municipio de Mexicali contaba con 525,563 Habitantes, se presume que dicho curso adoleció de veracidad sobre todo en la zona rural. haciendo una confrontación entre los diferentes servicios prestados a la población como luz, agua, servicios públicos en general, se estima que la población hasta 1985 era del orden de 680,404 habitantes de los cuales 290,725 están ubicados en la zona rural.(SAHOP,1979). Según el último censo de 1990, la población total es de 1´660,855 habitantes.(INEGI, 1991)

5.10.- LAGUNAS DE ESTABILIZACION DE MEXICALI.

Las aguas negras de la ciudad de Mexicali, B.C; son tratadas biológicamente en las lagunas de estabilización localizadas a 5Kms. aproximadamente al sureste de la ciudad.(Figura 6).

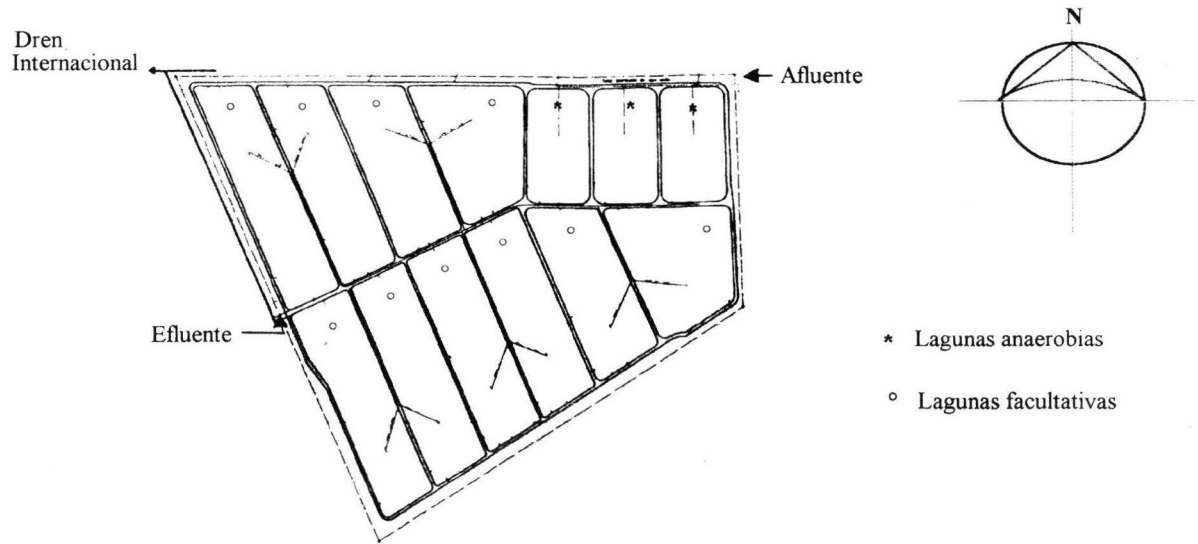


Figura 6.- Sistema de Lagunas de Estabilización de Mexicali

Las lagunas fuerón construídas por la Secretaría de Recursos Hidráulicos con dos propósitos fundamentales; tratar las aguas residuales y además el poder reusar el agua tratada para fines de riego agrícola.(CESPM, 1985).

Las lagunas de estabilización suman un total de 13 de las cuales, tres son anaerobias con un área de 8.77 ha. c/u. y con una profundidad media de 1.40mts; con un tiempo de retención de 4.6 días en promedio, una carga orgánica de 562.5kg/día, y una carga superficial de 1.070 kg/ha/día. Las otras 10 lagunas son facultativas con un área de 14.74 ha. c/u. y una profundidad media de 1.40mts; con un tiempo de retención promedio de 16.3 días(SEDUE,1986). Los gastos que se tienen para el sistema, son los siguientes:

GASTO DE DISEÑO			GASTO EN OPERACION		
GASTO MINIMO	GASTO MEDIO	GASTO MAXIMO	GASTO MINIMO	GASTO MEDIO	GASTO MAXIMO
490	980	1764	900	1100	1240

Tabla 7.- Gastos promedio ($Q = l/s$).

El sistema de lagunas de estabilización de Mexicali, está construídos de bordos de tierra compacta y cuenta con algunas de sus partes construidas en concreto, como los canales de llegada y distribución, compuertas, estructuras de vertido, colectores, etc.(C.E.S.P.M; 1985).

6.1.- MATERIAL Y METODOS.

6.1.- MUESTREO.

Se llevaron acabo muestreos mensuales correspondientes a dos ciclos anuales(92-93), haciendo un total de 24. Las muestras se tomaron solo en dos estaciones, la primera en la entrada del agua(afluente), al sistema de lagunas de estabilización, y la segunda a la salida del agua del sistema(efluente).(figura 7)

6.2.- DETERMINACIONES FISICOQUIMICAS Y BACTERIOLOGICAS.

6.2.1.- *IN SITU*.

Los parámetros determinados *in situ* fueron: temperatura ambiente y del agua, pH y oxígeno disuelto. Las técnicas de análisis para éstos parámetros se presentan en la tabla 8.

6.2.2.- EN LABORATORIO.

Los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos determinados en el laboratorio fueron: demanda bioquímica de oxígeno al quinto día(DBO_5), demanda química de oxígeno(DQO), sólidos totales, sedimentables y suspendidos totales, sustancias activas al azul de metileno(S.A.A.M.); nitrógeno orgánico y amoniacal, orto-fosfatos, grasas y aceites, y coliformes totales. Los requerimientos para la toma de muestras y las técnicas de análisis utilizadas se presentan en la tabla 8.

6.3.- ANALISIS ESTADISTICO.

Los resultados obtenidos, se les aplicó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal y Wallis; entre afluente y efluente, para cada uno de los diferentes

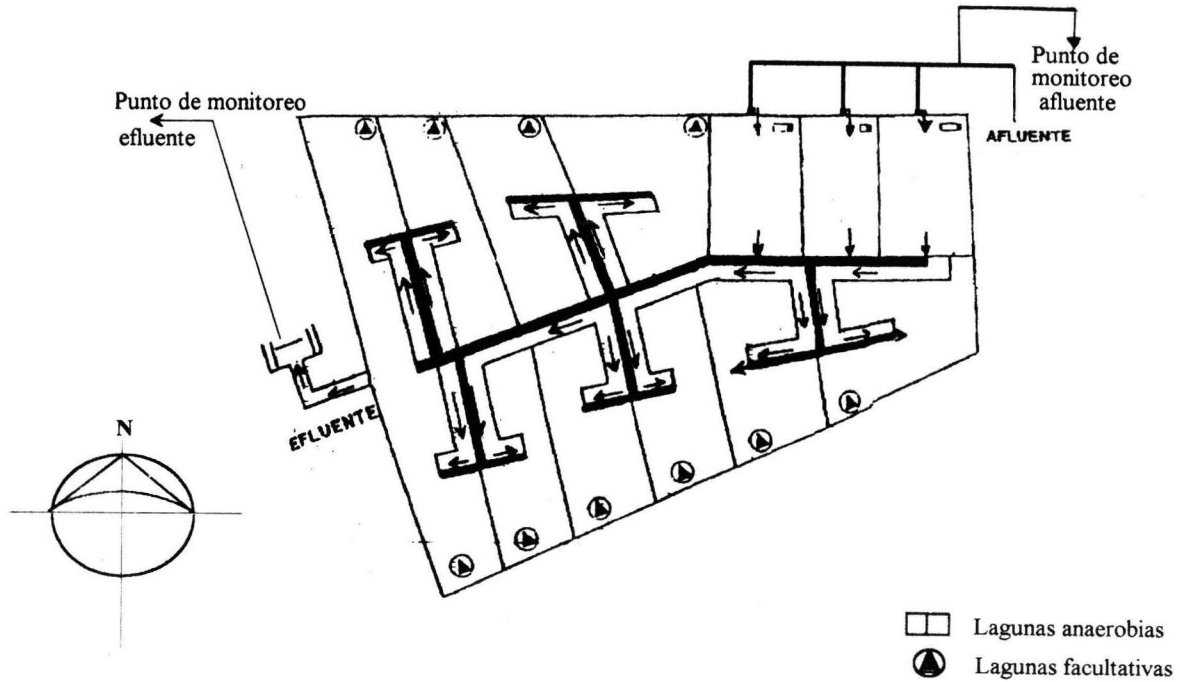


Figura 7.- Estaciones de muestreo y flujo del agua en el sistema.

Parámetro	Tipo de Recipiente	Preservación	Tiempo máximo de almacenamiento	Técnica o método
pH	-----	-----	<i>in situ</i>	Potenciométrica°
Oxígeno Disuelto	-----	-----	<i>in situ</i>	Winkler*
Temperatura	-----	-----	<i>in situ</i>	Termómetro de mercurio°
DBO₅	Plástico/vidrio	Refrigeración	6 hrs.	Dilución°
DQO	Plástico/vidrio	H ₂ SO ₄ a pH<2 y refrigeración	7 días	Reflujo con dicromato°
Nitrógeno Amoniacal	Plástico/vidrio	H ₂ SO ₄ a pH<2 y refrigeración	7 días	Kjeldahl-titulación°
Nitrógeno Orgánico	Plástico/vidrio	H ₂ SO ₄ a pH<2 y refrigeración	7 días	Kjeldahl°
Ortofosfatos	Vidrio enjuagado con HNO ₃ 1+1	Inmediato o congelar a -10 °C	7 días	Colorimétrico con cloruro estanoso°
S.A.A.M.	Plástico lavado sin detergente	Refrigeración	7 días	Colorimétrica con azul de metileno°
Grasas y Aceites	vidrio	H ₂ SO ₄ a pH<2 y refrigeración	28 días	Soxhlet*
Sólidos Totales y Suspendidos Totales	plástico/vidrio	Refrigeración	7 días	Gravimétrico*
Sólidos Sedimentables	plástico/vidrio	Refrigeración	7 días	Cono Imhoff°
Coliformes Totales	vidrio estéril	Inmediato	-----	Número más probable*

* Tomadas de Sánchez *et al*;1986. ° Tomadas de Robles *et al.*, 1991. (Ver apéndice).

Tabla 8.- Requerimientos para la toma de muestras y técnicas empleadas en los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos. (APHA, AWWA, WPCF, 1980).

parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos correspondientes a los años 92-93. Además, se realizó la misma prueba estadística para entradas de ambos años y salidas respectivamente.

El fundamento de esta prueba se basa en que los datos que se obtuvieron no están distribuidos normalmente o se desconoce la distribución normal; también se prueban hipótesis que no son afirmaciones acerca de los parámetros de población (Wayne, 1990).

6.4.- INDICE DE CALIDAD DEL AGUA.

El índice de calidad del agua se utiliza para establecer de manera general la calidad del agua de cualquier tipo de cuerpo de agua. Para calcular el índice de calidad del agua del sistema de lagunas de estabilización, se utilizaron las siguientes ecuaciones para cada uno de los parámetros seleccionados y son:

$$\text{a.)- pH.} \quad I_{\text{pH}} = 10^{0.2335\text{pH} + 0.440} \quad \text{Si el pH es menor a 6.7}$$

$$I_{\text{pH}} = 100 \quad \text{Si el pH está entre 6.7 y 7.3}$$

$$I_{\text{pH}} = 10^{4.22 - 0.293\text{pH}} \quad \text{Si el pH es mayor a 7.3}$$

b.)- Oxígeno disuelto.

$$I_{\text{OD}} = \frac{(\text{OD})}{\text{OD sat.}} * 100$$

Donde:

(OD) mg/l a t° de campo.

OD. sat. mg/l de saturación a la misma t° de campo

c).- S.A.A.M.

$$I.SAAM = 100 - 16.678(SAAM) + 0.1587 (SAAM)^2$$

(SAAM) en mg/l.

d).- Grasas y aceites.

$$I. G.y A. = 87.25(G.y A.)^{0.298}$$

(GYA) en mg/l

e).- Demanda bioquímica de oxígeno.

$$I.DBO = 120(DBO)^{0.673}$$

(DBO) en mg/l

f).- Sólidos suspendidos totales.

$$I. SS = 266.5(SS)^{0.37}$$

(SS) en mg/l

g).- Nitrógeno amoniacal.

$$I.NH_3 = 45.8(NH_3)^{0.343}$$

(NH₃) en mg/l

h).- Coliformes totales.

$$I.CT = 97.5 (CT)^{0.27}$$

6.5.- CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGA.

Se realizó una comparación de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos establecidos por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología "SEDUE" (Tabla 9), en el año de 1985 (Miranda,1994 *com. pers.*), con los obtenidos en el presente estudio.

PARAMETRO	PROMEDIO DIARIO	PROM.INSTANTANEO
pH	6-9	6-9
Sol. sedimentables ml/l.	1	1.2
DBO mg/l.	50	60
Grasas y aceites mg/l.	12	15
Sol.sus. totales. mg/l	50	60

Tabla 9.- Condiciones particulares de descarga.

6.6.- PORCENTAJE DE REMOCION.

Para determinar la eficiencia(remoción) en forma porcentual de los

parámetros obtenidos se recurrió a la siguiente fórmula:

$$\text{Eficiencia} = \frac{A - E}{A} * 100$$

Donde: A = Afluente.

B = Efluente.

7.1.- RESULTADOS Y ANALISIS.

7.1.- ANALISIS ESTADISTICO DE LOS RESULTADOS FISICOQUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS.

Los resultados obtenidos de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos se presentan en la tabla 11 y 12. Los valores promedio de los resultados de los parámetros analizados en el afluente indican un agua residual urbana de composición típica o media en general, como lo demuestra la comparación de medias de los dos ciclos anuales de estudio con respecto a las propuestas por ¹Gloyna(1973) y ²SARH(1984), presentadas en la siguiente tabla(10).

PARAMETRO	AFLUENTE DE LA PLANTA. 92-93	1 COMPOSICION TIPICA DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS	2 COMPOSICION TIPICA DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS
pH.	7.19	7	7.45
O.D. mg/l.	0	-	0
DBO ₅ mg/l.	178.7	250	246
DQO. mg/l.	446.55	500	546
N(NH ₃). mg./l.	26.2	25	12.4
N(ORG.). mg./l.	9.315	25	6.9
SAAM. mg./l.	7.9	-	-
GRASAS Y ACEITES mg/l.	54.5	-	59
SOL. SED. TOT. ml./l.	2.44	-	-
SOL. SUS. TOT. mg./l.	172.8	220	107
SOL. TOTALES. mg./l.	1294	700	1147
ORTO-FOSFATOS mg./l.	5.78	10	-
COL. TOT. NMP/1000ml	62.5E6	-	6.27E8

Tabla 10.- Composición típica de aguas residuales comparado con valores obtenidos en la planta.

Para cada determinación se graficó la concentración del afluente y del efluente mensualmente durante los dos años de estudio, con el objeto de poder observar el comportamiento estacional de cada parámetro (figuras 8 a la 22).

Se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para observar si hubo diferencias significativas entre las entradas del 92 con respecto a las del 93. Así mismo se hizo para las salidas. los resultados se presentan en la tabla 13. En la comparación realizada entre entradas de ambos periodos se observó, que en general no hubo diferencias significativas entre todos los parámetros a excepción del pH en el cuál se vió que en la mayoría de los casos fué ligeramente más alcalino en el 92 oscilando las diferencias de 0.1 a 0.5 unidades de pH. Respecto a las salidas, los parámetros que presentaron diferencias significativas , fueron el pH, DBO₅, SAAM y sólidos totales. El pH fué ligeramente más alcalino en el 92 con diferencias que oscilaron de 0.1 a 0.7 unidades de pH. La DBO₅, fue menor en el efluente del 93. Para SAAM, las diferencias de los efluentes fueron muy significativas pues en el 92 hubo poca disminución en comparación con el 93. Con respecto a los sólidos totales se removieron más en el 93. Por lo que podemos observar, en el 93 hubo una mejor remoción de estos 4 parámetros, si tomamos en cuenta que las entradas fueron muy semejantes en ambos años; indicando un mejor funcionamiento del sistema en este año.

La prueba de Kruskal-Wallis, también se aplicó entre entradas y salidas para ver que parámetros mostraban diferencias significativas. Los resultados se presentan en la tabla 14. Se encontró que no hubo variación significativa en la temperatura del agua, nitrógeno orgánico y sólidos totales, es decir, no presentaron algún cambio significativo en sus valores al entrar y salir del sistema, mientras que el resto de los parámetros analizados, sí presentaron diferencias significativas.

pH

En la figura 8, se observa a simple vista que tanto el pH del afluente como del efluente de ambos ciclos anuales, tienen un comportamiento homogéneo. Sin embargo la prueba estadística nos indica que existe una diferencia significativa que varía sólo en décimas de unidad de pH. Esto puede ser atribuible en el caso del efluente, a que en este sistema, existe la entrada de aguas residuales de tipo doméstico en general y no hay otros factores que modifiquen el pH; en el caso del efluente, existe un sistema de regulación ó equilibrio del pH, originado principalmente por la fotosíntesis(EPA,1983). El agua residual con una concentración adversa de ión hidrógeno es difícil de tratar por medios biológicos. Por lo tanto se puede estimar que las aguas de pH superior a 7(alcalinas) generalmente son de origen municipal y aquellas cuyo valor de ph es inferior a 7(ácidas) pueden ser de origen industrial. (SARH,1984). Es importante que el pH se mantenga dentro de un rango de 6.5 a 8.5 porque todas las poblaciones de microorganismos son muy suceptibles a los cambios de pH(Kemmer, 1986). En un pH óptimo las bacterias son entre otros, uno de los grupos principales en estabilizar la materia orgánica(De Lora y Miro, 1978)

TEMPERATURA AMBIENTE.

En la figura 9, se presentan las gráficas de temperatura ambiente, tanto para el 92 como el 93, en ellas, como se puede constatar con la prueba estadística, no existe diferencia significativa y por ende hay un comportamiento similar, donde las temperaturas más altas fueron en verano, en los meses de mayo a octubre y descendiendo a partir de noviembre, este comportamiento estacional va de

acuerdo con las temperaturas promedio mensual. La temperatura ambiente es un parámetro muy importante con el funcionamiento de remoción de la materia orgánica en las lagunas de estabilización, pues se ha visto que existe un mejor funcionamiento en zonas con climas cálidos.(Mara, 1980; Municipal Waste.;1983; Yañez, 1993)

TEMPERATURA DEL AGUA.

En la figura 10; se ven las fluctuaciones de la temperatura del agua, en el afluente y efluente a lo largo del año en los ciclos 92-93, como puede apreciarse el comportamiento tiende a ser homogéneo, obteniéndose un incremento de temperatura en los meses de mayo a octubre, y descendiendo en el mes de noviembre, permaneciendo sin mucha variación hasta el mes de abril. El comportamiento en general se puede resumir, como dos estaciones, la de verano y la de invierno cada una con sus seis meses del año, que van de los meses de mayo a octubre y de noviembre a abril, la temperatura del agua está en relación directa con la incidencia de radiación solar. Y en mucha menor proporción con las reacciones bioquímicas dentro del sistema.(Yañez, 78;93). Las temperaturas observadas en éste sistema son óptimas para el desarrollo de microorganismos llamados mesófilos, dentro de los que podemos destacar, a las bacterias nitrificantes entre otras.(Sánchez, *et al.*) Por otra parte, la relación que se tiene entre la temperatura y el oxígeno disuelto en el caso de este sistema, no se da de manera proporcional ya que el oxígeno disuelto como se verá más adelante tiene un comportamiento muy fluctuante a lo largo del año.

OXIGENO DISUELTO.

En el ciclo 92 Y 93(Figura 11), el afluente es anaerobio, debido a que las

aguas que vienen del uso doméstico, con una carga muy alta de materia orgánica en su trayecto a través del drenaje al sistema de tratamiento de lagunas de estabilización pierde la poca cantidad de oxígeno que tenía volviéndose de grises a negras ocasionado probablemente por la conversión de sulfuro de hidrógeno en sulfuro ferroso(SARH,1984). Posteriormente en el efluente del ciclo 92 hay grandes oscilaciones, teniendo el máximo valor en abril con 6.2 y en agosto la mínima con 0.1 teniendo una relación con la temperatura y la demanda de oxígeno por organismos; así como también con producción de oxígeno por algunos organismos.(Vizcaíno, 1987; EPA, 1983).

En el ciclo anual 93, también se presentan variaciones en el efluente; teniendo el máximo valor en septiembre con 5.4, y el mínimo valor en junio con 0.1. Esto también queda indicado con la prueba estadística en donde existe una diferencia significativa entre lo que entra y lo que sale.

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO₅

La figura 12 muestra en el ciclo 92, que los mayores valores de DBO están en los meses de mayo y julio, en éste primer mes se puede establecer este incremento con los valores altos de sólidos totales, que en su mayoría serían de materia inorgánica, pero para el segundo mes, aunque los sólidos totales son pocos, quizá la mayoría en su totalidad serían sólidos orgánicos.

El afluente en el ciclo 93, tiene sus máximos valores en los meses de junio y agosto. y también es en el mes de junio que la cantidad de sólidos totales es alta, sin embargo en agosto no sucede lo mismo con los valores de sólidos, por lo tanto se le puede atribuir a otros factores tales como condiciones o actividades

físicas, químicas y bioquímicas(Sánchez, *et al*, 1986) manual CNA). Es también en este parámetro donde existe diferencia significativa entre los valores que entran y los que salen de DBO_5 .

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO.

En el ciclo 92(figura 13), el afluente tiene el máximo valor en el mes de mayo con 653 ppm , y está estrechamente relacionado con la cantidad de sólidos totales, debido a que al igual que este parámetro es en el mes de mayo, donde presenta su máximo valor; y el mínimo en marzo con 289 ppm. Para el efluente, el máximo valor lo tiene el mes de junio con 310 ppm y el mínimo en agosto con 163ppm, para el resto de los meses se observa un comportamiento homogéneo.

Ciclo 93; para el afluente, el mínimo valor es en enero con 119 y el máximo en febrero con 750; para el efluente, el mínimo es en enero y el máximo en septiembre con 350. La DQO. esta en estrecha relación con la cantidad de materia orgánica e inorgánica oxidada químicamente.(Sánchez, *et al*, 1986; CNA, 1983).

NITROGENO ORGANICO

En la fig 14, observamos las gráficas para nitrógeno orgánico de los años 92 y 93 cada uno con sus respectivos afluentes y efluentes durante los doce meses del año; en el ciclo anual 92 observamos que no existe una remoción sino que hay un aumento en los meses de febrero, julio, agosto, septiembre y octubre, esto lo podemos asociar muy posiblemente al incremento de biomasa algal, producto

de las condiciones de luz óptima y de nutrientes (Harper, 1992; Margalef, 1983; Wetzel, 1981) en el ciclo anual 93 tenemos un incremento de nitrógeno orgánico, casi durante todo el año, de enero a mayo y de agosto a octubre, para los meses de julio y noviembre se carece de datos completos. El incremento se debe en sí como se mencionó anteriormente, al desarrollo de biomasa, algal principalmente, (Tejeda, 1994). Las algas bajo condiciones propicias se llegan a desarrollar en números bastante altos y representan la principal fuente de oxígeno en estos tipos de sistemas y junto con las bacterias representan los organismos que remueven la materia orgánica, La incidencia de luz en el sistema de lagunas de estabilización de Mexicali es durante todo el año bastante aceptable por lo que su producción es constante y necesaria.

NITROGENO AMONICAL

En el comportamiento de la remoción de nitrógeno amoniacal en la figura 15 para el ciclo 92 se observó que los valores más altos son en los meses de diciembre, enero, febrero y marzo, en general y tienden a reducirse a partir de abril. La remoción de nitrógeno amoniacal es llevada a cabo, por medio de las bacterias llamadas nitrosomonas, para producir nitritos (Pazos, 1989); por lo que le podríamos atribuir que en los meses donde se presenta con valores altos ya sea que, las bacterias nitrosomonas bajaron en su número poblacional, o no existió una dispersión completa, debido a que en este sistema se crean zonas muertas a causa de que no existe una dispersión homogénea (CESPM, 1985; SEDUE, 1986).

En el ciclo 93 existió una remoción mas o menos homogénea, sin embargo en el mes de julio, la remoción fué muy pequeña en relación a las demás masas,

posiblemente a una variabilidad en el número de la población de bacterias nitrosomonas como ya se mencionó o a causa de la dispersión.

ORTO-FOSFATOS.

En la figura 16, observamos en la gráfica que corresponde al ciclo 92, que los máximos valores de orto-fosfatos, se dan en mayo con 16.3 y septiembre con 11.6, y aunque los valores no fluctúan mucho, en septiembre, se tiene el valor más bajo en relación con un afluente de un valor alto. En el 93, hay una gran variación en el comportamiento de los orto-fosfatos, pues de los valores más altos están en los meses de enero y julio, teniendo una buena remoción en ese mismo mes de enero, lo que se esperaría también sucedería en julio, pero ésta resulta la más baja, y en el mes de octubre existe un incremento de este parámetro; se puede explicar las variaciones; a que en el sistema, no es de flujo homogéneo. El origen de los orto-fosfatos en este tipo de aguas residuales se debe principalmente al empleo de detergentes y al fósforo orgánico presente en la materia orgánica, el cuál por hidrólisis es transformado a orto-fosfatos.(Sánchez, *et al*, 1986).

GRASAS Y ACEITES.

En la figura 17, tenemos que en el ciclo 92, los mayores valores de grasas y aceites, fueron en enero, abril, junio y diciembre; no obstante las remociones fueron mayores respecto con los afluentes con valores menores a los 20 mg/l. En el ciclo 93, los más altos valores de grasas y aceites se dieron en los meses de marzo y junio, obteniendo remociones variables pero de comportamiento muy

poco fluctuante respecto a las entradas. La presencia de grasas y aceites es muy importante debido a que forman una película en la parte superficial del cuerpo de agua afectando directamente los procesos de fotosíntesis.(Sánchez, 1986; SARH,1984).

S.A.A.M.

En la figura 18, el ciclo 92, tiene un comportamiento de remoción de S.A.A.M. más o menos proporcional, entre lo que entra y lo que es removido; con excepción del mes de octubre, donde no se da esta proporcionalidad, pues aquí se da una remoción mayor, y además es en éste mes es donde se tiene el valor más alto que va de 15.7 a 3.6. En el ciclo de 93, existe aparentemente también, una proporcionalidad de remoción hasta los meses de enero a mayo, y luego a partir de junio a diciembre hay fluctuaciones muy variadas.

SOLIDOS SUSPENDIDOS

En la figura 19, en el ciclo 92, las mejores remociones de este parámetro, fueron en los meses de mayo y junio principalmente, y es en estos meses, cuando en el afluente son más altos que durante todo el año, a excepción del mes de febrero, que existió un pequeño aumento, atribuible a la producción biomasa algal principalmente(Harper, 1992). En el ciclo 93 se dió también en el mes de junio la mejor remoción en relación a la mayor cantidad de sólidos que entran al sistema, y en los meses de enero y octubre existe un incremento resultado, como ya se mencionó anteriormente, al desarrollo de biomasa.

SOLIDOS SEDIMENTABLES

En la figura 20, observamos gráficas de los ciclos 92 y 93, en donde ambas presentan un comportamiento semejante, debido a que en el mes de junio, tienen el mayor valor de sólidos sedimentables y aunque en los demás meses es fluctuante, en el efluente se tienen valores iguales, a excepción del mes de octubre del ciclo 93 que presenta un pequeño aumento, todo este comportamiento puede explicarse, porque, las aguas residuales llegan al sistema donde trascurren varios días de retención, y es durante este tiempo, que las partículas más densas empiezan a sedimentar, por lo tanto, cuando se muestrean los sólidos sedimentables en el efluente, existe una gran remoción de éstos (Yañez, 1976, 1978, 1993).

SOLIDOS TOTALES

En la figura 21, tenemos las gráficas de sólidos totales, en la primera, correspondiente al ciclo 92, para el mes de mayo se obtuvo la mayor remoción durante todo el ciclo, pero en los meses de febrero, marzo, julio, agosto, septiembre y noviembre, existió un incremento que se le relaciona con la producción de biomasa algal. En la segunda gráfica, la remoción se comportó de manera homogénea, pero el mes donde existió mayor remoción fue en el mes de junio. En los meses de abril, mayo y octubre se incrementaron los niveles de sólidos totales. Ocasionado por la producción de la biomasa algal, principalmente que se encuentra suspendida y disuelta en el cuerpo de agua. (Harper, 1992; Sánchez, *et al.*, 1986).

COLIFORMES TOTALES

En el ciclo 92(figura 22), el mayor valor presentado es en el mes de febrero para el afluente, y en mayo para el efluente. En el 93, se presenta el mayor número en marzo y mayo; Las remociones de los efluentes para ambos años es semejante. Este comportamiento de las remociones de estos microorganismos, depende de la cantidad que lleguen al sistema, la capacidad de adaptarse, competir y reproducirse.(Acosta y Muñoz, 1994).

7.2.-PORCENTAJES DE REMOCION

El objetivo de calcular los porcentajes de remoción de cada parámetro mensualmente, fué para ver si existía alguna relación entre las condiciones climáticas con respecto a la eficiencia de remoción de los parámetros en estudio. Los resultados de los porcentajes de remoción obtenidos para cada parámetro fisicoquímico y bacteriológico de los ciclos 92-93 se presenta en la tabla 15.

- DBO₅: La figura 23; muestra que la mejor remoción en el 92 fué en el mes de noviembre con 91.41% y la más baja se dió en el mes de febrero con 54.91%; para el 93 fué en agosto con 90.47% y la menor en enero con 69.51%.

- DQO: En la figura 24; se observa que las mejores remociones para cada año (92-93) fueron en abril y en febrero con 62.06% y con 77.73%, menores remociones se dieron en junio con 15.22% y en septiembre con 27.08%.

- SAAM: En la figura 25; tenemos la gráfica que corresponde a S.A.A.M., se obtuvieron remociones porcentuales de los ciclos 92-93 como sigue: las más altas para cada ciclo fueron de 77% en octubre y del 74.78% en junio. Las menores fueron del 16.60% y del 3% en marzo y en diciembre para cada ciclo.

- SOL. SUSPENDIDOS TOTALES: Los porcentos de remoción para sólidos suspendidos totales se ven en la figura 26; en donde los mayores porcentajes se obtuvieron para el ciclo 92 en enero con 78.78% y de 82.72%, para el ciclo 93. Para el ciclo 92 se tiene en febrero un incremento al igual que en el 93 en el mes de marzo.

- SOL. SEDIMENTABLES: Los porcentos de remoción de sólidos sedimentables del ciclo 92-93 se gráficaron en la figura 27; donde las mayores remociones se dieron en el mes de junio con 98% y con 98.57%, las más bajas se dieron en diciembre con 80% para el 92 y de 83.33% en octubre para el 93.

- SOL. TOTALES: De la figura 28; tenemos la gráfica de remoción de sólidos totales, en donde los meses de mayo y junio se obtuvo la mayor remoción con 38.33 y 45.29, correspondientes a 92-93 y en los meses de agosto-mayo, para estos ciclos se dió un incremento.

- ORTO-FOSFATOS: Figura 29; el por ciento de remoción para orto-fosfatos, fué en los meses de septiembre y diciembre con 99.13 y 98.40%, y siendo en enero con 23.91% y en octubre se ve un aumento del valor.

- NITROGENO AMONIAICAL: Para el nitrógeno amoniacal, de la figura 30; se observa que para los meses de mayo y junio, como mayor remoción, se tuvieron valores de 61.52 y 67.15, y para la menor remoción fué en diciembre y julio con 15.35 y 5.76 respectivamente.

- NITROGENO ORGANICO: Las mayores remociones para los ciclos 92-93 fueron de 80.71 y 27.0 en el mes de diciembre. Se presentó un incremento en agosto y también en abril de ciclo 93 .(figura 31).

- GRASAS Y ACEITES: En la figura 32; tenemos que los porcentos de remoción fueron de 99.81 y 97.10 en abril y julio, y las menores en octubre y septiembre con 58.80 y 25.31 respectivamente.

- COLIFORMES TOTALES: Los coliformes totales presentan mayor remoción

en septiembre y agosto con 99.90% y las menores de 37.50 y 90.00% en mayo y septiembre respectivamente para 92 y 93.(Figura 33).

7.3.-MEDIAS DE LOS PORCENTAJES DE REMOCION

Se calcularon las medias de los porcentajes de remoción para cada parámetro por cada ciclo y los resultados se presentan en la tabla 16; a su vez, se graficaron estos valores para poder comparar mejor en que ciclo se presentó la mejor remoción.(figura 34). Primeramente tenemos a la DBO₅, que en ciclo 92 fué menor que en el 93, con 78.1% y 83.87%. Enseguida tenemos a la DQO con valores para los dos ciclos iguales, solo variando en décimas y son de 50.75% y 50.37%. Para la remoción de SAAM, observamos que el 93 fué más eficiente que el 92 con valores de 43.77% y 24.67% respectivamente. Los sólidos suspendidos totales presentan remociones similares entre los dos años con 38.08% y 36.85%. Los sólidos sedimentables, tienen una mejor remoción en 92 con 93.8% contra 85.54% del 93. Los sólidos totales tienen remociones muy bajas para ambos ciclos de 1.19% y 7.64% para 92-93. Los valores de remoción para grasas y aceites son de 75.13% y 70.79%, para nitrógeno amoniacal, en ambos años hubo una remoción semejante con valores de 38.2% y 39.18%. El nitrógeno orgánico fué el único parámetro que se vió incrementado durante los dos ciclos anuales analizados ; por lo tanto, en 93 se incrementó más que el 92. Para orto-fosfatos las remociones porcentuales fueron de 65.67% y 53.68%. Por último la remoción de coliformes fué similar en éstos dos años obteniéndose 75.16% y de 78.06%. De los resultados de las medias obtenidas podemos ver, que en general, las mejores remociones se dan en el ciclo 93. Aunque la materia orgánica presentó buena remoción, los porcentajes no fueron los deseados; por otro lado los valores

bajos de remoción de nitrógeno amoniacal, nos indica que en el proceso no se está llevando a cabo la oxidación completa pues solo se está oxidando parte de la materia orgánica produciendo amoníaco y este no está siendo totalmente oxidado a nitritos pues eso implicaría una disminución del amoníaco más alta en la salida; por otro lado el nitrógeno orgánico se incrementa a la salida debiéndose probablemente a la materia orgánica que no se oxida, sumado con la biomasa bacteriana y algal producida en el proceso.(EPA; 1983) Los valores de ortofosfatos también no se remueven mucho debido a que durante los procesos biológicos de la planta, se convierten las formas de fosfato orgánico y polifosfatos a la forma de ortofosfatos de tal manera que en el efluente existan concentraciones considerables de estos aniones.(Sánchez et al; 1986). Los sólidos totales tampoco presentan remoción significativa, debido al incremento por biomasa y la baja remoción de los demás parámetros.

7.4.-INDICE DE CALIDAD DEL AGUA

Se calculó el índice de calidad de usos del agua para ocho parámetros(figura 35), de acuerdo con la tabla I que aparece en el apéndice.

- El pH en el 92 tiene valores de 87.8 y de acuerdo al índice de calidad para uso agrícola, se requiere de una ligera purificación. en el 93 se tiene un valor de 100 que la hacen aceptable.- El oxígeno disuelto en el 92 tiene un valor de 37.63 y para este dato se requiere un tratamiento mayor. En el 93 se tiene 40.32 para el cuál se requiere de un tratamiento menor.- S.A.A.M. los valores para este parámetro son de -9.5 y de 2.41, por lo tanto su calidad es inaceptable.- Grasas y aceites, los valores en los dos años son inaceptables en el índice de calidad y son de 47.59 y 40.76.- DBO₅. se tuvieron valores de 9.85 y 15.74 por lo que su

uso es inaceptable para uso agrícola.- Sólidos suspendidos.Se tienen valores similares para ambos ciclos y son de 50.42 y de 50.40, por lo tanto se requiere de tratamiento. - Nitrógeno amoniacal. Los valores son de 17.71 y 15.01 siendo inaceptables.- Coliformes totales, se tienen valores para los dos años de 1.12 y de 1.63 cayéndo en la tabla del índice de calidad como inaceptables.

7.5.-CONDICIONES PARTICULARES DE DESCARGA.

En la siguiente tabla(18), se presentan las condiciones particulares de descarga asi como las medias por los dos años evaluados de los parámetros condicionados.

PARAMETRO	promedio 92-93	C.P.D.(SEDUE 1985)
pH	7.72	6-9
Sol. sed. ml/l.	0.1	1.2
Sol.sus.tot. mg/l	90.04	60
DBO ₅ mg/l.	30.72	60
Grasa y aceit.mg/l	10.24	15

Tabla 17.- Condiciones particulares de descarga comparadas con las obtenidas.

De acuerdo a las condiciones particulares de descarga, el sistema de lagunas de estabilización de Mexicali, está dentro de las normas establecidas para los parámetros considerados, y solamente los sólidos suspendidos se exceden un poco. Sin embargo se deberán de establecer y ampliar nuevas condiciones particulares de descarga junto con el gobierno de los Estados Unidos debido a que, como ya se mencionó, al inicio del trabajo, las descargas de las lagunas se vierten al río Nuevo y éste se interna a los Estados Unidos.

1992

PARAMETRO	M E S																							
	ENE.		FEB.		MAR.		ABR.		MAY.		JUN.		JUL.		AGO.		SEP.		OCT.		NOV.		DIC.	
	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²
pH	7.3	7.7	7.4	7.8	7.4	7.8	7.3	8.1	6.6	7.6	7.4	8.1	7.2	7.7	7.3	7.8	7.5	8.1	7.4	7.9	7.3	7.8	7.4	7.9
TEMP. AMBIENTE (°C)	23	23	28	28	26	26	30	30	32	32	30.4	30.5	38	39	33	33	34	34	35	35			14	14
TEMP. DEL AGUA (°C)	20	15	21	18	22	23	24	23	28	26	29.7	29.5	31	31	29	29	31	28	30	26			19	11
OXIGENO DISUELTO (mg/l)	0	3.1	0	5.8	0	3	0	62	0	1.5	0	4.4	0	0.3	0	0.1	0	5.1	0	4.2	0	4.4	0	1.4
D.B. O ₅ (mg/l)	182	41	122	55	162	55	230	57	457	55	183	36	457	55	102	29	194	24	174	43	163	14	152	28
D.Q.O. (mg/l)	309	182	322	190	289	165	493	187	904	251	566	310	505	252	326	163	449	224	426	213	457	181	303	169
N (ORGANICO) (mg/l)	10.3	9	6.4	9.9	8.3	7	9.3	4.8	10.3	9.6	9.6	8.6	6.4	11.7	7	13.2	6.7	12.2	7.4	9.3	11.2	10.9	28	5.4
N (AMONIAICAL) (mg/l)	30.9	23.3	27.9	19.8	36.3	24.1	28.3	16.1	26	9.9	28.6	13.9	20.7	12.2	19.1	8.6	21.5	9	21.5	10.1		25.4	22.8	19.3
ORTO-FOSFATOS (mg/l)	4.6	3.5	2	0.3	5.5	1.7	2.5	0.4	16.3	2.8	5.2	1.8	5.2	2.8	5	1.8	11.6	0.1	5.4	2.5	5.4	2.9	3.5	1.1
GRASAS Y ACEITES (mg/l)	109	4	16	0.5	33	13	107	0.2	52	13	91	15	44	6	33	10	15	1	17	7		12	60	10
S.A.A.M. (mg/l)	10.2	7.2	4	2.6	12	10	9.4	7.3	9.4	6	3.2	1.4	9.6	6.3	14.4	9.7			15.7	3.6			8.9	7.1
SOL. SUSPENDIDOS (mg/l)	132	28	122	152	86	54	171	76	270	120	285	100	156	68	176	94	110	76	86	66	168	150	123	96
SOL. SEDIMENTABLES ml/l	1.5	0.1	1.8	0.1	0.7	0.1	2.5	0.1	2.5	0.1	5	0.1	2.5	0.1	3.5	0.1	1.8	0.1	4	0.1	3.5	0.1	0.5	0.1
SOLIDOS TOTALES (mg/l)	1360	1370	1266	1272	1156	1252	1314	1234	2108	1300	1526	1432	1306	1432	1274	1440	1216	1338	1054	1002	1248	1376	1548	1488
COCL. TOT. (NME/10ml)	24	0.43	2.4	24		2.4	1.1	0.15	240	150	240	0.93	24	0.43	11	0.24	24	0.02	240	0.93	75	0.09	240	0.93

Tabla 11.
Resultados obtenidos, durante el ciclo anual 92 para cada uno de los parámetros analizados, durante los 12 meses del año.

¹ A: AFLUENTE
² E: EFLUENTE
³ MILLONES

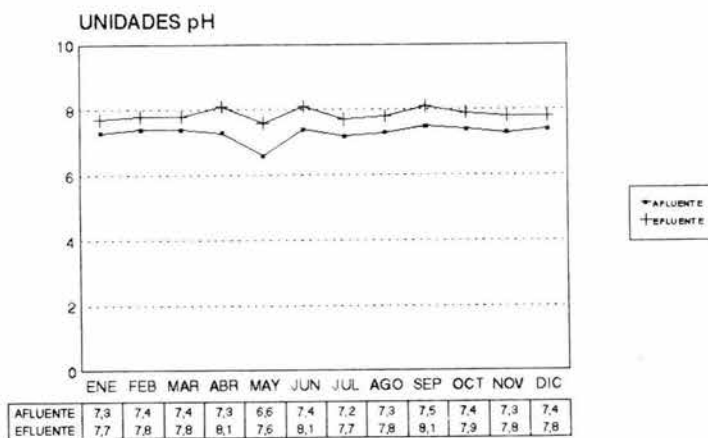
1993

PARAMETRO	M E S																							
	ENE.		FEB.		MAR.		ABR.		MAY.		JUN.		JUL.		AGO.		SEP.		OCT.		NOV.		DIC.	
	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²	A ¹	E ²		
pH	7.4	7.6	7	7.7	7.1	7.7	7.1	7.6	7.2	7.7	6.9	7.4	7.1	7.8	7.3	7.7		7.3	7.3	7.7			7.4	7.7
TEMP. AMBIENTE (°C)	24	21	20	20	30	30	24	24	36	37			38	39	46	45	33	40		36			22	21
TEMP. DEL AGUA (°C)	17	16	18	17	20	21	21	18	26	26		28.5	32	31	36	33	32	30		27			21	14
OXIGENO DISUELTO (mg/l)	0	4.7	0	4.4	0	4.2	0	2	0	2	0	0.1	0	4.2	0	1.1	0	5.4	0	3.3			6	2.6
D.B.O. ₅ (mg/l)	82	25	167	22	122	18	85	10	122	24	242	19	105	27	252	24	142	17	169	21			36	18
D.Q.O. (mg/l)	119	79	750	167	653	228	400	135	407	204	554	158	388	223	470	206	480	350	327	178			374	177
N (ORGANICO) (mg/l)	45	6.1	8.6	13.2	9.9	12.5	6.1	13.2	8.6	11.5	11.9	11.2		4.4	11.2	12.7	9.6	18.9	5.6	11.6			9.6	7
N (AMONICAL) (mg/l)	28.6	17.7	30.9	18	18.6		26.7	15.1	30.5	16.7	34.1	112	24.3	22.9	23.9	10.2	22.7	9.9	22.6	12.6			30.5	19
ORTO-FOSFATOS (mg/l)	7.6	0.4	6.7	1.2	6.9	1.9		9.7	4.9	3.8	3.6	0.8	8.3	7.9	5.4	3.4	4.7	1.7	3	3.5			4.4	0.07
GRASAS Y ACEITES (mg/l)	15	5	40	5	116	22	64	19	69	26	118	13	69	2	35.9	8	31.6	23.6	18.8	12.5			48.7	5.3
S.A.A.M. (mg/l)	5.4	2.7	3.4	2.3	5.4	3.7	13.7	11.5	5.8	1.9	11.5	2.9	5.5	2.1	5.1	4.5	9.3	2.6	7.2	2.8			6.2	6
SOL. SUSPENDIDOS (mg/l)	52	76	245	92	267	100	132	68	138	106	440	76	96	70	167	97	295	146	87	88			156	72
SOL. SEDIMENTABLES ml/l	0.1	0.1	1.6	0.1	2.5	0.1	2.5	0.1	1	0.1	7	0.1	2.5	0.1	3.8	0.1	2	0.1	1.5	0.25			2	0.1
SOLIDOS TOTALES (mg/l)	1280	1272	1424	1306	1246	1132	1070	1090	1030	1124	1978	1082	1206	1182	1332	1160	1368	1238	1222	1280			1534	1360
COL. TOT. ³ (NMP/10 ⁶)		0.43	24	0.93	240	24	93	2.4	240	11	93	0.24	43	0.09	7	0.00	0.43	0.04	46	1.1			46	1.1

Tabla 12.
Resultados obtenidos, durante el ciclo anual 93 para cada uno de los parámetros analizados, durante los 12 meses del año.

¹ A: AFLUENTE
² E: EFLUENTE
³ MILLONES

pH 1992



pH 1993

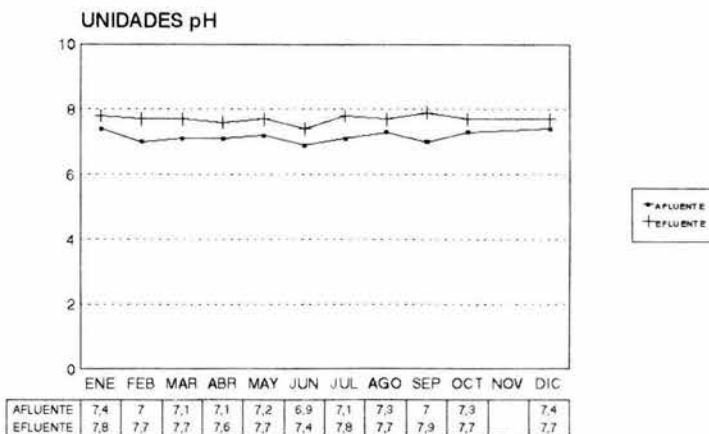
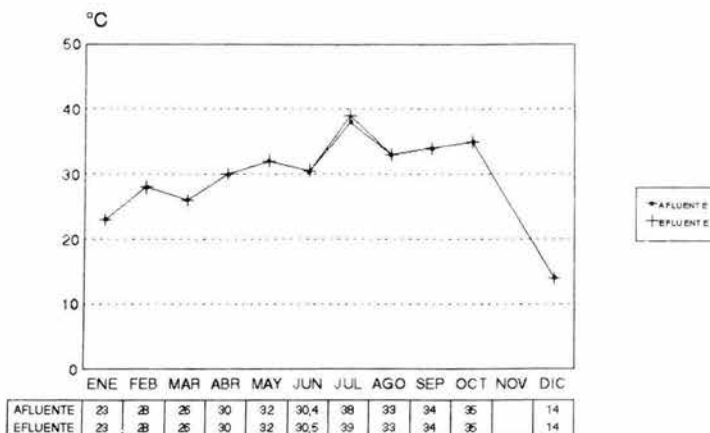


Figura 8.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para pH.

TEMPERATURA AMBIENTE 1992



TEMPERATURA AMBIENTE 1993

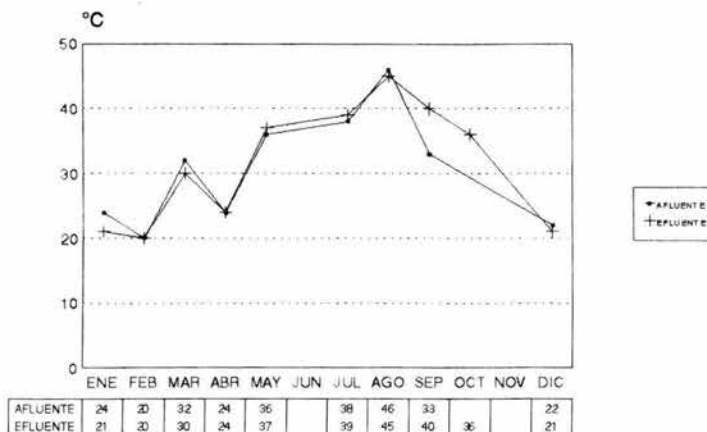
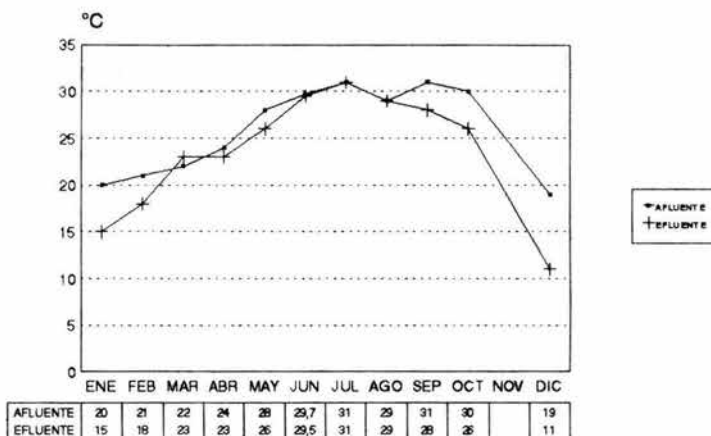


Figura 9.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para temperatura ambiente.

TEMPERATURA DEL AGUA 1992



TEMPERATURA DEL AGUA 1993

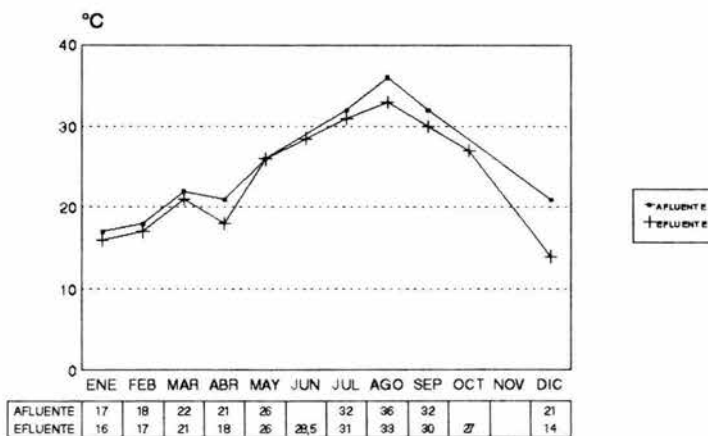
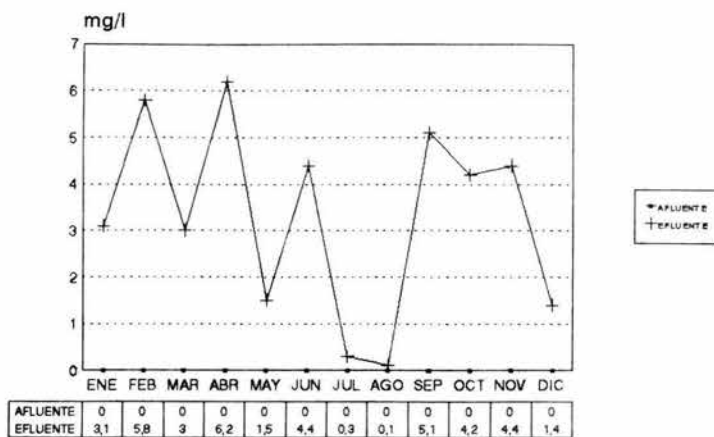


Figura 10.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para temperatura del agua.

OXIGENO DISUELTO 1992



OXIGENO DISUELTO 1993

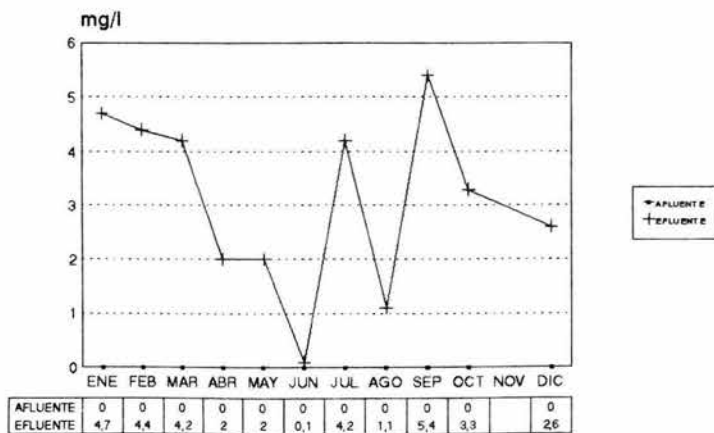
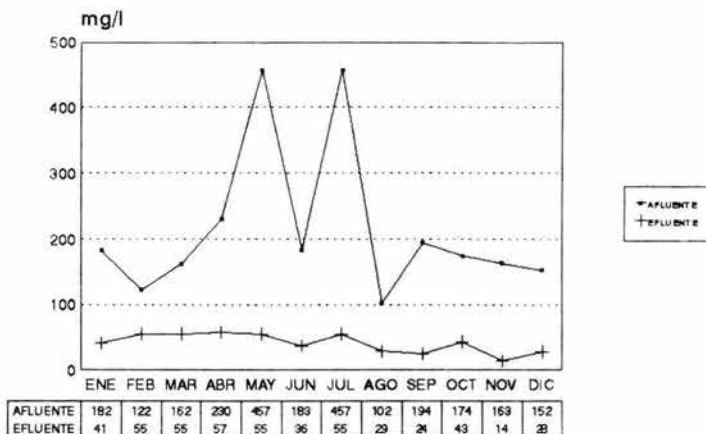


Figura 11.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para oxígeno disuelto.

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO 1992



DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO 1993

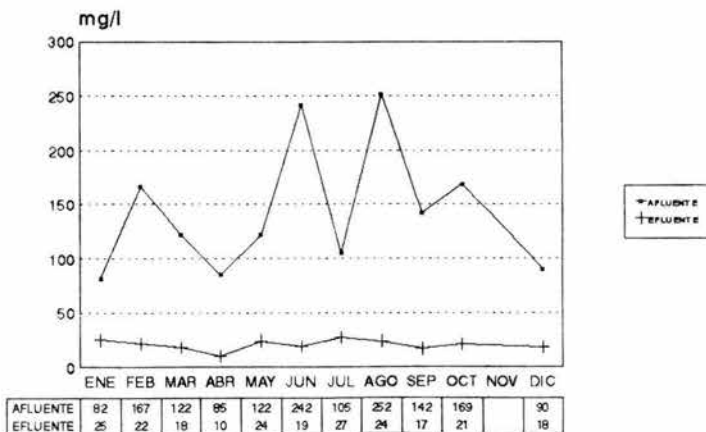
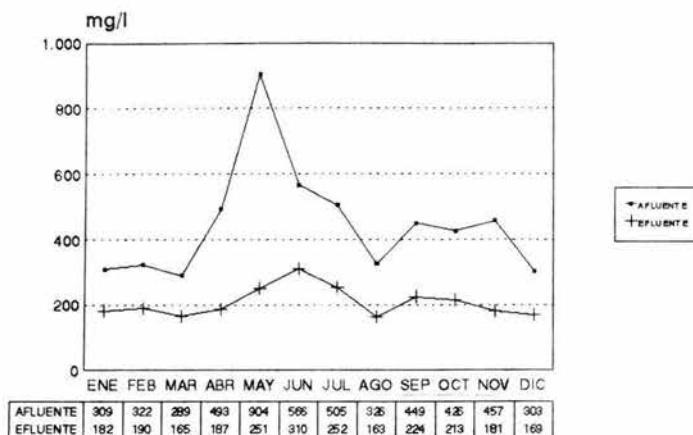


Figura 12.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para demanda bioquímica de oxígeno al quinto día.

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO 1992



DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO 1993

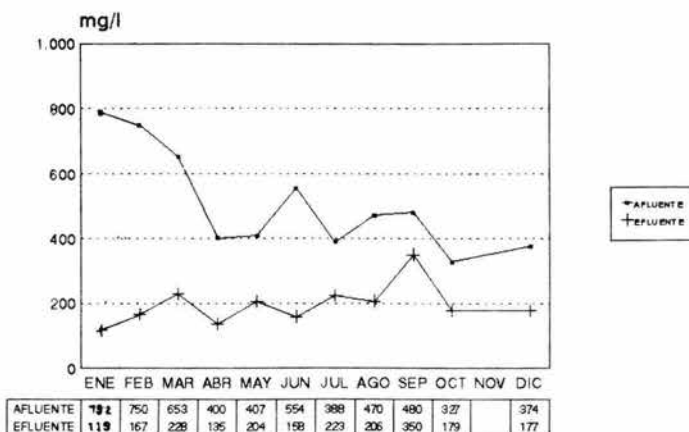
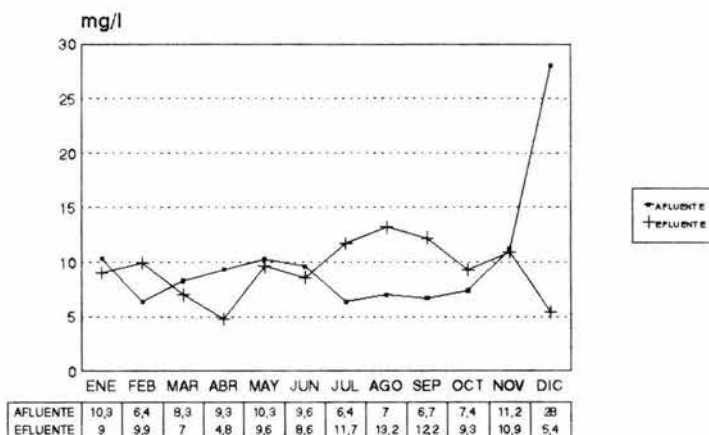


Figura 13.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para demanda química de oxígeno.

NITROGENO ORGANICO 1992



NITROGENO ORGANICO 1993

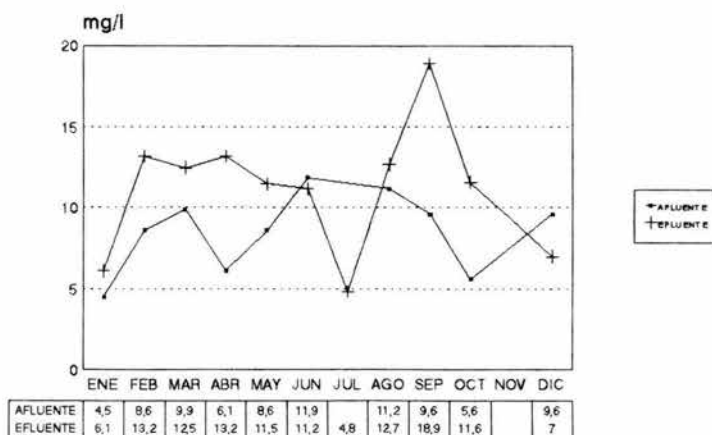
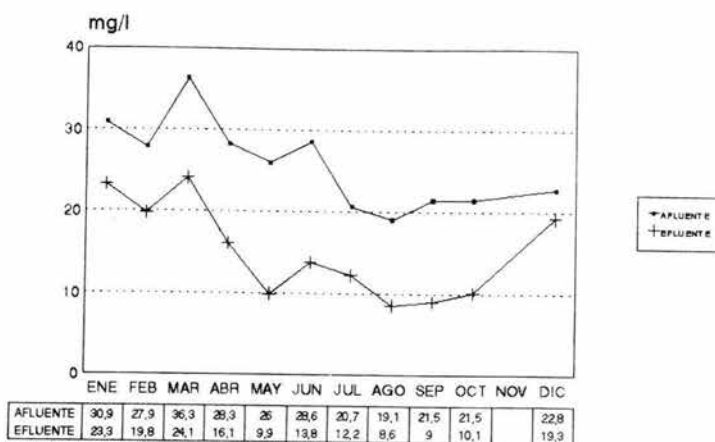


Figura 14.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para nitrógeno orgánico.

NITROGENO AMONICAL 1992



NITROGENO AMONICAL 1993

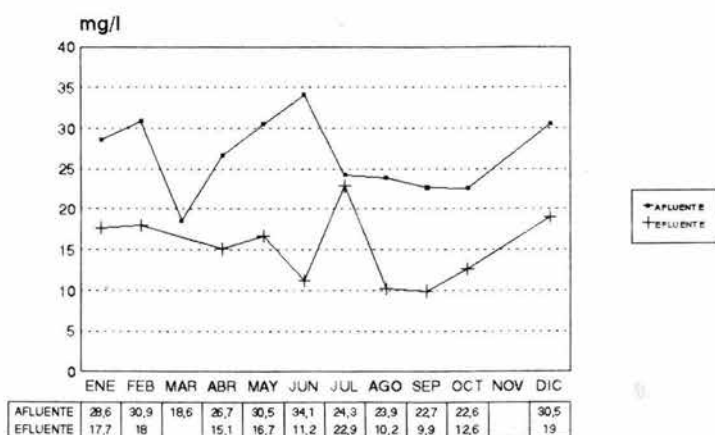
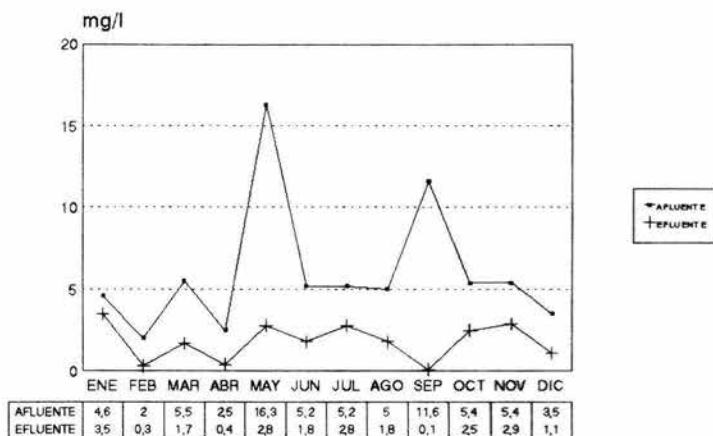


Figura 15.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para nitrógeno amoniacal.

ORTO-FOSFATOS 1992



ORTO-FOSFATOS 1993

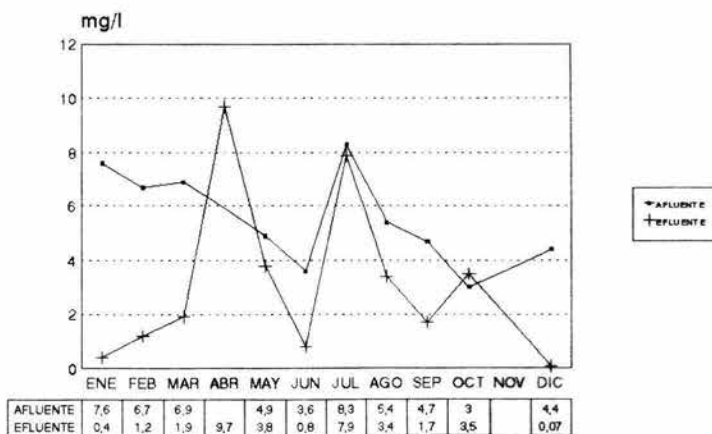
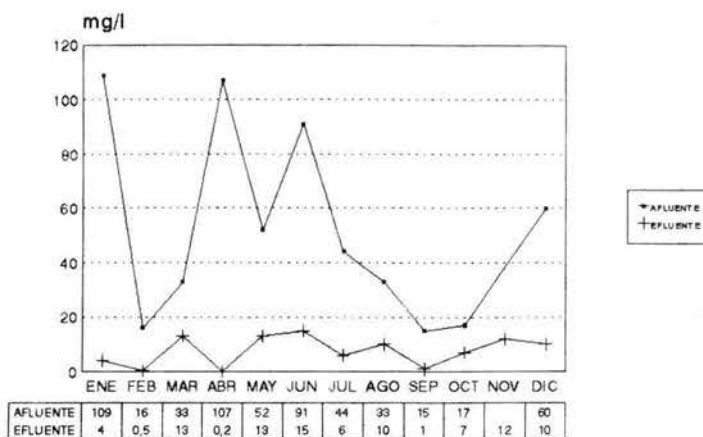


Figura 16.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para orto-fosfatos.

GRASA Y ACEITES 1992



GRASA Y ACEITES 1993

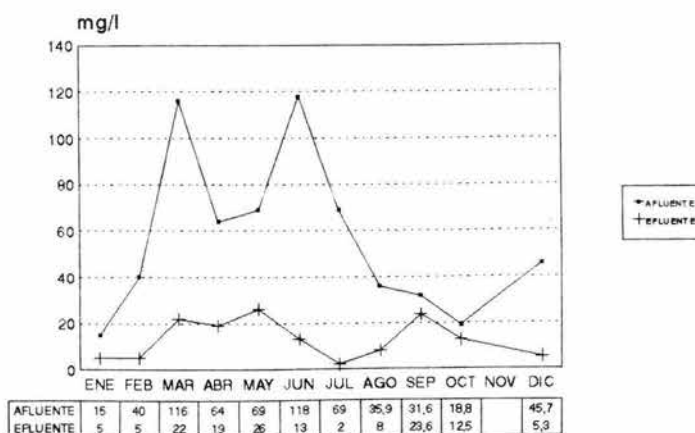
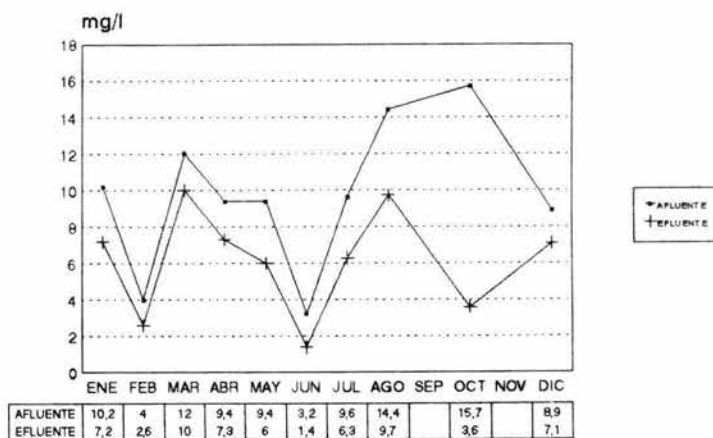


Figura 17.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para grasas y aceites.

S.A.A.M. 1992



S.A.A.M. 1993

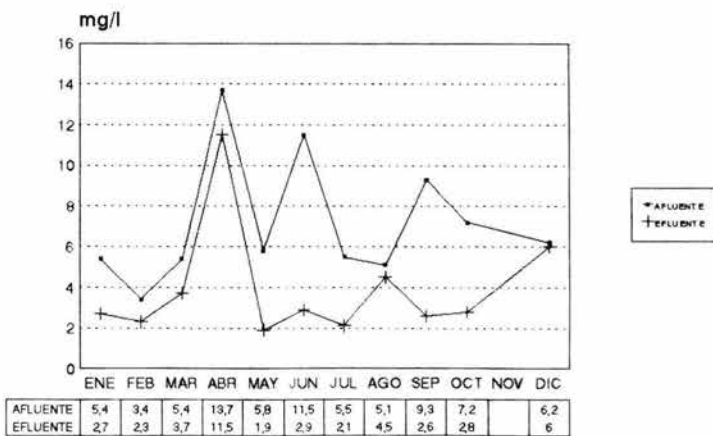
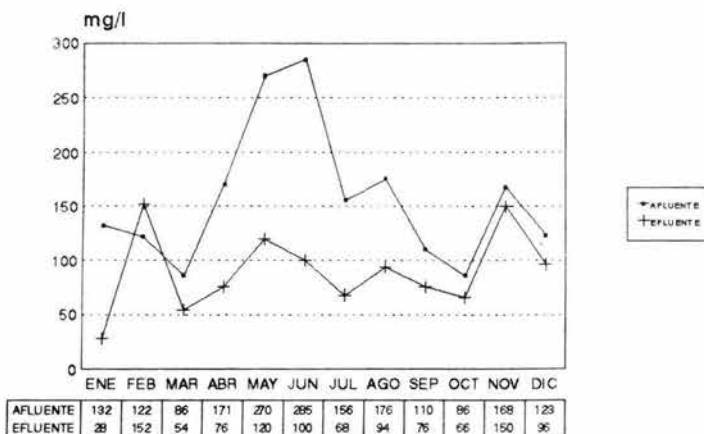


Figura 18.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para SAAM.

SOLIDOS SUSPENDIDOS 1992



SOLIDOS SUSPENDIDOS 1993

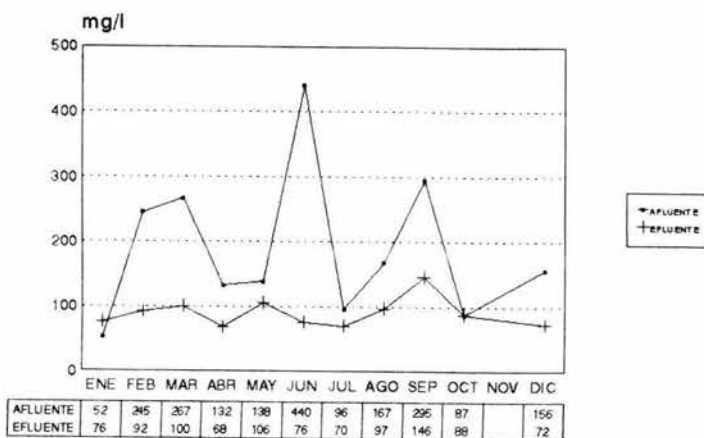
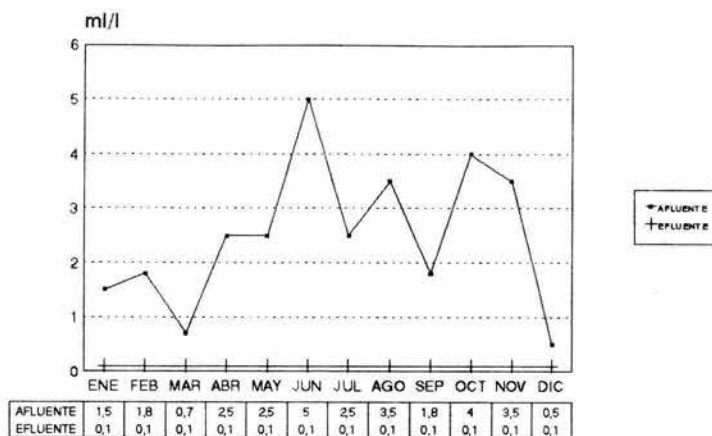


Figura 19.-Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para sólidos suspendidos.

SOLIDOS SEDIMENTABLES 1992



SOLIDOS SEDIMENTABLES 1993

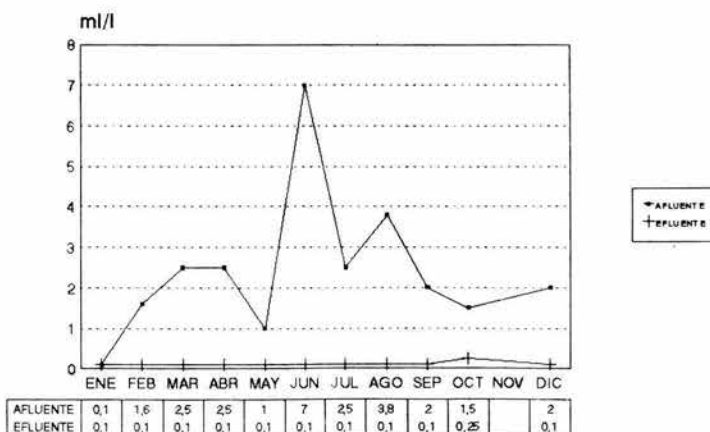
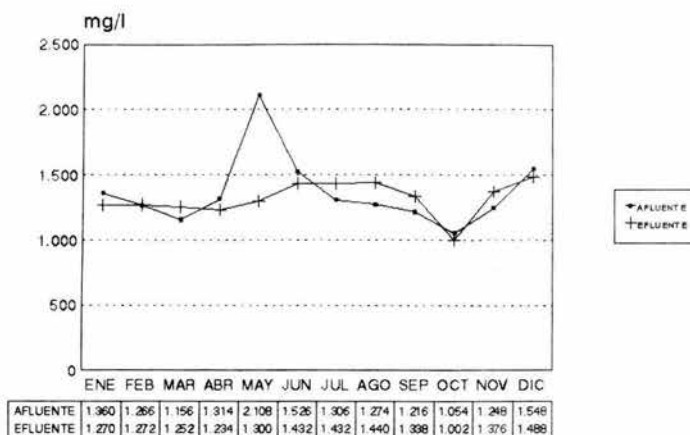


Figura 20.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para sólidos sedimentables.

SOLIDOS TOTALES 1992



SOLIDOS TOTALES 1993

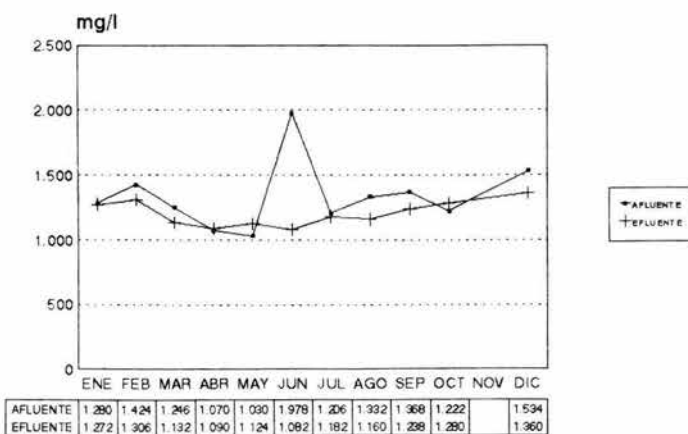
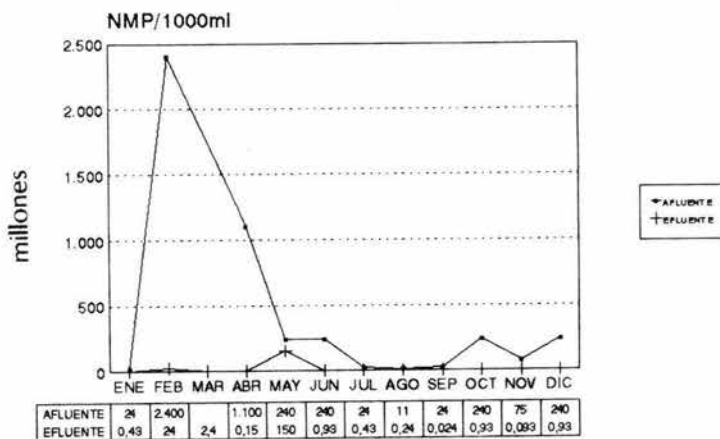


Figura 21.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para sólidos totales.

COLIFORMES TOTALES 1992



COLIFORMES TOTALES 1993

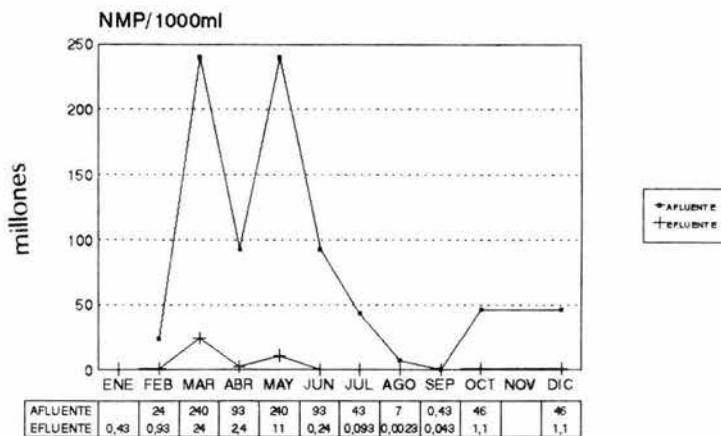


Figura 22.- Gráficas de los ciclos 92-93 durante los diferentes meses del año para coliformes totales.

Tabla 13.-Análisis estadístico no paramétrico. Entre las entradas(afluentes), correspondientes al año 92, contra entradas del año 93 y salidas(efluentes) de los mismos años; para cada parámetro fisicoquímico y bacteriológico.

ENTRADAS:	SALIDAS:	ENTRADAS:	SALIDAS:
pH	pH	TEMP. AGUA.	TEMP. AGUA.
0.0373879	0.0323201	0.848963	0.895303
TEMP.AMBIENTE.	TEMP.AMBIENTE.	O2 DISUELTO.	O2 DISUELTO.
0.909128	0.646832	0.317309	0.757704
DBO5.	DBO5.	DQO.	DQO.
0.690873	1.18211E-3	0.689118	0.37217
N(NH3).	N(NH3).	N(ORGANICO).	N(ORGANICO).
0.371697	0.805489	0.842835	0.1752
ORTO-FOSFATOS.	ORTO-FOSFATOS.	S.A.A.M.	S.A.A.M.
0.817225	0.42308	0.853437	2.30946E-3
GRAS.Y ACEIT.	GRAS.Y ACEIT.	SOL.TOTALES.	SOL.TOTALES.
0.42331	0.185104	0.829443	0.0311486
SOL.SUSP.	SOL.SUSP.	SOL.SED.	SOL.SED.
0.6889	0.877351	0.68624	0.33835
COLIFORMES TOTALES.	COLIFORMES TOTALES.		
0.262323		1	

Tabla 14.- Análisis estadístico no paramétrico. Entre las entradas(afluente) y salidas(efluente), de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos; correspondiente a los años 92-93;

TEMP. AGUA.	TEMP. AMBIENTE.	pH.	DBO.
0.370501	0.824342	8.99094E-6	6.51689E-9

DQO.	N(NH3).	N(ORGANICO).	ORTO-FOSFATOS.
3.07999E-7	1.83155E-5	0.104136	1.43367E-5

S.A.A.M.	GRASAS Y ACEITES.	SOL.TOTALES	SOL.SUSPENDIDOS
1.43367E-5	8.06572E-7	0.435373	8.73313E-5

SOL. SEDIMENTABLES.	OXIGENO DISUELTO.	COLIFORMES TOTALES.
3.11398E-9	5.60239E-10	6.25932E-6

Tabla 15.-Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos en los diferentes meses durante los años 1992-1993.

	DBO.		DQO.		S.A.A.M.	
	92	93	92	93	92	93
ENE.	77.47	69.51	41.10	33.61	29.40	50.00
FEB.	54.91	86.82	40.99	77.73	35.00	32.30
MAR.	66.04	85.24	42.90	65.08	16.60	31.48
ABR.	75.21	88.23	62.06	66.25	22.34	16.00
MAY.	87.96	80.32	72.23	49.87	36.17	67.20
JUN.	80.32	92.14	45.22	71.48	56.25	74.78
JUL.	87.96	74.28	50.00	42.52	34.37	61.81
AGO.	71.56	90.47	50.00	56.17	32.63	11.76
SEP.	87.62	88.02	50.10	27.08		72.04
OCT.	75.28	87.57	50.00	45.25	77.00	61.11
NOV.	91.41		60.39			
DIC.	81.57	80.00	44.22	52.67	20.00	3.00

	SOL. SUSPENDIDOS		SOL.SEDIMENTABLES		SOL. TOTALES.	
	92	93	92	93	92	93
ENE.	78.78	-46.1	93.33		6.61	0.60
FEB.	-24.59	62.40	94.44	93.75	-0.47	8.28
MAR.	37.20	62.50	85.71	96.00	-8.30	9.14
ABR.	55.55	48.48	96.00	96.00	6.08	-1.86
MAY.	55.55	23.18	96.00	90.00	38.33	-8.30
JUN.	64.90	82.72	98.00	98.57	6.15	45.29
JUL.	56.40	27.00	96.00	96.00	-9.60	1.90
AGO.	46.50	41.90	97.14	97.36	-13.0	12.90
SEP.	30.90	50.50	94.40	95.00	-10.0	9.50
OCT.	23.25	-1.00	97.50	83.33	4.93	-4.70
NOV.	10.70		97.14		-10.2	
DIC.	21.90	53.80	80.00	95.00	3.8	11.34

	ORTO-FOSFATOS.		N(NH3).		N(ORGANICO).	
	92	93	92	93	92	93
ENE.	23.91	94.73	24.59	38.11	12.67	-35.5
FEB.	85.00	82.08	29.00	41.74	-54.6	-53.48
MAR.	69.09	72.46	33.60		15.60	-26.26
ABR.	84.00		43.10	43.40	48.38	-116.3
MAY.	82.82	22.44	61.52	45.24	6.70	-33.72
JUN.	65.38	77.77	51.74	67.15	1.04	5.80
JUL.	46.15	4.80	41.06	5.76	-82.8	
AGO.	64.00	37.03	54.97	57.32	-88.5	-13.39
SEP.	99.13	63.82	58.13	56.38	-82.0	-96.87
OCT.	53.70	-16.6	53.02	44.24	-25.6	-107.1
NOV.	46.29				2.60	
DIC.	68.57	98.40	15.35	37.70	80.71	27.0

	GRASAS Y ACEITES.		COLIFORMES TOTALES.	
	92	93	92	93
ENERO.	96.33	66.66	98.20	
FEBRERO.	96.87	87.50	99.00	96.12
MARZO.	60.60	81.00		90.00
ABRIL.	99.81	70.31	90.89	97.41
MAYO.	75.00	62.31	37.50	95.40
JUNIO.	83.51	88.98	99.61	99.70
JULIO.	86.36	97.10	98.20	99.70
AGOSTO.	69.69	77.71	97.81	99.90
SEPTIEMBRE.	93.33	25.31	99.90	90.00
OCTUBRE.	58.80	33.51	99.60	97.60
NOVIEMBRE.			99.80	
DICIEMBRE	83.33	88.40	99.60	97.60

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993 DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO.

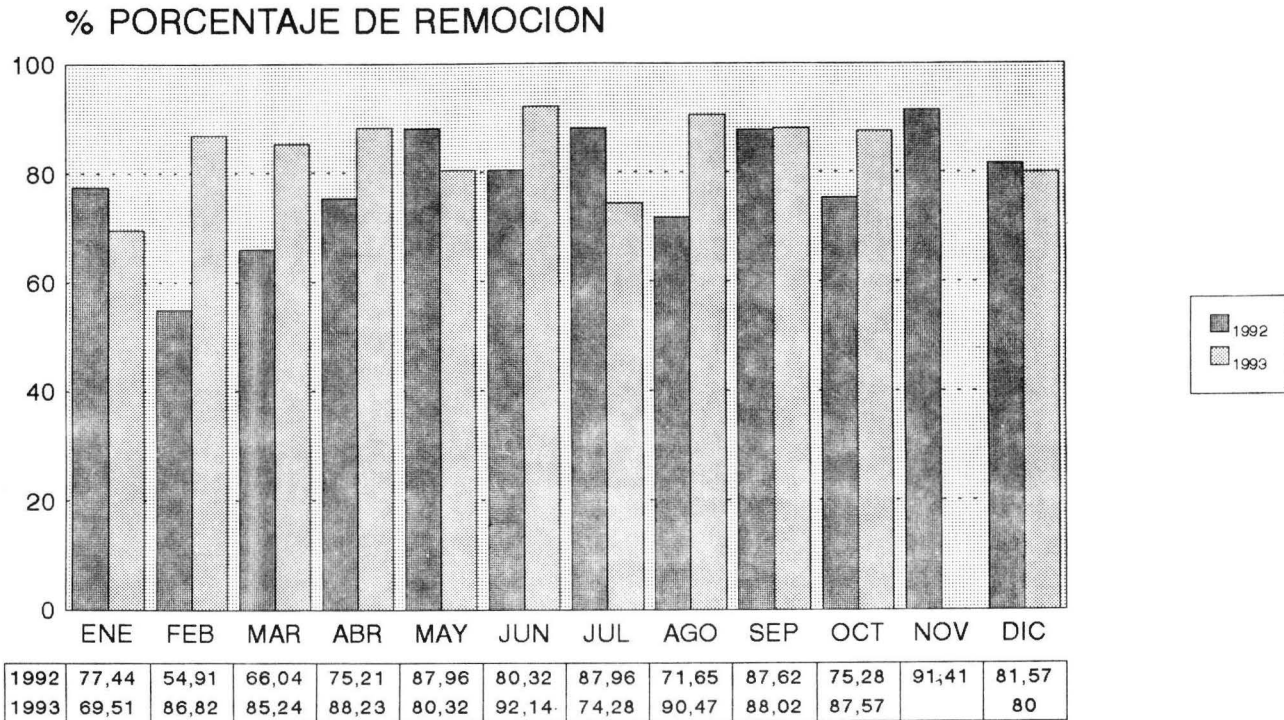


Figura 23.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93
para Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO.

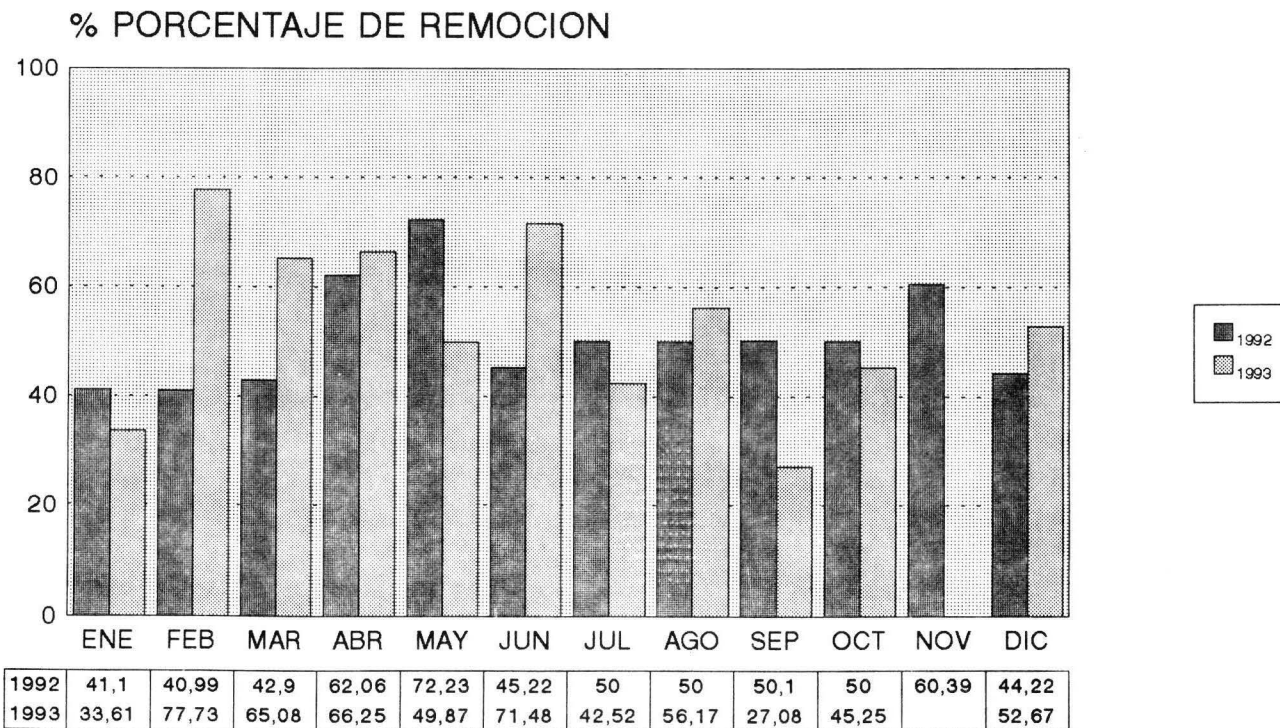


Figura 24.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93
para Demanda Química de Oxígeno.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993

S.A.A.M.

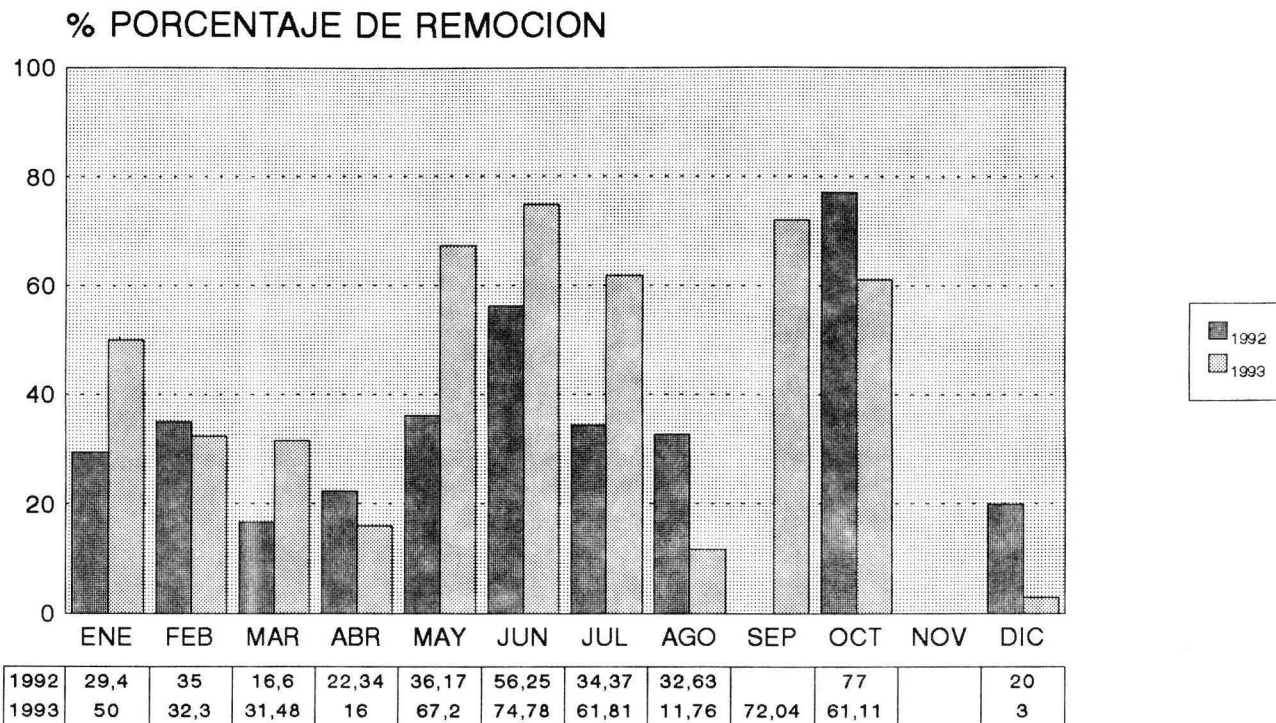


Figura 25.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93 para S.A.A.M.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993

SOLIDOS SUSPENDIDOS

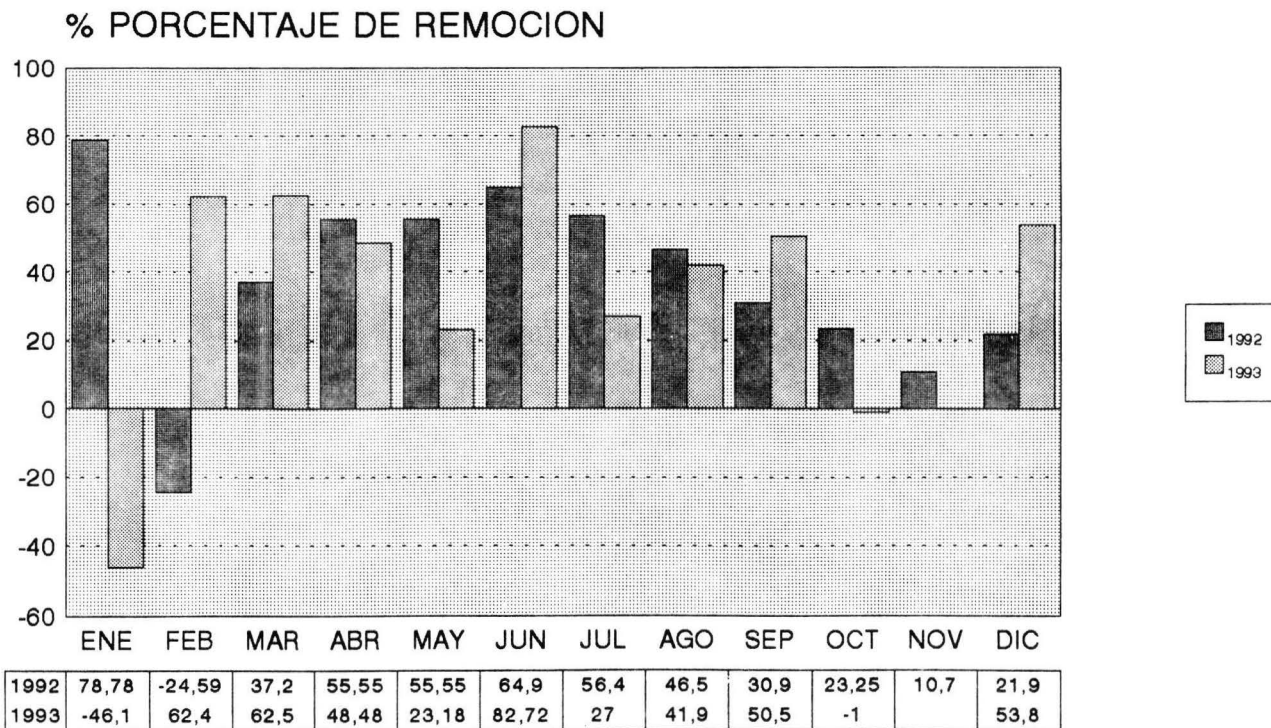


Figura 26.- Gráfica de **Porcentajes** de Remoción durante el ciclo 92-93 para Sólidos Suspendidos.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993 SOLIDOS SEDIMENTABLES

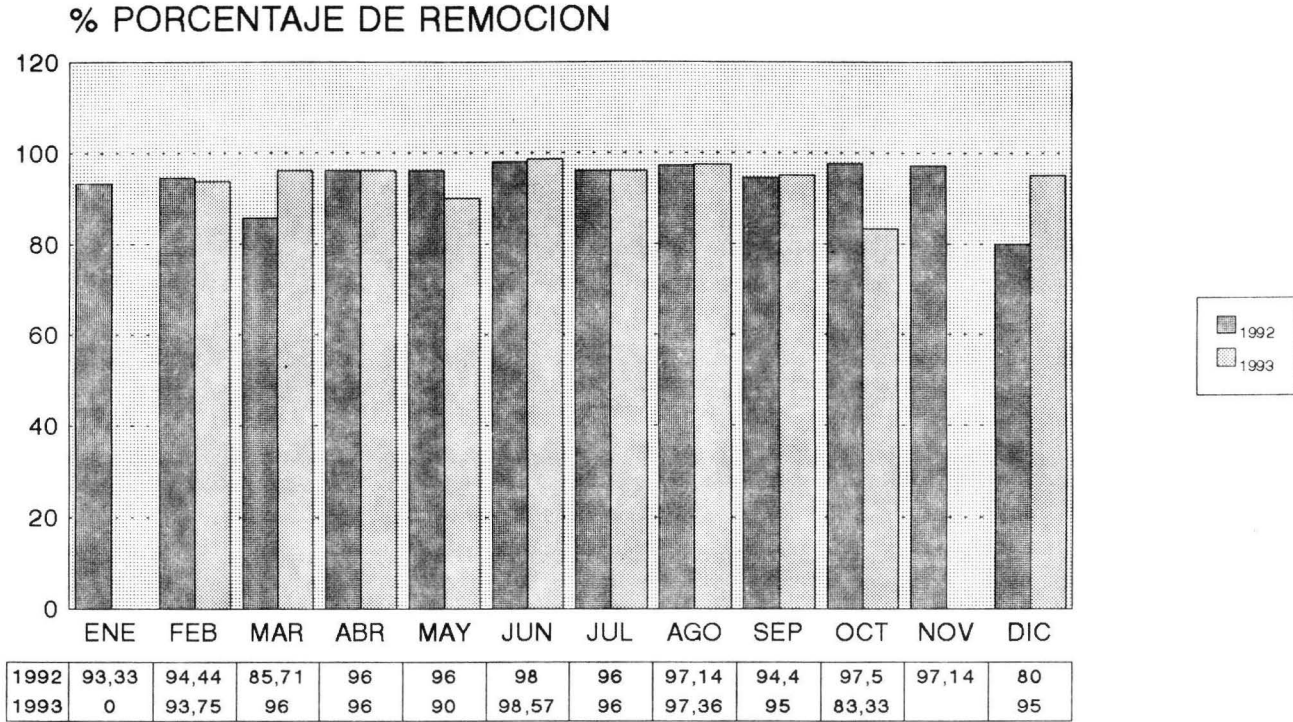


Figura 27.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93
para Sólidos Sedimentables.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993

SOLIDOS TOTALES

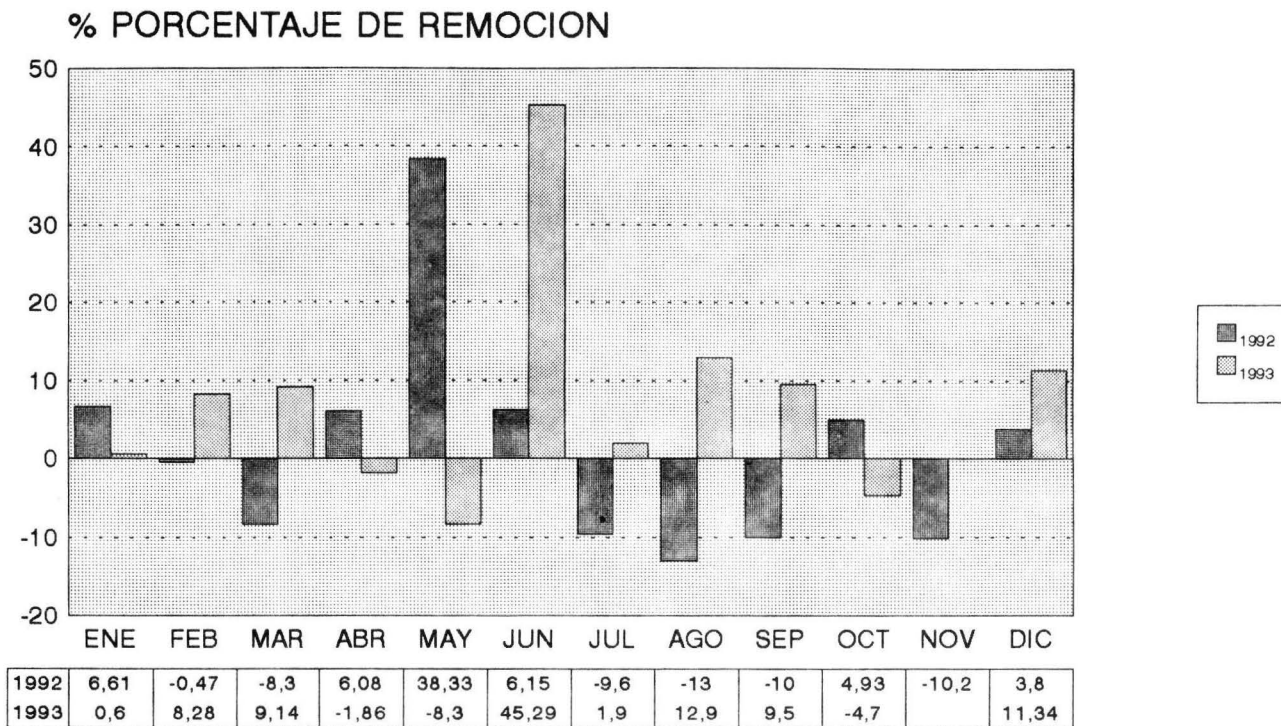


Figura 28.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93
para Sólidos Totales.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993 ORTO-FOSFATOS

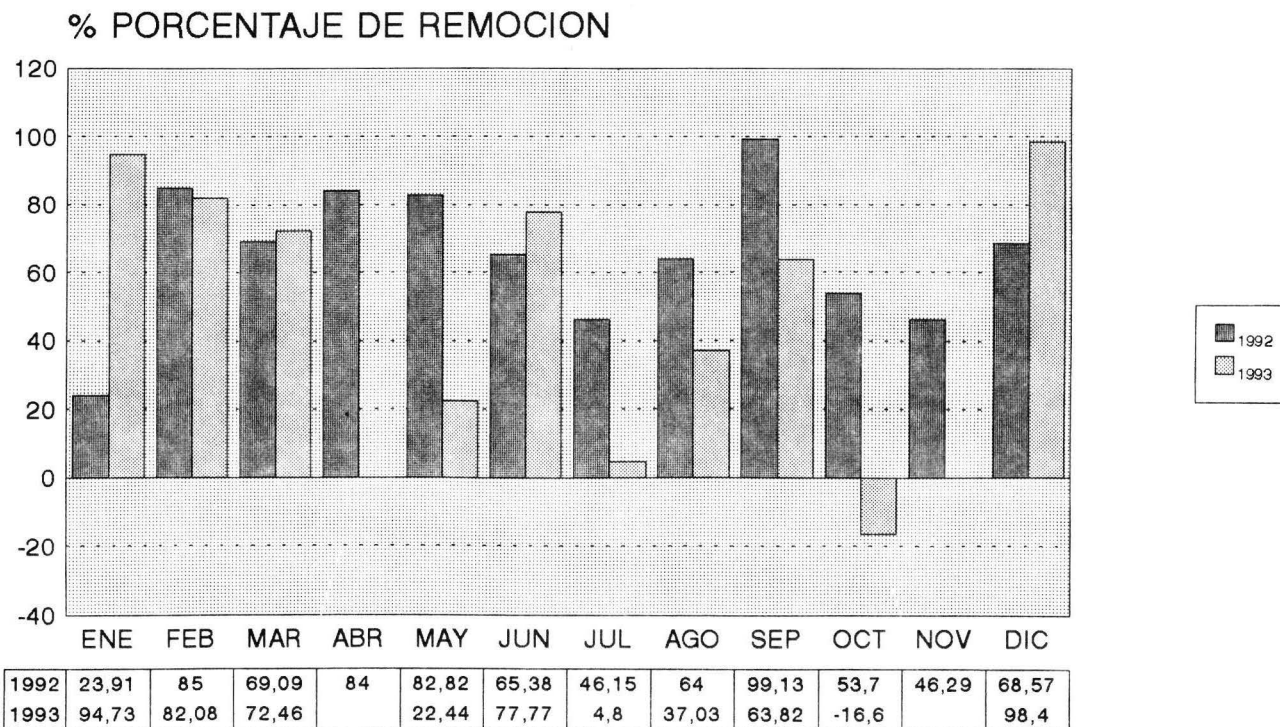


Figura 29.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93
para Orto-fosfatos.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993

NITROGENO AMONIACAL

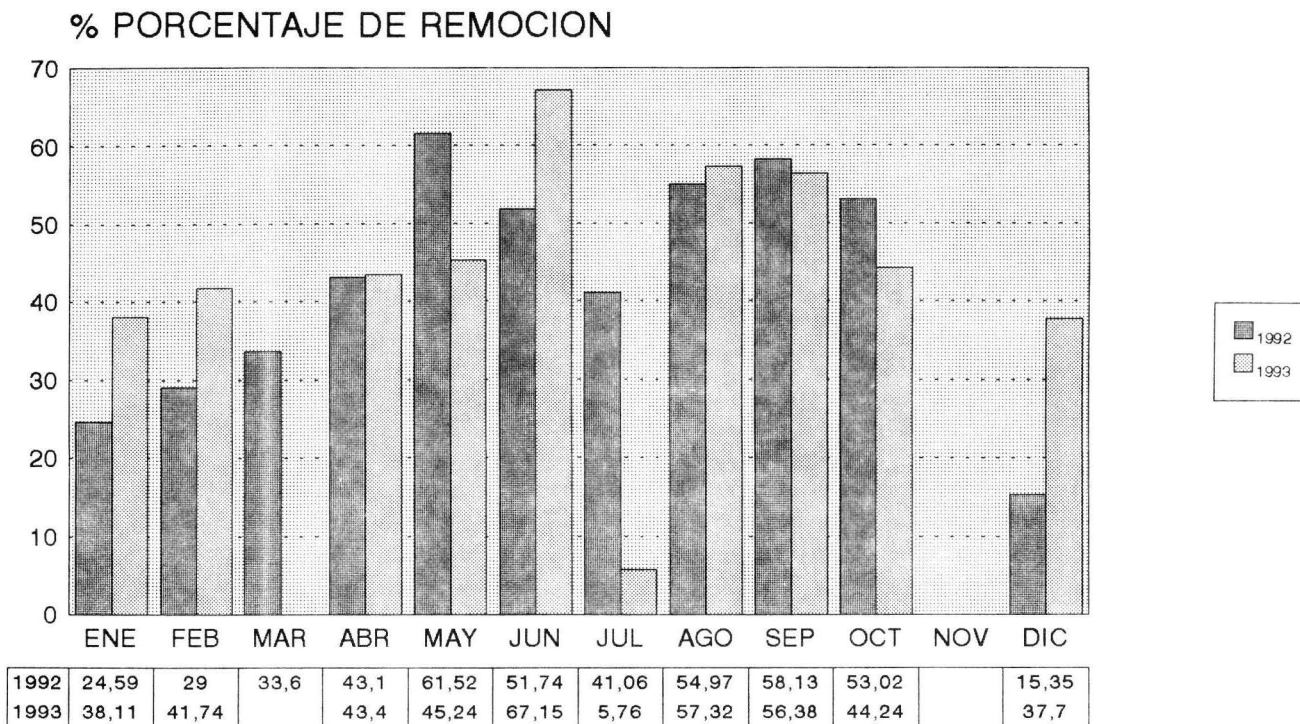


Figura 30.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93 para Nitrógeno Amoniacal.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993

NITROGENO ORGANICO

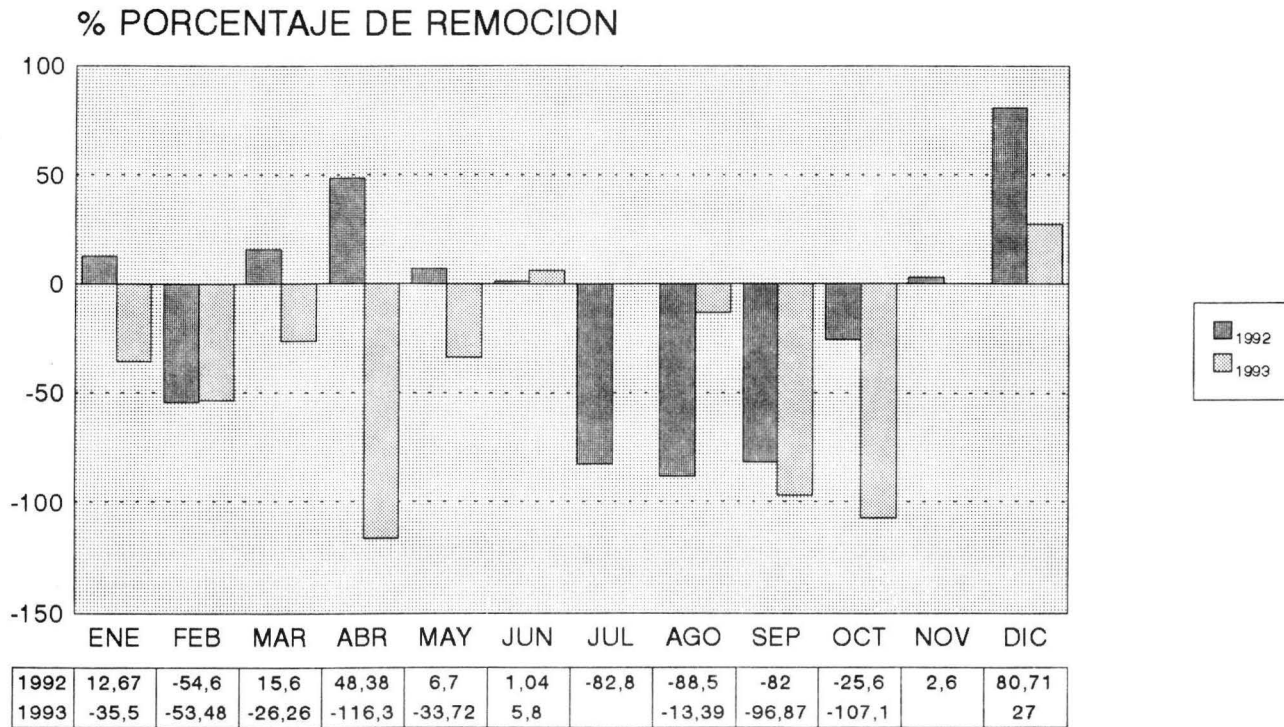


Figura 31.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93 para Nitrógeno Orgánico.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993

GRASAS Y ACEITES

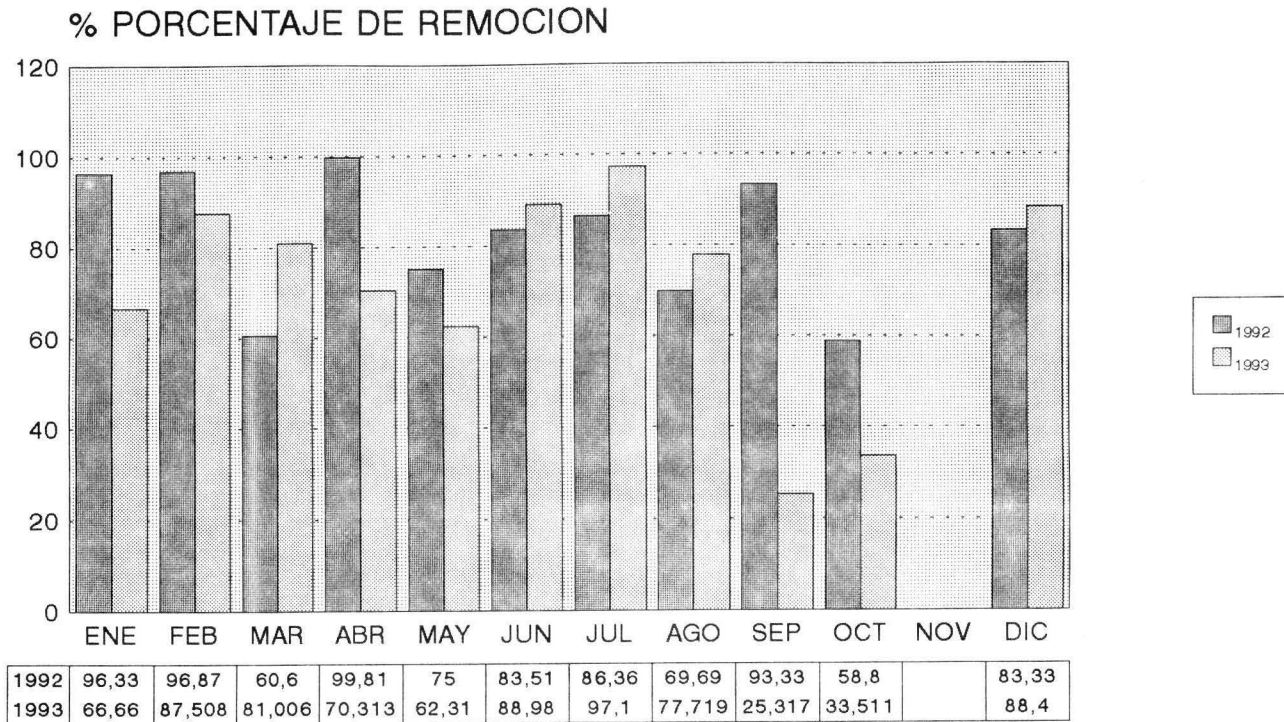


Figura 32.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93 para Grasas y Aceites.

PORCENTAJES DE REMOCION 1992 Y 1993 COLIFORMES TOTALES

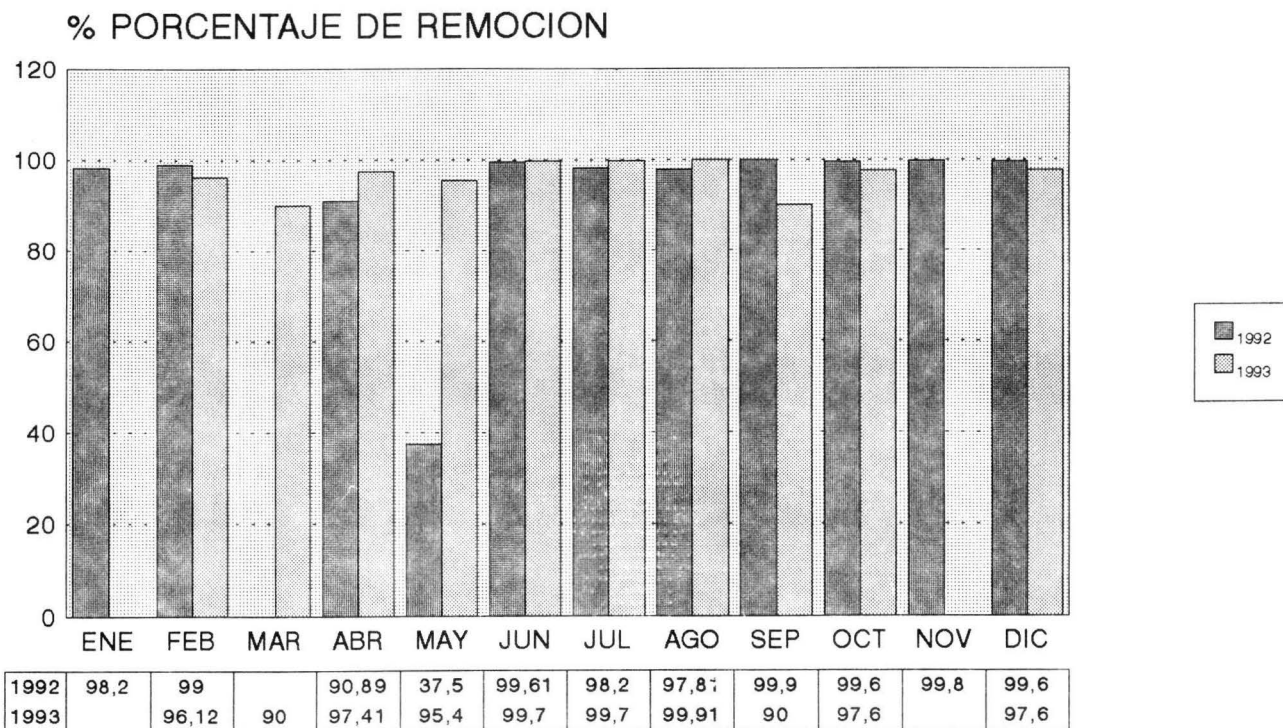


Figura 33.- Gráfica de Porcentajes de Remoción durante el ciclo 92-93
para Coliformes Totales.

Tabla 16.- Medias de los porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos de los años 1992 y 1993.

DBO.		DQO.		S.A.A.M.	
1992	1993	1992	1993	1992	1993
78.10	83.87	50.75	50.37	24.67	43.77

SOL.SUSPENDIDOS		SOL. SEDIMENTABLES		SOL. TOTALES	
1992	1993	1992	1993	1992	1993
38.08	36.85	93.80	85.54	1.19	7.64

GRASA Y ACEITES		N(NH3).		N(ORGANICO)	
1992	1993	1992	1993	1992	1993
75.13	70.79	38.20	39.18	-13.84	-44.98

ORTO-FOSFATOS		COLIFORMES TOTALES	
1992	1993	1992	1993
65.67	53.68	75.16	78.06

MEDIAS DE LOS PORCENTAJES DE REMOCION 92-93 PARAMETROS FISICOQUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS

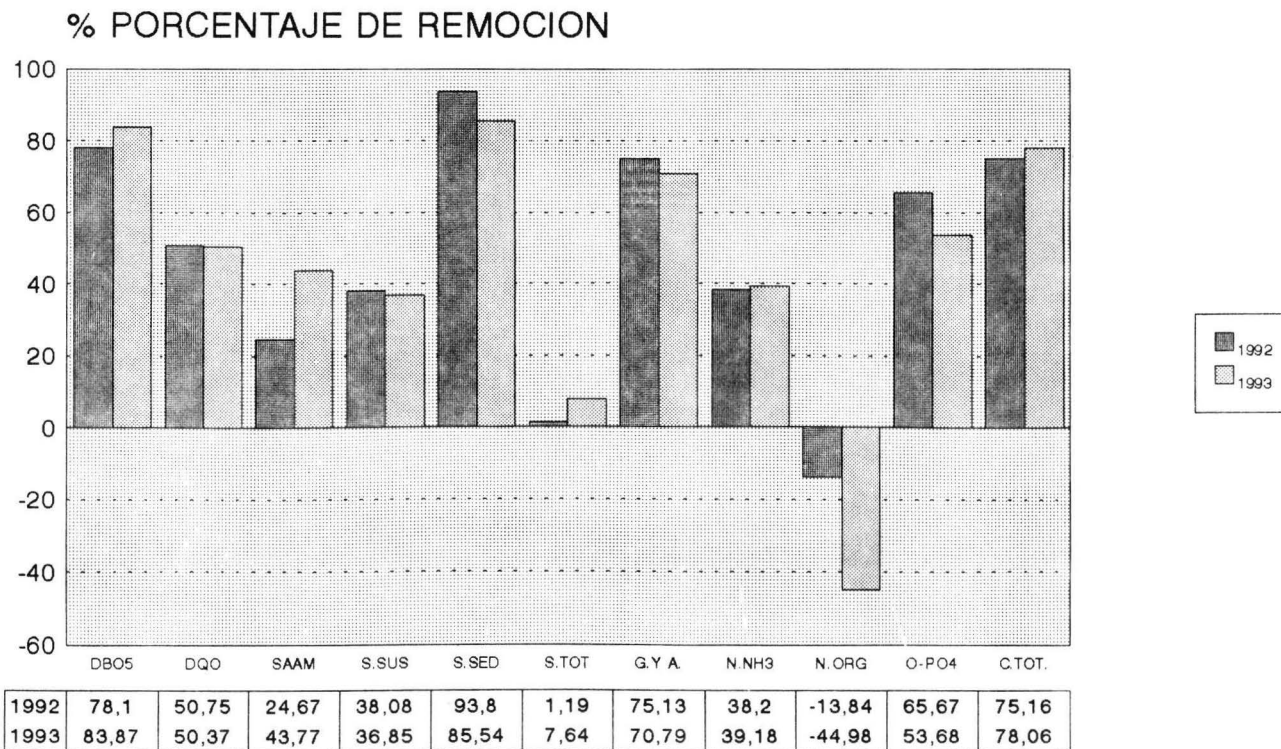


Figura 34.- Gráfica de las medias para los Porcentajes de Remoción 92-93

Tabla 17.- Índice de calidad del agua de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos.

pH		OXIGENO DISUELTO.	
1992	1993	1992	1993
87.80	100	37.63	40.32

S.A.A.M.		GRASAS Y ACEITES	
1992	1993	1992	1993
-9.5	2.41	47.59	40.76

D.B.O.5		SOLIDOS SUSPENDIDOS	
1992	1993	1992	1993
9.85	15.74	50.42	50.40

N(NH ₃).		COLIFORMES TOTALES	
1992	1993	1992	1993
17.71	15.01	1.12	1.63

INDICE DE CALIDAD DEL AGUA 92-93

PARAMETROS FISICOQUIMICOS Y BACTERIOLOGICOS

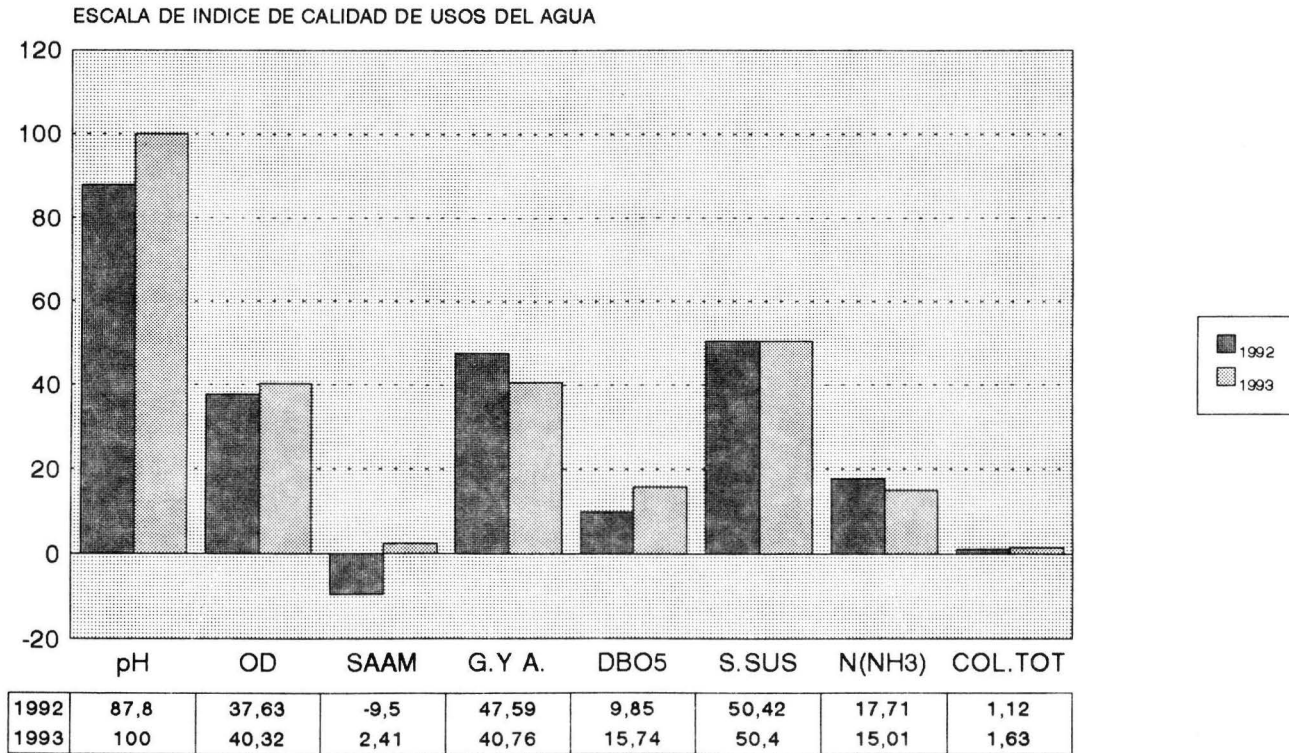


Figura 35.- Gráfica del Índice de Calidad del agua 92-93.

Tabla 18.- Condiciones particulares de descarga comparadas con las medias obtenidas, por los dos años evaluados de los parámetros condicionados.

PARAMETRO	promedio 92-93	C.P.D.(SEDUE 1985)
pH	7.72	6-9
Sol. sed. ml/l.	0.1	1.2
Sol.sus.tot. mg/l	90.04	60
DBO ₅ mg/l.	30.72	60
Grasa y aceit.mg/l	10.24	15

8.- CONCLUSIONES.

El presente estudio, se realizó durante dos ciclos anuales, en los cuáles no se puede establecer que el sistema de tratamiento de aguas residuales, se comporte de una manera estacional; basándose en los parámetros evaluados, y solamente en los casos de temperatura ambiente y del agua sí se dió dicho comportamiento. Por otra parte los parámetros en donde se obtuvieron buenas remociones durante todo el año fueron: la demanda bioquímica de oxígeno al quinto día, coliformes totales y sólidos sedimentables; siendo los dos primeros, de los más importantes parámetros que se toman como criterio, en la evaluación de remoción de materia orgánica, por lo que podemos concluir que el sistema de lagunas de estabilización de Mexicali, presentó de manera general una buena remoción, sin embargo ésta pudo ser mejor si se le hubiera dado el mantenimiento adecuado, por lo tanto, este tipo de sistemas nos ofrece desde cualquier punto de vista, más ventajas que desventajas, sobre todo en lugares donde el clima es cálido y se cuente con el terreno suficiente.

De acuerdo al índice de calidad del agua, el sistema de lagunas de estabilización no es ideal para ser reutilizado en el riego agrícola, sin embargo se necesita un estudio más profundo en donde se busquen alternativas en cuanto al tipo de cultivo que se pueda adecuar a la calidad obtenida por este sistema de tratamiento, debido a que es un recurso escaso en esta parte del país.

Las condiciones particulares de descarga establecidas por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, para el sistema de lagunas de estabilización, si cumplen con la norma establecida y esto es con el propósito de no causar un deterioro medio ambiental; aunque se deberá de establecer nuevas condiciones en base a estudios de normatividades actuales y apeándose a nuestra realidad socioeconómica.

9.- SUGERENCIAS.

Hacer un mantenimiento completo y general del sistema, ya que algunos canales y compuertas han sido dañadas por la corrosión; además, no se han realizado desasolves en ninguna laguna del sistema. Por otra parte se esperaría una mejor calidad del efluente si las lagunas fuesen en serie, tratando de mantener una dispersión más homogénea y de esta manera aumentando los tiempos de retención.

En general, que el sistema de lagunas de estabilización es un tratamiento de aguas residuales con una gran capacidad de remoción, sin embargo, para mejorar la calidad específica para un determinado uso, se necesitará planear y rediseñar la actual infraestructura.

Por último generalizamos que las lagunas de estabilización son una alternativa, si se planea y diseña adecuadamente una solución socioeconómicamente factible para los países en desarrollo.

BIBLIOGRAFIA.

- Acosta, B.C y O.M. Muñoz. 1994. Estudio de control microbiano en el tratamiento del agua. Tesis: Ing. Químico industrial. Instituto Tecnológico de la Laguna. Torreón, Coahuila; México.
- Agunwamba, J.C. 1991a. Dispersion number determination in waste stabilization pond. Water, air, and soil pollution. 59:241-247
- Agunwamba, J.C. 1991b. Simplified optimal desing of the waste stabilization pond. Water, air, and soil pollution. 59:299-309.
- Agunwamba, J.C. 1992. Field pond performance and desing evaluation using physical models. Water, air, and soil pollution. 26(10):1403-1407.
- Allen, U.K.1970. La calidad del agua y el desarrollo económico. Boletín de la oficina panamericana de la salud. Año 49,69(1):1-12.
- Ambriz, A.A. 1966. Lagunas de estabilización de desperdicios y su aplicación en el tratamiento de aguas negras de la ciudad de Mexicali Baja California. Tesis de licenciatura. Morelia, Michoacán. México. pp.81
- American Society for testing and materials (ASTM). 1976. Manual de aguas para usos industriales. 3a. ed. Ed. Limusa. México. 117-125p.
- American Water Works Association Inc.(AWWA). 1975. Control de la calidad y tratamiento del agua. Mc Graw Hill. Madrid, España.
- APHA, AWWA, WPCF. 1980. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 15th Edition, USA.
- Armengol, J. 1981. Ecología del zooplancton en los embalses. Mundo científico,II(2):158-178.
- AWWA, 1975. Control de la calidad y tratamiento del agua. Ed. Mc. Graw Hill Madrid, española.

- Boletín de la Oficina de Salubridad Panamericana (BOSP). 1979. Seminario Internacional sobre indicadores microbiológicos de contaminación. Año 58, 87(3):272.
- Bonilla, L.P. 1984. Estudio bacteriológico del género *Chromobacterium Bergonzini*, 1981, En una laguna de estabilización en Santo Tomás Atzingo, EDO: MEX, de junio a diciembre de 1981. Tesis de Licenciatura. ENEP-Zaragoza. UNAM. México. pp.67
- BOSP. 1991a. El agua como recurso y la salud. Año 70, 2(4):371.
- BOSP. 1991b. Conferencia sobre abastecimiento de agua y saneamiento en San Juan Puerto Rico. Año 70, 110(1):73-83.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 1983. Evaluación, efectos y solución de la contaminación de aguas; México D.F. 44-160p.
- CNA 1993. Eficiencias de tratamiento de plantas municipales en operación. Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial; México D.F. 1-7 p.
- CNA. 1994. Taller de aplicación del instructivo para el establecimiento de condiciones particulares de descarga de aguas residuales. Subdirección de Administración del Agua; México D.F. 1-14 p.
- Comisión Estatal de Servicios Públicos de Mexicali(CESPM). 1985. Sistema de aguas negras. Mexicali B.C.,México. 7-10p.
- De Lora, S.T. y C.J. Miro. 1978. Técnicas de defensa del medio ambiente. Ed. Labor. Barcelona, España. 15-16, 721-725 p.
- Departamento de Sanidad de Nueva York(DSNY). 1990. Manual de tratamiento de aguas negras. Ed.Limusa. México. 71-79, 303 p.
- Falloys, A. 1971. Lagunas de estabilización en América Latina. CPICSA. Lima, Perú.

- Ferrero, J.M. 1974. Depuración biológica de las aguas. Ed. Alhambra. Madrid, España. 1-2 p.
- García, P.A. 1988. Revisión de literatura y criterios de diseño de lagunas de Estabilización. Tesis de licenciatura. Escuela de Ingeniería Civil, Instituto Superior de Ciencia y Tecnología A.C.. Gómez Palacio, Durango. México.pp.272
- Gaudy, F.A. and T.E. Gaudy, 1981 Microbiology for enviromental scientist and engineers. Mc Graw Hill. International book company. Nueva York, USA.
- Gloyna, E.F. 1973. Estanques de estabilización de aguas residuales. Ed. OMS. Ginebra, Suiza.
- Gloyna, E.F. y Rohlich, G.A. 1980. Métodos para el control de la contaminación del agua. Boletín de la oficina sanitaria panamericana. Año 59, 88(1):55-68.
- González, C.A. 1990. Agua y medio ambiente, esferas en desequilibrio. Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali, B.C. México. 1-12 p.
- González, C.A. 1989. El agua en la agricultura. Primer foro de agua y desarrollo regional, Colegio de Economistas de Baja California; México. 71-78 p.
- Harper D. 1992. Eutrophication of freshwater. Ed. Chapman and Hall, Grant Britain.
- Imhoff, K. 1979 Manual de saneamiento de poblaciones. 22a. ed. Ed. H. Blume. Madrid, España.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1991. XI Censo General de Población y Vivienda, 1990. México, D.F.
- Kemmer, N.F. 1988 . Manual del agua. Tomo I. Mc Graw Hill; México.
- Laws, A.E. 1981. Aquatic pollution. John Wiley and Sons. USA. 42-47 p.
- López, R.A. 1991. Tratamiento de aguas residuales de bajo costo en nuestro país. Eficiencia del sistema de estanques de estabilización en Ixtapan de la Sal, EDO. MEX. Tesis de licenciatura. ENEP-Iztacala, México. pp.68

- López, A.P. 1985. Abastecimientos de agua potable; disposición y eliminación de excretas. I.P.N. México. 295 p.
- Mara, D. y Cairncroos, S. 1990. Directrices para el uso sin riesgo de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. OMS. Ginebra, Suiza. 87-88 p.
- Mara, D.D. 1980. Sewage treatment in hot climates. Ed. John Wiley and Sons, New York. USA. 168 p.
- Margalef R. 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona, España.
- Millipore corporation. 1992. Water microbiology laboratory and field procedures. USA. 1-4p.
- Miranda, M.R. 1994. Comunicación personal. CNA. Mexicali B.C., México.
- Montejano, U.F; V.E. Murguía, G.G. Mendoza. 1969. Lagunas de estabilización de aguas negras. Facultad de Ingeniería UNAM. México. 5-25p.
- Municipal Wastewater(EPA). 1983. Stabilization ponds. Desing manual USA. 1-20p.
- National Geographic Magazine. 1993. Water, the power, promise and turmoil of North America's fresh water. Washington. USA. 184(5A):106-120.
- Ortiz, O.R. 1985. Papel del orden Euglenida, como organismos indicadores de contaminación en las aguas almacenadas en un estanque de Estabilización en Santo Tomás de Atzingo, Estado de México. Tesis de Licenciatura. ENEP- Zaragoza, UNAM. México. pp.99
- Pazos B. 1989. Técnicas avanzadas de buceo deportivo. Ed. Diana. México D.F. 16-18p.
- Programa Educativo Visual. 1993. Atlas Cartográfico de México Ed. Panamericana. Bogotá, Colombia. 1-12p.
- Rico, M.M. 1994. comunicación personal. CNA. México D.F.

- Robles, V.E; Rivera, A.F; Gallegos, N.E; Rivera, A.V. 1991. Técnicas de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos del agua y aguas de desecho. ENEP. Iztacala; UNAM. México. pp.73
- Rushell, W.G. Mack, C.L. Gordon. 1977. Handbook of advanced wastewater treatment. 2th Edition. UAN, Nostrand Reinhold. New York, USA.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa . México D.F. 97-101 p.
- Sánchez, S.S; Pérez, P.A.M; Salazar, N.L; Zavala, V.A; Rebollar, B.L; Guerrero, C.C. 1986. Manual de análisis de aguas residuales. S.A.R.H. México.pp.301
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1984. Manual de aprovechamiento de aguas residuales en el riego agrícola. México D.F. 3-16 p.
- Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas (SAHOP). 1979. Plantas de tratamiento de aguas negras. México D.F.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 1992. Plan integral ambiental fronterizo MEX-EUA primera etapa. (92-94). Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental A.C. Año 5, (14):27-35.
- SEDUE. 1986 Tratamiento tipo para aguas residuales en el valle de Mexicali. 1-40p.
- Secretaría de Programación y Propaganda (SPP). 1984. Síntesis Geográfica de Baja California. INEGI. México D.F.
- Stoker, H.S. y Seager S.L. 1981. Química ambiental (contaminación del aire y del agua). Ed. Blume. Barcelona, España. 313 p.
- Talboys, A.P. 1971. Lagunas de Estabilización en América Latina. CEPIS. Lima, Perú.
- Tchobanoglous, G. 1978. Ingeniería Sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. Ed. Labor. México.
- Tejeda G.C. 1994. Comunicación personal; CNA. México D.F.

- Torres, B.B. y M.I. Bernal P. 1994. Operación y evaluación de los sistemas lagunares (plantas de tratamiento de aguas municipales). tesis: Licenciatura Ing. Químico e Ing. Industrial en Química. Instituto Tecnológico de Toluca, México. pp.80
- Turk, A. 1988. Ecología, contaminación, medio ambiente. Ed. Latinoamericana. México. 227 p.
- Vizcaíno, M.F. 1987. La contaminación en México. Ed. Fondo de Cultura Económica. México. 511 p.
- Wal, C.L. 1971. Water and water pollution. Ed. Merce Dekker Inc. Vol. 1 New York. USA. 449 p.
- Wayne W.D. 1990. Bioestadística (Base para el análisis de las ciencias de la salud). 3a. ed. Ed. Limusa. México.
- Wetzel, G.R. 1981. Limnología. Ed. Omega. Barcelona, España.
- Winkler, M. 1986. Tratamiento biológico de las aguas de desecho. Ed. Limusa. México. 338 p.
- Wolfgang, M. 1993. Proceso aerobico ó anaeróbico. SMISA. Año 6,(19):19-23.
- Yañez, C.F. 1976. Lagunas de Estabilización. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú.
- Yañez, C.F. 1978. Evaluación de lagunas de estabilización. Centro Panamericano de Ingeniería y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. 1-95p.
- Yañez, C.F. 1993. Lagunas de estabilización teoría, diseño, evaluación y mantenimiento. Ed. Monsalve. Ecuador.

APENDICE

TECNICAS DE ANALISIS FISICOQUIMICAS Y BACTERIOLOGICAS.**DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO AL QUINTO DIA "DBO₅"
(DILUCION)**

1.- Neutralizar las muestras a pH 6.5 o 7.5 con solución ácida de ácido sulfúrico o alcalina con hidróxido de sodio. Utilizando un potenciómetro o el indicador de azul de bromotimol.

2.-Poner el mismo volumen de muestra en dos frascos para DBO. Este volumen dependerá del tipo de agua del que se trate la muestra.

3.-Llenar los frascos con el agua de dilución haciendo que el agua resbale por las paredes de cada frasco cuidando de no introducir burbujas de aire.

4.-Tapar con cuidado los frascos.

5.-Llevar uno de los frascos a incubar durante 5 días a 20°C, en la obscuridad sellar el frasco con agua destilada.

6.-Al otro frasco adicionarle 1ml de sulfato manganoso.

7.-Agregar 1ml de Alkali-Ioduro-Azida.

8.-Tapar y agitar vigorosamente.

9.-Dejar sedimentar el precipitado.

10.-Adicionar 1ml de ácido sulfúrico concentrado.

11.-Tapar y agitar vigorosamente.

12.-Tomar 100ml con una pipeta volumétrica y pasarlos a un matraz de 250ml.

13.-Titular con tiosulfato de sodio hasta un color amarillo paja.

14.-Agregar unas gotas de solución de almidón.

15.-Seguir titulando con el tiosulfato de sodio hasta el vire de azul a incoloro.

16.-Calcular los mg/l de oxígeno disuelto inicial como sigue:

$$\text{mg/l de OD} = \frac{\text{ml de Tiosulfato gastados} \times N \times 8,000}{\text{ml de la muestra}}$$

donde:

N= Normalidad del tiosulfato de sodio.

La fórmula puede simplificarse obteniendo un factor con los valores constantes:

$$\text{Factor} = \frac{0,025 \times 8 \times 1000}{99.33}$$

quedando:

$$\text{mg/l de OD} = \text{ml de tiosulfato gastados} \times \text{factor}$$

17.-Después de 5 días, sacar el frasco de DBO de la incubadora.

18.-Fijar el oxígeno disuelto y calcular los mg/l como se indica del número 5 al 15.

19.-Cálculos=

$$\text{mg/l de DBO}_5 = \frac{(\text{mg/l ODi}) - (\text{mg/l OD}_5)}{\% \text{ de dilución expresado en decimales}}$$

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO TOTAL "DQO"
(REFLUJO CON DICROMATO)

Aplicación para concentraciones mayores de 50 mg/L.

1.-Tomar 50 ml de muestra o una porción pequeña en caso de que la muestra tenga una DQO mayor a 900mg de DQO/L; y diluirla a 50 ml.

2.-Colocarla en un matraz de reflujo de 500ml.

3.-Agregar al matraz 1g de sulfato mercúrico y perlas de vidrio o trocitos de piedra pómez (1g de sulfato mercúrico con 50 ml de muestra es para formar un complejo con 100 mg de ion cloruro, si hay más iones cloruro agregar más sulfato mercúrico para mantener una relación de 10:1 de sulfato mercúrico:ion cloruro).

4.-Agregar al matraz 5 ml de reactivo de ácido sulfúrico, lentamente y agitar hasta disolver el sulfato mercúrico, enfriar al mezclar para evitar posibles pérdidas de material volátil.

5.-Agregar 25 ml de la solución de dicromato de potasio 0.25 N y mezclar, colocar el matraz en el condensador y ponerlo a funcionar, sin calentar, abrir la llave del agua.

6.-Agregar lentamente 70 ml del reactivo de ácido sulfúrico por la parte superior abierta del condensador, y agitar, mientras se añade el reactivo antes de aplicar el calor.

NOTA: Si no se agita pueden existir calentamientos en el fondo del matraz y la muestra puede ser expulsada del condensador.

7.-Aplicar calor y poner a reflujo por 2 horas.

8.-Cubrir la entrada del condensador (parte superior) con un vaso pequeño, para evitar la entrada de material extraño.

9.-Después del reflujo, apagar la fuente de calor, enfriar y lavar el condensador con agua destilada y desconectarlo.

10.-Diluir el volumen al doble con agua destilada (incluyendo la usada para lavar el condensador). Enfriar a la temperatura ambiente.

11.-Añadir 2-3 gotas del indicador de Ferroin.

12.-Titular con la solución de sulfato ferroso amoniacal 0.25 N.

13.-El vire de la titulación va de azul-verde a un café rojizo.

14.-Llevar al mismo tiempo un testigo de agua destilada, con el mismo volumen que se uso de la muestra, siguiendo los mismos pasos.

15.-Cálculos:

$$\text{mg/l de DQO} = \frac{(a - b) \times N \times 8000}{\text{ml de la muestra}}$$

a= ml de sulfato ferroso amoniacal usados en el testigo.

b= ml de sulfato ferroso amoniacal usado en la muestra.

N= Normalidad del sulfato ferroso amoniacal.

NITROGENO AMONIACAL "N(NH₃)"
(K-titulación)

Este método solo se puede usar para las muestras que han recibido el tratamiento preliminar de la destilación.

1.- Seleccionar el volumen de muestra que se va destilar de acuerdo al siguiente criterio:

mg./1N-NH ₃	Vol. de la muestra (ml)
5-10	250
10-20	100
20-50	50
50-100	25

2.-Destilar.

3.-Titular el destilado con el ácido sulfúrico 0.02N hasta obtener un color púrpura.

4.-Llevar un testigo de agua destilada por los mismos pasos que la muestra.

5.-Cálculos:

$$\text{mg/1N - NH}_3 = \frac{(A - B) \times 280}{\text{ml. de muestra}}$$

donde:

A= ml de ácido sulfúrico utilizados en la muestra.

B= ml de ácido sulfúrico utilizados en el testigo.

NITROGENO ORGANICO
(Kjeldahl)

1.-Continuar con la muestra que quedó en el matraz Kjeldahl después de la destilación durante el análisis del nitrógeno amoniacal.

2.-Dejar enfriar el residuo que queda en el matraz Kjeldahl.

3.-Adicionar al matraz 50ml. del reactivo de digestion, y poner a digestion hasta que la solución clarifique. (Hacer esto en campana o con un extractor Kjeldahl)

4.-Seguir la digestion por 30 minutos más.

5.-Dejar enfriar y diluir a 300 ml. con agua destilada.

6.-Adicionar 0.5ml de fenolftaleína y mezclar.

7.-Adicionar cuidadosamente 50ml. de la solución Hidróxido-Tiosulfato y agitar el matraz.

8.-Si el color rojo de la fenolftaleína no aparece en este paso, adicionar más reactivo de Hidróxido-Tiosulfato.

9.-Conectar el matraz nuevamente al destilador y destilar a una velocidad de 6 a 10 ml/minuto, recogiendo el destilado en 50 ml de la solución de ácido bórico si se va a analizar por Nesslerización ó en 50 ml. de la solución de ácido bórico con indicador si se va a usar por el método de titulación. Tener cuidado de que el tubo por donde pasa el gas quede sumergido por lo menos 2 cm bajo la superficie del ácido bórico.

10.-Pasar la destilación cuando se tenga por lo menos 200ml, teniendo cuidado que no se vaya a succionar el destilado, separando el tubo sumergido en el destilado, antes de parar la destilación.

11.-Diluir a 500ml con agua destilada.

12.-Llevar un testigo de agua destilada por los mismos pasos de la muestra.

13.-El destilado llevarlo por titulación o Nesslerización.
(Ver técnica en nitrógeno amoniacal).

ORTOFOSFATOS "O - PO₄)
(Cloruro estanoso)

1.-Tomar 100 ml de la muestra o una alicuota que este libre de color y turbiedad.

2.-Adicionar una gota de fenolftaleína.

3.-Si la muestra se torna rosa adicionar la solución ácido concentrado gota a gota hasta incoloro.

4.-Si se requieren más de 5 gotas del ácido seleccionar un volumen más chico de muestra y diluirlo a 100 ml. con agua destilada.

5.-Adicionar 4 ml. de la solución de Molibdato I.

6.-Adicionar 0.5 ml. de la solución de cloruro estanoso I y mezclar.

7.-Después de 10 minutos pero antes de 12, leer la absorbancia a 690 nm, usando un testigo de agua destilada tratado como la muestra.

8.-Extrapolar el valor de absorbancia obtenido en una curva de calibración, para obtener la concentración por 100ml.

9.- Cálculos:

$$\text{mg /l P-PO}_4 = \frac{\text{mg de P-PO}_4 \text{ de la curva} \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

10.-Curva de calibración:

Preparar una serie de estándares con la solución patrón de fosfatos y darles el mismo tratamiento que la muestra. Graficar la concentración contra la absorbancia.

SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO "SAAM"
(Azul de metileno)

1.-Seleccionar el volumen de muestra de acuerdo al siguiente criterio:

Concentración esperada mg/l de SAAM	Tamaño de muestra
0.025 - 0.08	400
0.08 - 0.4	250
0.4 - 2.0	100
mayor a 2.0	diluir la muestra a 100 ml con agua destilada.

2.-Colocar la muestra en un embudo de separación y agregar unas gotas de fenolftaleína.

3.-Adicionar hidróxido de sodio 1 N gota a gota hasta la aparición de un color rosa.

4.-Adicionar ácido sulfúrico 1 N gota a gota hasta la desaparición del color rosa.

5.-Agregar 10 ml de cloroformo.

6.-Poner 25 ml. de azul de metileno.

7.-Agitar vigorosamente por 30 segundos.

8.-Permitir que se separen las capas. Si se forma emulsión adicionar un poco de alcohol isopropílico (< 10 ml) y adicionar el mismo volumen a los estandares.

9.-Repetir la extracción 3 veces usando 10 ml de cloroformo en cada ocasión.

10.-Combinar todos los extractos en el segundo embudo de separación.

11.-Agregar 50 ml de solución de lavado.

12.-Agitar vigorosamente por 30 segundos y dejar que las capas se separen.

13.-Extraer la capa de cloroformo a través de un embudo conteniendo lana de vidrio y colectando el filtrado en un matraz aforado de 100ml.

14.-Repetir dos veces la extracción con la solución que quedó en el embudo de separación, usando 10 ml de cloroformo en cada ocasión.

15.-Lavar con cloroformo la lana de vidrio que está en el embudo, recogiendo todos los lavados en el matraz aforado de 100 ml y diluyendo con cloroformo hasta el aforo.

16.-Mezclar bien.

17.-Leer la absorbancia a 652 nm, usando cloroformo como testigo.

18.-Elaborar una curva de calibración colocando diferentes volúmenes de la solución patrón de ABS, (0, 1.0, 3.0, 5.0, 7.0, 9.0, 11.0, 13.0, 15.0 y 20.0 ml), en matraces volumétricos de 100 ml, diluyendo con agua destilada al aforo y dándole el mismo tratamiento que la muestra.

19.-Construir una gráfica de los valores de absorbancia obtenidos contra su concentración respectiva en mg.

20.-Cálculos:

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

GRASAS Y ACEITES
(Soxhlet)

Se recomienda recolectar aproximadamente un volumen de muestra de 1000 ml y acidificar de inmediato con 5ml de ácido clorhídrico 1 + 1.

1.-Preparar un embudo buchner con papel filtro y una capa de tierra de diatomeas, filtrar la muestra a través del embudo buchner, auxiliándose con la bomba de vacío.

2.-Anotar el volumen de muestra filtrada.

3.-Con ayuda de las pinzas de Mohr recoger el papel filtro, para introducirlo en un cartucho de papel, y limpiar con pedazos de papel filtro impregnados de hexano, tanto las paredes del embudo buchner como el recipiente de la muestra.

4.-Pesar el matraz balón Soxhlet (previamente en condiciones de peso constante). Con esto se tiene el peso inicial (P_1).

5.-Colocar el cartucho de papel en la corneta Soxhlet y ésta unirla a la boca del matraz ya pesado, para proceder a adicionar hexano por la boca de la corneta, de tal manera que sea recibido en el matraz, hasta un volumen aproximado de la mitad de la capacidad del mismo (150 ml).

6.-Unir la boca de la corneta (ésta ya unida al matraz) al refrigerante, de esta forma el equipo Soxhlet queda armado y montado sobre la parrilla eléctrica.

7.-Aplicar calor para extraer las grasas y aceites por medio de reflujos del hexano, a una velocidad de 20 ciclos por hora, durante 4 horas, el tiempo se toma desde el primer ciclo.

8.-Transcurrido el tiempo de extracción, enfriar y quitar el matraz de la parrilla y colocarlo en un hot plate para evaporar el solvente (recuperarlo cuando sea posible).

9.-Colocar el matraz en la estufa de vacío para secado, por un tiempo aproximado de 2 horas.

10.-Enfriar el matraz en el desecador por un tiempo aproximado de 30 minutos.

11.-Pesar nuevamente el matraz, con esto se obtiene el peso dos (P_2).

12.-Cálculos:

$$\text{ppm de G y A} = \frac{(P_2 - P_1) \times 10^6}{V_1}$$

En donde:

P_1 = Peso constante del matraz Soxhlet, en gramos.

P_2 = Peso del matraz con los residuos de grasas y aceites, en gramos.

10^6 = Factor de conversión.

V_1 = Volumen de muestra, en mililitros.

SOLIDOS TOTALES "ST"
(Gravimétrico)

1.-En una cápsula de porcelana puesta previamente a peso constante (P_1), colocar 50 ml de muestra y llevarlos a evaporación total en la estufa, la cual debe mantener una temperatura de 105°C.

2.-Terminada la evaporación de la muestra enfriar la cápsula en el desecador por un tiempo aproximado de 1 hora y pesar nuevamente, obteniéndose el peso dos (P_2).

3.-Las ppm de sólidos totales se calculan con la siguiente fórmula:

$$\text{ppm(ST)} = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 10^6}{V_1}$$

En donde:

P_1 = Peso de la cápsula de porcelana en condiciones de peso constante, en gramos.

P_2 = Peso de la cápsula de porcelana después de la evaporación, en gramos.

V_1 = Volumen de muestra para el análisis, en mililitros.

10^6 = Factor de conversión.

SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES "SST"
(Gravimétrico)

1.-Filtrar 50 ml de muestra o una porción menor, a través de un crisol gooch previamente puesto a peso constante y equipado con un disco de fibra de vidrio (P_1), para la filtración auxiliarse de una bomba de vacío.

2.-Secar el crisol en una estufa la cual mantiene una temperatura de 105°C durante una hora.

3.-Enfriar el crisol en un desecador por un tiempo aproximado de 1 hora y pesar, con esto se obtiene el segundo peso (P_2).

4.-Las ppm de sólidos suspendidos totales se calculan con la siguiente fórmula:

$$\text{ppm(SST)} = \frac{(P_2 - P_1) 10^6}{V_1}$$

En donde:

P_1 = Peso del crisol gooch en condiciones de peso constante, en gramos.

P_2 = Peso del crisol gooch con residuo, en mililitros.

V_1 = Volumen de muestra para filtración, en mililitros.

10^6 = Factor de conversión.

SOLIDOS SEDIMENTABLES "SSed"
(Volumétrico)

- 1.-Agitar perfectamente la muestra.
- 2.-Llenar un cono Imhoff con la muestra hasta la marca de 1 litro.
- 3.-Dejar por 45 minutos.
- 4.-Agitar las paredes del cono con una varilla de vidrio.
- 5.-Dejar otros 15 minutos más.
- 6.-Registrar el volumen de materia sedimentable en el cono, indicando el resultado en ml/L/hr.

OXIGENO DISUELTO "OD"
(Winkler)

1.-Adicionar al frasco Winkler que contiene la muestra, 2ml de sulfato manganoso, procurando que la punta de la pipeta penetre en el agua.

2.-Adicionar 2ml. de alcali-yoduro-azida del mismo modo que en el paso anterior.

3.-Si hay ausencia de oxígeno disuelto en el agua se forma un precipitado blanco ($Mn [OH]_2$). Si existe oxígeno se formará un precipitado café ($Mn O [OH]_2$).

4.-Tapar el frasco Winkler cuidadosamente evitando la inclusión de burbujas de aire y mezclar completamente el contenido por inversión y rotación del frasco, varias veces.

5.-Dejar sedimentar el precipitado café aproximadamente 2 minutos, hasta tener más o menos 100 ml de líquido sobrenadante.

6.-Adicionar 2ml. de ácido sulfúrico concentrado y agitar hasta total disolución del precipitado.

7.-Proceder de inmediato a titular el yodo liberado, con la solución valorada de tiosulfato de sodio 0.025 N usando como indicador unas gotas de solución de almidón.

Para la titulación tomar 100 ml del contenido del frasco Winkler, en un matraz erlenmeyer de 250 ml; adicionar tiosulfato hasta un color amarillo paja; agregar unas gotas de almidón, con lo cual se forma una coloración azul, continuar titulando con tiosulfato hasta la primera desaparición del color azul formado. Anotar los mililitros de tiosulfato gastados.

8.-Cálculos:

$$\text{ppm (OD)} = \frac{V_1 \times N \times \text{Eq} \times 1000}{V_2}$$

En donde:

V_1 = Volumen gastado de tiosulfato de sodio (ml).

N = Normalidad del tiosulfato de sodio (0.025)

Eq = Equivalente químico del oxígeno = 8

V_2 = Volumen de muestra (ml)

1000 = Factor de conversión.

COLIFORMES TOTALES "Col. totales"
(Número más probable)

PRUEBA PRESUNTIVA:

1.-A un tubo que contenga 9 ml de agua de dilución previamente esterilizado, agregar 1 ml de muestra para obtener una dilución de 10^{-1} , homogenizarlo con la misma pipeta.

2.-Tomar 1.0 ml de la dilución 10^{-1} y pasarlo a otro tubo de ensaye que contenga 9 ml de agua de dilución estéril para obtener una dilución de 10^{-2} . Se procede de la misma forma para obtener una dilución de 10^{-3} y así sucesivamente.

3.-Tomar 5 tubos de fermentación que contengan caldo lactosado ya estéril y, adicionar a cada uno, un mililitro de la primera dilución, tapar los 5 tubos, de esta primera serie, éstos deben estar perfectamente marcados para evitar que se confundan. Homogenizar todos los tubos.

4.-En otros 5 tubos de fermentación ya esterilizados que contengan caldo lactosado estéril, adicionar un mililitro de la segunda dilución a cada uno y tapar. Homogenizar todos los tubos.

5.-Proceder de la misma forma con cada una de las diluciones seleccionadas.

6.-Incubar todos los tubos de las diluciones seleccionadas a 35°C durante 24 ± 2 horas.

7.-Revisar los tubos de fermentación para observar si dentro de los tubos Durham se ha formado gas, si esto sucede se considera la prueba positiva. Anotar los tubos positivos y a que dilución pertenecen.

8.-Incubar los tubos que no presentan formación de gas otras 24 horas +/- 2.

9.-La formación de gas dentro de 48 horas +/-3 horas de incubación total constituye una prueba positiva y da un indicio de la presencia de coliformes.

La ausencia de gas al final de 48 horas +/- 3 horas de incubación total indica una prueba negativa; es decir, ausencia de coliformes y por lo tanto, el análisis queda concluído.

PRUEBA CONFIRMATIVA:

1.-Cada uno de los tubos positivos de la prueba presuntiva, se deben resembrar en 5 tubos de fermentación que contengan caldo lactosado bilis verde brillante estéril, utilizando un asa de siembra esterilizada en la flama del mechero, ésta debe enfriarse antes de introducirla al tubo positivo.

2.-Se incuban los tubos a 35 +/- 0.5 °C.

3.-Examinar cada tubo a las 24 horas +/- 2 hrs. Los tubos que presenten formación de gas se consideran positivos. Incubar los tubos que no presenten formación de gas otras 24 horas.

4.-La formación de gas dentro de 48 horas de incubación total, constituye una prueba confirmativa de la presencia de coliformes totales.

5.-La ausencia de gas en 48 horas de incubación total, constituye una prueba de la ausencia de coliformes totales.

6.-Con el número de tubos positivos de cada serie obtenidos hasta las 48 horas, se busca el número de coliformes en las tablas de Número Más Probable.

100	NO REQUIERE PURIFICACION	ACEPTABLE PARA CUALQUIER DEPORTE ACUATICO	ACEPTABLE PARA TODOS LOS ORGANISMOS	NO REQUIERE PURIFICACION	A C E P T A B L E	A C E P T A B L E	
90	LIGERA PURIFICACION			LIGERA PURIFICACION PARA ALGUNOS PROCESOS			
80	MAYOR NECESIDAD DE TRATAMIENTO	ACEPTABLE PERO NO RECOMENDABLE	EXCEPTO ESPECIES MUY SENSIBLES	SIN TRATAMIENTO PARA INDUSTRIA NORMAL			
70			DUDOSO PARA ESPECIES SENSIBLES				
60	DUDOSO	DUDOSO PARA CONTACTO DIRECTO	SOLO ORGANISMOS MUY RESISTENTES	CON TRATAMIENTO EN LA MAYOR PARTE DE LA INDUSTRIA			
50							SIN CONTACTO CON EL AGUA
40	INACEPTABLE	USO MUY RESTRINGIDO	INACEPTABLE	USO MUY RESTRINGIDO			RESTRINGIDO
30		INACEPTABLE		INACEPTABLE			INACEPTABLE
20		INACEPTABLE		INACEPTABLE			INACEPTABLE
10	ABASTECIMIENTO PUBLICO	RECREACION	PESCA Y VIDA ACUATICA	INDUSTRIAL AGRICOLA			NAVEGACION
0							

Tabla I.- Escala de calificación general para el índice de calidad del agua.