

03096

7



**POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR
Y LIMNOLOGIA**

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO



**Modificación de la calidad físico-química y
microbiológica de los efluentes de agua tratada
por su embalse en el Lago Nabor Carrillo.**

T E S I S

Que para obtener el Grado Académico de

MAESTRA EN CIENCIAS

(LIMNOLOGIA)

p r e s e n t a

CATALINA MAYA RENDON

Director de Tesis: Dra. Blanca E. Jiménez Cisneros

Comité Tutorial: Dra. Gloria Vilaclara Fatjó

Dra. Patricia Bonilla Lemus

Dr. Miroslav Macek

Dr. Luis E. Marín Stillman

México, D. F.

2000

281986



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

AGRADECIMIENTOS

"El talento no es un don celestial, sino el fruto del desarrollo sistemático de unas cualidades especiales."

De manera especial mi más profundo agradecimiento a cada uno de los integrantes del Jurado (y revisores) por su tiempo, valiosas observaciones y sugerencias para la realización y conclusión del presente trabajo de tesis.

JURADO

Dra. Gloria Vilaclara Fatjó

Dra. Blanca E. Jiménez Cisneros

Dra. Patricia Bonilla Lemus

Dr. Miroslav Macek

Dr. Luis E. Marin Stillman

El presente trabajo de tesis se llevó a cabo en los laboratorios de Microbiología de la Coordinación Ambiental del Instituto de Ingeniería (UNAM) y de Microbiología Ambiental (Amibas) de la ENEP-Iztacala (UNAM).

En toda obra existe una trama compleja y sostenida de reconocimientos y/o agradecimientos para todos aquellos que de forma desinteresada participaron directa o indirectamente en su realización.

De antemano gracias a todos:

CNA

**Ing. Gerardo Cruickshank García,
Gerente de la Gerencia Regional de Aguas del Valle de México: "Gerencia lago de Texcoco" (CNA), por el apoyo brindado para cada uno de los muestreos mensuales realizados en el lago Nabor Carrillo (uso de la lancha y guía), de marzo de 1999 a febrero del 2 000.**

ICMyL

Educar no es dar carrera para vivir, sino templar el alma para las dificultades de la vida.

**Dr. Martín Merino Ibarra,
Que como coordinador del Posgrado cuenta con una empresa ardua**

Norma Hilda Suazo Pineda y Gabriela Almaraz Mejía,
por su fina y cordial guía en todo momento y a lo largo
del desarrollo de la presente maestría.

A los compañeros y amigos de la maestría, con los
cuales se conviven situaciones muy especiales: Isabella, Rosy,
Estela, Lucy, Jorge... y especialmente a María Eugenia quien abrió
de par en par las puertas de su casa y de su corazón, y cuya
motivación ha sido invaluable.

ENEP-I

Biol. Silvana B. Pertuz Belloso,
por la donación de la cepa de referencia ATCC 30171
de *Acanthamoeba culbertsoni* utilizada como control
para las pruebas de desinfección con UV.

Biol. Ricardo Ortiz Ortega,
por la asesoría y materiales facilitados
para la realización de las pruebas de
patogenicidad en ratones.

I. I.

I. Q. María Guadalupe Urquiza Moreno,
por su ayuda y apoyo incondicional en la determinación de un
cierto tipo de parámetros químicos para el presente trabajo de
tesis y en los cuales es toda una experta.

M. en I. Ana Alejandrina Castro Rodríguez,
por sus valiosísimas recomendaciones, apoyo y,
en ocasiones, hasta regañones bien intencionados.
Gracias por esa tan preciada amistad, con la
cual me siento muy honrada.

Gabriela Romero Calleros,
por su incosteable ayuda en todos los trámites
vinculados a la maestría, pero en general por su
apoyo en todo momento, sus recomendaciones
y por supuesto buenos consejos.

M. en C. Norma Beltrán Zarza,
por su grata e imprescindible compañía en algunos de los
muestreos realizados al lago Nabor Carrillo y por su
continuo ofrecimiento de apoyo en el desarrollo del
presente trabajo de tesis.

I. Q. Juan Carlos Sánchez Jaimes,
por su apoyo en el laboratorio y su
increíble camaradería.

M. en I. Judith Ramos Hernández,
porque siempre recibí las mejores muestras de
apoyo en los momentos más difíciles.

Ing. Comp. Israel González Rojas,
un agradecimiento especial por el auxilio en las
cuestiones de computación, imprescindible para la
realización de la presente tesis.

I. Q. Germán Salgado Velázquez,

porque es bueno saber que se cuenta con alguien, en las buenas y en las malas, de nuestra entera confianza

M. en I. Kara Nelson,

por el apoyo en los muestreos realizados al lago Nabor Carrillo compartiendo su equipo, su tiempo -en ocasiones-, su almuerzo, las desmañanadas y los climas extremos. Sin su ayuda hubiera sido muy complicado llevar a cabo la parte de monitoreo en el presente trabajo de tesis. Pero y sobre todas las cosas, gracias por esa confianza tan especial.

AMIGOS Y FAMILIARES

Nelge Gentier,

por ese sentimiento de saberte siempre a mi lado y por esa enorme confianza que nunca se extinguirá, amiga mi número uno, je t'aime beaucoup.

Familia Román Maya,

por su apoyo incondicional y respeto a mis ideas y decisiones, hoy y siempre.

Familia Maya Vivar,

El matrimonio es un viaje con rumbo desconocido, en el que los integrantes deben compartir no sólo aquello que cada uno ignora del otro, sino también lo que desconocen de sí mismos.

¡Mucha suerte en esta nueva etapa de sus vidas!



AMANECER EN EL LAGO NABOR CARRILLO
(Fuente: Cruickshank, 1998)

**MODIFICACIÓN DE LA CALIDAD FÍSICO-
QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE LOS
EFLUENTES DE AGUA TRATADA POR SU
EMBALSE EN EL LAGO NABOR
CARRILLO**

INDICE

PÁGINA

RESUMEN

INTRODUCCIÓN

1

ANTECEDENTES

2

1. Lago Nabor Carrillo

4

2. Indicadores de Contaminación

6

2.1 Bacteriológicos

6

2.2 Helmintos

10

3. Amibas de Vida Libre Potencialmente Patógenas (anfizoicas)

10

4. Procesos de Desinfección: UV vs Cloro

13

5. Límites Permisibles y Restricciones

14

JUSTIFICACIÓN

15

HIPÓTESIS

16

OBJETIVO GENERAL

16

OBJETIVOS PARTICULARES

16

ÁREA DE ESTUDIO

17

MATERIALES Y MÉTODOS

18

1. Estaciones de Muestreo

18

2. Estudio Prospectivo

18

2.1. Parámetros Físico-químicos

20

2.1.1. Oxígeno Disuelto

20

2.1.2. Conductividad Eléctrica (EC)

21

2.2.3. pH

21

2.2.4. Alcalinidad

22

2.2. Parámetros Bacteriológicos

24

2.2.1. Prueba Confirmatoria

24

3. Muestreo

28

INDICE	PÁGINA
3.1. Periodicidad	28
3.2. Toma de Muestras	28
3.2.1. Físico-Químicos	28
3.2.2. Bacteriológicos	29
3.2.3. Amibas Anfizoicas para Pruebas de Desinfección con UV	29
4. Análisis	30
4.1. Físico-Químicos	30
4.2. Recuentos Microbiológicos (Técnica Filtro de Membrana)	30
4.3. Aislamiento, Identificación, Viabilidad y Patogenicidad de Amibas Anfizoicas	30
4.4. Desinfección por la Técnica Radiaciones UV (Sistema Colimado)	30
4.5. Balances Generales en Épocas de Secas y Época de Lluvias	32
RESULTADOS	33
1.1. Parámetros Físico-Químicos y Bacteriológicos	33
1.2. Descripción de Muestreo y Determinación de Parámetros Estacionales y Temporales	33
1.3. Aislamiento, Identificación, Patogenicidad y Desinfección con UV de Amibas Anfizoicas	34

INDICE	PÁGINA
ANÁLISIS Y DISCUSIÓN	36
1. FÍSICO-QUÍMICOS	36
1.1. Variación de Temperatura y OD	36
1.1.1. Temperatura	37
1.1.2. Oxígeno Disuelto	39
1.1.3. Porcentaje de Saturación de OD	45
1.1.4. Transparencia (Disco Secchi)	46
1.2. Comportamiento Horizontal Espacial y Temporal	49
1.3. Comportamiento Vertical de Descriptores Conservativos	50
1.3.1. Conductividad	50
1.3.2. pH	51
1.3.3. Alcalinidad Total	53
1.4. Balance General	54
1.4.1. Sólidos Disueltos Totales	57
1.4.2. Cloruros	57
1.4.3. Sulfatos	58
1.4.4. Sodio	59
1.4.5. Potasio	59
1.4.6. Dureza Total	60
1.4.7. Calcio y Magnesio	61
1.4.8. Relación Absorción de Sodio (RAS)	62
1.4.9. Nutrientes	63
a) Fósforo	64
b) Nitrógeno	65
c) Relación Nitrógeno- Fósforo	68
1.4.10. Demanda Biológica y Química de Oxígeno	69

INDICE	PÁGINA
1.4.11. Metales Pesados	70
1.5. Resumen de los Parámetros Físico-químicos Determinados	71
2. BACTERIOLÓGICOS	72
3. HUEVOS DE HELMINTO	74
4. AMIBAS ANFIZOICAS	86
4.1 Aislamiento, Identificación y Patogenicidad de Amibas Anfizoicas	86
CONCLUSIONES	89
1. Físico-químicos	89
2. Bacteriológicos	90
3. Helmintos	91
4. Amibas Anfizoicas y Desinfección con UV	91
BIBLIOGRAFÍA	92
ANEXO 1: ANÁLISIS BACTERIOLÓGICO	102
ANEXO 2: AMIBAS PATÓGENAS DE VIDA LIBRE O ANFIZOICAS	112
ANEXO 3: TABLAS DE RESULTADOS OBTENIDOS Y REPORTES EMITIDOS POR LOS LABORATORIOS	116
ANEXO 4: FOTOGRAFÍAS DE GÉNEROS DE AMIBAS AISLADAS E IDENTIFICADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO	

LISTA DE FIGURAS**PÁGINA**

FIG. 1 UBICACIÓN DEL LAGO NABOR CARRILLO	4
FIG. 2 DIAGRAMA DEL LAGO NABOR CARRILLO	5
FIG. 3 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO	17
FIG. 4 LOCALIZACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN EL LAGO NABOR CARRILLO DURANTE EL ESTUDIO PROSPECTIVO	19
FIG. 5 LOCALIZACIÓN DE LAS 7 ESTACIONES DE MUESTREO	27
FIG. 6 PERFILES DE TEMPERATURA (°C) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61). a: ESTACIÓN 2, b: ESTACIÓN 3	41
FIG. 7 PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO (mg L ⁻¹) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61). a: ESTACIÓN 2, b: ESTACIÓN 3	42
FIG. 8 PERFILES DE TEMPERATURA (°C) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61). a: ESTACIÓN 4, b: ESTACIÓN 5	43
FIG. 9 PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO (mg L ⁻¹) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61). a: ESTACIÓN 4, b: ESTACIÓN 5	43

LISTA DE FIGURAS**PÁGINA**

FIG. 10 PORCIENTO DE SATURACIÓN DE OD DE ABRIL DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000	46
FIG. 11 VARIACIÓN TEMPORAL TRANSPARENCIA DE DISCO SECCHI JUNIO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000	49
FIG. 12 PROMEDIOS DE CONDUCTIVIDAD ($\mu\text{S cm}^{-1}$) OBTENIDOS PARA LAS SEIS ESTACIONES DE MUESTREO	51
FIG. 13 PROMEDIOS DE pH CONDUCTIVIDAD ($\mu\text{S cm}^{-1}$) OBTENIDOS PARA LAS SEIS ESTACIONES DE MUESTREO	52
FIG. 14 VALORES OBTENIDOS DE BICARBONATOS Y CARBONATOS DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	55
FIG. 15 BALANCE GENERAL DE ALGUNOS IONES EN ÉPOCAS DE SECAS Y LLUVIAS EN EL LAGO NABOR CARRILLO	62
FIG. 16. BALANCE GENERAL DE NUTRIENTES PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	69
FIG. 17 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE ABRIL DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	75
FIG. 18 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE MAYO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	76

LISTA DE FIGURAS**PÁGINA**

FIG. 19 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE JUNIO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	77
FIG. 20 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE JULIO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	78
FIG. 21 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE AGOSTO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	79
FIG. 22 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE SEPTIEMBRE DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	80
FIG. 23 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE OCTUBRE DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	81
FIG. 24 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE NOVIEMBRE DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	82
FIG. 25 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE DICIEMBRE DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	83
FIG. 26 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE ENERO DEL 2 000 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	84
FIG. 27 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE FEBRERO DEL 2 000 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	85

LISTA DE FIGURAS

PÁGINA

FIG. 28 ÍNDICE TER/EF CORRESPONDIENTE A LOS MESES DE ABRIL DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000	86
FIG. 29 INACTIVACIÓN DE <i>Acanthamoeba culbertsoni</i> POR PROCESOS DE DESINFECCIÓN CON UV.	88
FIG. 30 INACTIVACIÓN DE <i>Acanthamoeba</i> spp. POR DESINFECCIÓN CON UV.	88
ANEXO 4	138
FOTOGRAFÍAS DE ALGUNOS GÉNEROS DE AMIBAS AISLADAS E IDENTIFICADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO	

LISTA DE TABLAS

PÁGINA

TABLA 1 CONTRIBUCIÓN PER CAPITA ESTIMADA PARA MICROORGANISMOS DE ORIGEN HUMANO Y DE ALGUNOS ANIMALES	10
TABLA 2 CASOS DE ENCEFALITIS GRANULOMATOSA AMBIANA (EGA) A NIVEL MUNDIAL HASTA OCTUBRE DE 1996	13
TABLA 3 LOCALIZACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO CORRESPONDIENTES AL ESTUDIO PROSPECTIVO	19
TABLA 4 RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS OBTENIDOS DEL MUESTREO PROSPECTIVO.	23
TABLA 5 ESTUDIO PROSPECTIVO PARA LA CUANTIFICACIÓN DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES, COMPARANDO LAS TÉCNICAS DE FILTRO DE MEMBRANA Y NÚMERO MÁS PROBABLE (NMP)	24
TABLA 6 RESUMEN DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS SELECCIONADAS PARA CADA PARÁMETRO	26
TABLA 7 DESCRIPCIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO EN EL LAGO NABOR CARRILLO	27
TABLA 8 CONDICIONES DE OPERACIÓN PARA PRUEBAS DE DESINFECCIÓN CON UV EN <i>Acanthamoeba</i> spp.	30
TABLA 9 BALANCES GENERALES DEL LAGO NABOR CARRILLO	32
TABLA 10 GÉNEROS DE AMIBAS AISLADAS E IDENTIFICADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO	34
TABLA 11 PRUEBA DE PATOGENICIDAD DE <i>Acanthamoeba</i> spp. EN RATONES	35
TABLA 12. RESULTADOS DE INACTIVACIÓN DE <i>Acanthamoeba</i> spp. POR EL PROCESO DE DESINFECCIÓN CON UV (SISTEMA COLIMADO)	35

LISTA DE TABLAS	PÁGINA
TABLA 13 CORRESPONDENCIA ENTRE FECHA DE MUESTREO Y SEMANAS DEL AÑO	36
TABLA 14 VALORES ABSOLUTOS DE OXÍGENO	40
TABLA 15. BALANCE GENERAL DE ALGUNOS IONES EN ÉPOCAS DE SECAS Y LLUVIAS EN EL LAGO NABOR CARRILLO	56
TABLA 16. BALANCE GENERAL DE NUTRIENTES PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	64
TABLA 17 RELACIÓN NITRÓGENO: FÓSFORO	68
TABLA 18 VALORES CORRESPONDIENTES A METALES PESADOS PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	71
TABLA 19 VALORES CORRESPONDIENTES A LOS IONES PRINCIPALES DEL NABOR CARRILLO Y MÁXIMOS PERMITIDOS PARA RIEGO.	71
TABLA 20. VALORES MÁXIMOS Y MÍNIMOS BACTERIOLÓGICOS (UFC/ 100 mL) PARA EL LAGO NABOR CARRILLO	72
TABLA 21 VALORES DE <i>Salmonella</i> spp. Y <i>Vibrio cholerae</i> CORRESPONDIENTES A TERMOTOLERANTES <1000 UFC/100mL	73
TABLA 22 VALORES DE DESINFECCIÓN CON CLORO DE COLIFORMES FECALES, <i>Salmonella</i> spp. Y <i>Vibrio cholerae</i> A DIFERENTES DOSIS Y TIPOS DE CONTACTO	73
TABLA 23. PORCIENTO DE PATOGENICIDAD DE <i>Acanthamoeba</i> spp. EN RATONES	87
ANEXO 1	
TABLA 1-1 SISTEMA API-20E LECTURA DE REACCIONES EN LA GALERÍA	104
TABLA 2-A SIGNIFICADO DE LAS ABREVIATURAS PARA LA LECTURA DEL SISTEMA API-20E	105

LISTA DE TABLAS**PÁGINA****ANEXO 3**

TABLA 1-A PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO (mg L^{-1}) Y TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$) ESTACIÓN 2	116
TABLA 1-B PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO (mg L^{-1}) Y TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$) ESTACIÓN 3	117
TABLA 1-C PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO (mg L^{-1}) Y TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$) ESTACIÓN 4	118
TABLA 1-D PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO (mg L^{-1}) Y TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$) ESTACIÓN 5	119
TABLA 2-A DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE ABRIL DE 1999	120
TABLA 2-B DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE MAYO DE 1999	121
TABLA 2-C DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE JUNIO DE 1999	122
TABLA 2-D DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE JULIO DE 1999	123
TABLA 2-E DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE AGOSTO DE 1999	124
TABLA 2-F DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE SEPTIEMBRE DE 1999	125
TABLA 2-G DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE OCTUBRE DE 1999	126
TABLA 2-H DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE NOVIEMBRE DE 1999	127
TABLA 2-I DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE DICIEMBRE DE 1999	128

LISTA DE TABLAS	PÁGINA
TABLA 2-J DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE ENERO DEL 2 000	129
TABLA 2-K DATOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE FEBRERO DEL 2 000	130
TABLA 2-L DATOS OBTENIDOS DE ALCALINIDAD TOTAL Y A LA FENOLFTALEÍNA DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000	131
TABLA 3-A DATOS OBTENIDOS DE BICARBONATOS Y CARBONATOS DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000	132
TABLA 3-B DATOS OBTENIDOS DE BICARBONATOS Y CARBONATOS DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000	133
TABLA 4-A DATOS BALANCE GENERAL	134
TABLA 4-B DATOS BALANCE GENERAL	135
TABLA 4-C BALANCE GENERAL DE METALES PESADOS Y METALOIDES DEL LAGO NABOR CARRILLO PARA EL MES DE SEPTIEMBRE DE 1999	136
TABLA 4-D BALANCE IÓNICO PARA ÉPOCA DE SECAS (JUNIO) Y ÉPOCA DE LLUVIAS (SEPTIEMBRE)	137

RESUMEN

La situación de la disponibilidad del agua en el Valle de México está próxima a una crisis. Casi el 62 % del abastecimiento del vital líquido proviene del acuífero localizado bajo el área metropolitana, el cual ha sufrido una considerable sobreexplotación y por ende, un alarmante agotamiento. Ideas sobre como tratar y almacenar grandes volúmenes de agua residual tratada para su mejoramiento, representa una posible alternativa para satisfacer las demandas poblacionales del vital líquido (agricultura, potabilización, piscicultura, recreativas, pesca deportiva). Tal situación dio las bases para la construcción del lago Nabor Carrillo, mismo que sería alimentado con agua del río Churubusco, previo proceso de tratamiento y, a su vez, serviría como mejorador de la calidad del vital líquido de forma natural.

Con objeto de evaluar la modificación de la calidad tanto fisico-química como microbiológica de los efluentes de agua tratada por su embalse en el lago Nabor Carrillo Texcoco, Estado de México, de abril de 1999 a febrero del 2 000 se realizó una red de monitoreo mensual de siete estaciones -de acuerdo a la fisiografía y batimetría del embalse. El estudio involucró: a) la química básica (conductividad, pH, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, calcio, magnesio, sodio, potasio), los tróficos (nutrientes) y los saprobios (DQO y DBO₅, además del oxígeno) con base en dos muestreos, al final de la época de secas (junio 1999) y al final de época de lluvias (septiembre 1999), b) la calidad microbiológica con base en coliformes termotolerantes, estreptococos fecales, *Salmonella* spp. y *Vibrio cholerae*, así como presencia, grado de patogenicidad de amibas anfitozoicas (amibas potencialmente patógenas de vida libre) y su dosis efectiva de desinfección con UV y c) los usos posibles del agua del Nabor Carrillo para actividades recreativas, piscicultura, irrigación y otras.

Con base en los registros de temperatura observados, el lago presenta un régimen térmico polimíctico cálido, probablemente discontinuo (aunque no se descarta del todo que sea polimíctico cálido continuo, en caso de que la mezcla de la columna ocurra diariamente),

un comportamiento clinogrado del OD a pesar del régimen de mezcla, debido a la bomba de oxígeno en superficie y con niveles por debajo del mínimo necesario para la cría de peces de baja calidad económica. Como resultado de la alta de evaporación (mayor que la precipitación) y a un continuo arrastre del suelo al interior del embalse por la acción de los vientos el lago Nabor Carrillo es de tipo alcalino, con un pH básico, predominando en orden de dominancia los iones: $\text{Cl}^- > \text{CO}_3^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4$, $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{++} > \text{Ca}^{++}$, es decir, con mayores concentraciones de los cationes sodio y potasio y de los aniones cloruros y carbonatos y cuyos valores sobrepasan los límites máximos permisibles para la agricultura.

Si bien existe un aporte bacteriológico alto (10^5 UFC/100mL) de origen fecal al lago (principalmente de humanos y aves), la disminución en el interior y salida del embalse (posiblemente a causa de la combinación de los factores ambientales como: luz solar, oxígeno y pHs extremos) permite cumplir con los límites máximos permisibles para la agricultura en la mayoría de los meses. Sin embargo, el riesgo a la salud persiste por la presencia de amibas anfitoicas potencialmente patógenas y virulentas (como *Acanthamoeba* spp.), cuyos tiempos de desinfección con UV -como tratamiento alternativo- son muy altos; eliminando la posibilidad de utilizar el agua para fines recreativos.

Tales resultados manifiestan limitaciones evidentes para este tipo de almacenadores de agua y, especialmente en sitios con suelos de tipo alcalino sodicos, requiriendo un tipo de tratamiento de mayor costo para cumplir con las metas para las cuales fue construido. Aunque por otro lado se debe resaltar al lago Nabor Carrillo dentro de un papel ecológico: como sitio de refugio, alimentación, reproducción y crianza de multitud de aves migratorias que allí llegan año con año; para el cultivo de *Spirulina* spp. o de otras especies con pHs óptimos altos y, además, sería conveniente evaluar el funcionamiento del lago como bosque o pulmón en el área de Texcoco.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los lagos y demás cuerpos de agua continentales se hace cada día más necesario. Por un lado, constituyen un recurso finito (Wetzel, 1975) y por otro, son la fuente más apropiada y barata para uso doméstico, industrial y agropecuario. Por tal motivo (así como por factores naturales externos), la alteración de los ecosistemas acuáticos en el presente siglo se ha incrementado de forma alarmante. En particular, la escala de cambios ha sido impresionante en los núcleos urbanos asentados en los bordes de los cuerpos de agua. La experiencia ha mostrado que lo más conveniente para evaluar el efecto de la contaminación acuática es realizar un estudio limnológico completo del cuerpo afectado a lo largo del tiempo y del espacio. Los parámetros involucrados en el estudio son los físicos y los químicos de tipo conservativo (como conductividad, alcalinidad, pH, etc.), los tróficos (nutrientes) y los saprobios (oxígeno, DQO, DBO₅) (Margalef, 1983). Así como los biológicos (bacterias, helmintos y amibas de vida libre potencialmente patógenas (anfizoicas).

Para satisfacer las demandas poblacionales del agua en sus diferentes usos y en particular en las grandes ciudades, donde el recurso es cada día más escaso, resulta indispensable llevar a cabo un manejo integral del recurso, así como la caracterización de los acuíferos mediante el análisis de los elementos físicos, químicos y biológicos que lo componen.

ANTECEDENTES

En México, los recursos hídricos (estimados en una superficie de 12 580 km² y un volumen de 137 112 km³) se encuentran distribuidos en su mayor parte en la zona sureste (un 35 % de la superficie del territorio nacional), mientras que en el resto del territorio las condiciones son de semiaridez (Athié, 1987; Garduño, 1990). Este hecho explica la gran importancia que han tenido los cuerpos de agua de las regiones endorreicas del centro del país, no sólo en la actualidad sino desde la llegada de los primeros pobladores al territorio mexicano (Alcocer *et al.*, 1993).

A través de la historia, el Valle de México ha sido un lugar de gran importancia económica, social, cultural y política dentro del país. En 1995 se concentraba una población de aproximadamente 17 000 000 habitantes y en los últimos años se ha generado una

INTRODUCCIÓN

El estudio de los lagos y demás cuerpos de agua continentales se hace cada día más necesario. Por un lado, constituyen un recurso finito (Wetzel, 1975) y por otro, son la fuente más apropiada y barata para uso doméstico, industrial y agropecuario. Por tal motivo (así como por factores naturales externos), la alteración de los ecosistemas acuáticos en el presente siglo se ha incrementado de forma alarmante. En particular, la escala de cambios ha sido impresionante en los núcleos urbanos asentados en los bordes de los cuerpos de agua. La experiencia ha mostrado que lo más conveniente para evaluar el efecto de la contaminación acuática es realizar un estudio limnológico completo del cuerpo afectado a lo largo del tiempo y del espacio. Los parámetros involucrados en el estudio son los físicos y los químicos de tipo conservativo (como conductividad, alcalinidad, pH, etc.), los tróficos (nutrientes) y los saprobios (oxígeno, DQO, DBO₅) (Margalef, 1983). Así como los biológicos (bacterias, helmintos y aribas de vida libre potencialmente patógenas (anfizoicas).

Para satisfacer las demandas poblacionales del agua en sus diferentes usos y en particular en las grandes ciudades, donde el recurso es cada día más escaso, resulta indispensable llevar a cabo un manejo integral del recurso, así como la caracterización de los acuíferos mediante el análisis de los elementos físicos, químicos y biológicos que lo componen.

ANTECEDENTES

En México, los recursos hídricos (estimados en una superficie de 12 580 km² y un volumen de 137 112 km³) se encuentran distribuidos en su mayor parte en la zona sureste (un 35 % de la superficie del territorio nacional), mientras que en el resto del territorio las condiciones son de semiaridez (Athié, 1987; Garduño, 1990). Este hecho explica la gran importancia que han tenido los cuerpos de agua de las regiones endorreicas del centro del país, no sólo en la actualidad sino desde la llegada de los primeros pobladores al territorio mexicano (Alcocer *et al.*, 1993).

A través de la historia, el Valle de México ha sido un lugar de gran importancia económica, social, cultural y política dentro del país. En 1995 se concentraba una población de aproximadamente 17 000 000 habitantes y en los últimos años se ha generado una

concentración demográfica urbano-industrial que, de continuar incrementándose, se calcula alcanzará 20 000 000 de habitantes para el año 2 010 (CONAPO, 1998). Dicho crecimiento ha tenido graves consecuencias en el clima y en las comunidades del Valle. A la par que la expansión urbana, se ha llevado a cabo la desecación de los lagos, la devastación de los bosques, la erosión de los suelos y la pérdida de valiosas tierras de cultivo, así como la contaminación del aire, del agua y el abatimiento de los acuíferos (Bassols, 1981).

La situación del abastecimiento del agua en la ciudad se aproxima a una crisis, el continuo crecimiento urbano, junto con el escaso financiamiento, ha limitado la capacidad del gobierno para extender la red de abastecimiento de agua a las áreas que carecen del servicio, para reparar fugas y para tratar las aguas residuales. Casi el 62 % del abastecimiento de agua de la ciudad proviene del acuífero localizado bajo el área metropolitana, el cual ha sufrido una considerable sobreexplotación y si, además, consideramos que su localización física (en un valle alto dentro de una cerrada naturalmente por montañas y en un lecho de un antiguo lago salino) representa un reto singular para el suministro del vital líquido a una población urbana de gran magnitud y por si fuera poco, la elevación del Valle provoca que la importación de agua sea una alternativa costosa. Por otro lado, la unidad arcillosa del subsuelo del área metropolitana tiende a consolidarse debido al peso de los edificios, lo cual provoca un asentamiento diferencial que, combinado con la sobreexplotación de los acuíferos subyacentes, ocasiona el hundimiento del suelo de la región. Los problemas son múltiples y se concatenan, algunos de ellos son (CONAPO, 1998):

- La creciente sobreexplotación del acuífero del Valle de México que ha traído consigo problemas derivados del hundimiento (7.5 metros, con respecto al nivel de referencia original) y consolidación diferencial del suelo.
- El agotamiento de fuentes de agua externas a la cuenca, provenientes de Lerma y de Cutzamala.
- El empleo para riego agrícola de cantidades masivas de aguas negras sin tratar en el Valle del Mezquital, con los consecuentes riesgos para la salud pública.

Tales problemáticas han llevado, recientemente, al desarrollo de nuevas leyes, al despliegue de nuevos esfuerzos para la conservación de los recursos acuíferos, al desarrollo de programas

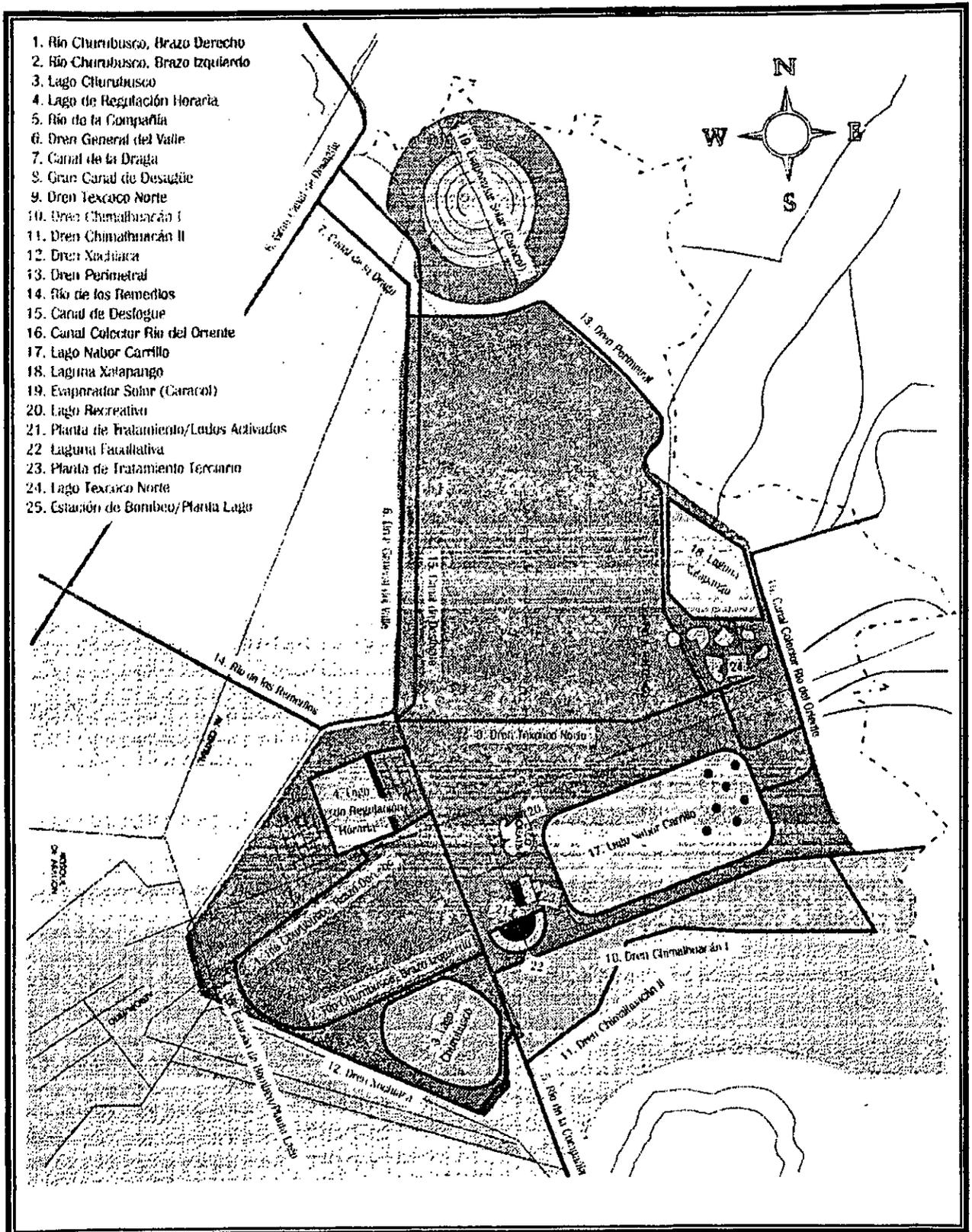
educativos y a la búsqueda de soluciones innovadoras, como la privatización del servicio de agua y su tratamiento. Las opciones contempladas para lograr el suministro de agua al Valle de México son: (Jiménez y Chávez, 1998).

- Traer el agua desde Temascaltepec, localizado a 200 km de la ciudad, lo que implica, además de un alto costo (~ 1.50 USD/ m³), dejar sin agua a dicha población, y de la cuenca del Amacuzac.
- Tratar el agua residual y afinarla en un lago para reinyección o repotabilización. Sin embargo, el costo se incrementa por causa de la salinización.
- Tratar el agua del acuífero del Valle del Mezquital.

Todo ello justifica la toma de medidas para recuperar y conservar el agua del Valle de México. Ideas cómo tratar y almacenar grandes volúmenes de agua residuales son cada vez más recurrentes. Así mismo, cuando se tiene un óptimo control de la calidad de agua, la misma se puede usar para el cultivo de peces -como es el caso del lago Kariba en Africa (Coche, 1969)-, o para uso recreacional -como lago Apoka en Florida (Golterman y Kowne, 1980)-.

1. Lago Nabor Carrillo

En el caso del Valle de México, la zona del ex - lago de Texcoco presenta pequeños cuerpos de agua, como el lago artificial "Dr. Nabor Carrillo", que es alimentado con aguas del río Churubusco, previo proceso de tratamiento (FIG. 1). Dicho lago forma parte de un programa denominado "Proyecto Texcoco" realizado por la Comisión del lago de Texcoco, quien pertenece a la Comisión Nacional del Agua (CNA), el cual contemplaba la construcción de seis lagos que almacenarían 117 millones de metros cúbicos de agua (Cruickshank, 1984).



El lago Nabor Carrillo fue construido como parte de un proyecto del Gobierno Federal para restaurar y aprovechar racionalmente los recursos de la zona del ex-Vaso de Texcoco, contribuir al abastecimiento de agua de la zona metropolitana y otras poblaciones, proveer de un hábitat a aves acuáticas migratorias y nativas, así como a otros organismos y posteriormente darle un uso recreativo (Cruickshank, 1984). Para su construcción se aprovechó la compresibilidad de los suelos arcillosos del ex-lago. Se colocó una batería de 180 pozos de bombeo dispuestos alrededor de la futura depresión con el fin de extraer agua y provocar el hundimiento del piso, mediante bombeo ininterrumpido a 65 metros de profundidad durante 5 años (1973-1978) y provocar una depresión del suelo de aproximadamente de 3.60 m. Se obtuvieron así, 12 millones de metros cúbicos de capacidad de almacenamiento. Posteriormente, se construyó un bordo perimetral de tipo presa de baja altura, con una longitud de 11 km, para rodear la zona hundida e incrementar al doble la capacidad inicial. Finalmente, al ser llenado el lago, el peso del agua produjo un hundimiento adicional de 1.5 m (FIG. 2). La capacidad final resultante fue de 36 millones de metros cúbicos de agua, una superficie de 920 hectáreas y una profundidad media de 2.3 m (Cruickshank, 1984; Ladislao, 1985). El tiempo de retención hidráulico (teórico) es de 416 días (1.3 años).

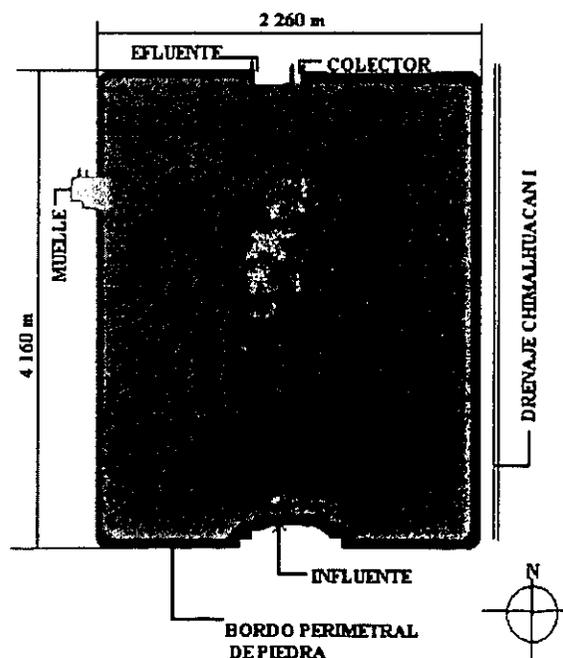


FIG. 2. DIAGRAMA DEL LAGO NABOR CARRILLO

El lago Nabor Carrillo se llena actualmente con el agua proveniente de una planta de tratamiento ubicada en el costado suroeste del lago, en la cual se tratan 700 L s^{-1} de aguas negras provenientes del Río Churubusco (Díaz, 1987). Su funcionamiento consiste en el tratamiento a nivel secundario, mediante la utilización de lodos activados convencionales, aeración mecánica superficial y sistema de digestión aerobia de lodos. Un aspecto importante es que el efluente de la planta de tratamiento no recibe ningún tipo de desinfección, sino que se espera que su calidad microbiológica mejore de forma natural en el lago.

El agua del lago Nabor Carrillo es reutilizada para riego, se planea darle un uso industrial y en actividades recreativas de remo, canotaje y pesca deportiva. Para esta última actividad, se considera necesario contar con peces que integren cadenas alimenticias de varios niveles, como la lobina negra, la cual debe ser alimentada con especies forrajeras como *Girardinichtys viviparus* (recurso poco explotado y endémico del Valle de México). Además, se han efectuado bioensayos en tilapias para evaluar las respuestas a las condiciones del medio, con la perspectiva de producir pescado para consumo humano en el centro del país, a un menor precio (Díaz, 1987). Sin embargo, estos fines requieren una concentración mínima de oxígeno disuelto de 2 mg L^{-1} uniforme, además de una calidad microbiológica adecuada en la masa del agua (Tebbutt, 1994).

2. Indicadores de Contaminación

2.1 Bacteriológicos

Para evaluar la calidad del agua, se realizan pruebas sistemáticas de laboratorio que permiten estimar la magnitud del deterioro y que consisten en determinar los indicadores bacteriológicos, organismos de un grupo específico que, por su sola presencia, demuestran que ha ocurrido algún tipo de contaminación y, en ocasiones, sugieren su origen. En el caso específico del agua, demuestran que ha habido introducción de aguas negras, cuya cantidad y variedad real difiere de acuerdo con el área geográfica, el estado de salud de la comunidad, la naturaleza y el grado de tratamiento de los desechos y las características físicas y químicas del cuerpo receptor. De manera general, un indicador ideal de contaminación por excretas humanas y de animales de sangre caliente debe poseer las siguientes características (Feachem *et al.*, 1983):

- Ser aplicable a todo tipo de agua
- Estar presente cuando existen bacterias patógenas de origen fecal
- Estar directamente relacionada la cantidad de organismos con el grado de contaminación fecal
- Tener un tiempo de sobrevivencia mayor al de los patógenos entéricos
- Desaparecer rápidamente del agua una vez que han desaparecido los patógenos durante los procesos de tratamiento
- No reproducirse en el ambiente
- No estar presente en agua potable
- Ser determinado cuantitativamente en forma rutinaria y fácil, sin interferencia de otras bacterias y
- No ser patógeno para el hombre o animales.

La determinación de los indicadores de contaminación es de gran utilidad para:

- Identificación de fuentes de contaminación
- Evaluación de la calidad del agua para definir su uso (agrícola, doméstico, recreativo, potable, riego de áreas verdes, entre otros).
- Evaluación de la eficiencia de plantas potabilizadoras y plantas de tratamiento de aguas residuales
- Determinación del efecto de agentes tóxicos y orgánicos en la flora bacteriana
- Diagnósticos relativamente rápidos de calidad bacteriológica del agua

Tradicionalmente, los coliformes totales, los coliformes termotolerantes y los estreptococos fecales son los grupos de bacterias considerados como indicadores para la evaluación de la calidad del agua.

a) Coliformes totales

Las ventajas de los coliformes totales como indicadores son que:

- La cantidad encontrada es una estimación de la contaminación por desechos fecales y no fecales
- Generalmente se encuentran en mayor cantidad que los patógenos

- Sobreviven por períodos más prolongados que los patógenos
- Los procedimientos para su cuantificación en laboratorio son relativamente sencillos.

Cumplen con algunas de las características del indicador ideal, sin embargo, existen desventajas que impiden relacionar de manera directa su concentración con la magnitud y origen de la contaminación principalmente debido a las siguientes características del grupo:

- Algunos miembros del grupo coliforme total están ampliamente distribuidos en la naturaleza en comparación a su presencia en el intestino humano y de animales de sangre caliente.
- Son capaces de reproducirse en el ambiente extraintestinal
- Existen bacterias que interfieren en el análisis
- En cuerpos de agua con ciertas características (por ejemplo, temperatura o pHs bajos), aún en su ausencia, pueden estar presentes microorganismos patógenos y oportunistas como virus entéricos y otros parásitos
- Debido a estas desventajas, puede decirse que en aguas residuales los coliformes totales tienen poco significado sanitario, sin embargo, pueden ser útiles para evaluar la eficiencia de procesos de desinfección.

b) Coliformes termotolerantes

Las bacterias del grupo coliforme termotolerante se encuentran normalmente en el intestino humano, y son descargadas en gran número en las heces. Por lo tanto las densidades encontradas son proporcionales al contenido que hay de heces en el agua. Se definen como todos los bacilos cortos que difieren del grupo de los totales por mantener su capacidad de crecer a una mayor temperatura. Desde el punto de vista de la salud este grupo es mucho más importante, dado que se relaciona con la probabilidad de encontrar patógenos excretados.

Este grupo de bacterias constituye aproximadamente el 90% de los totales contenidos en excretas e incluye a *Escherichia coli* y algunas cepas de *Klebsiella pneumoniae*. Sus ventajas como indicador son:

- El 95 % dan una respuesta positiva a la prueba de temperatura
- Pueden estar ausentes, si la contaminación no es de origen fecal
- Sobreviven menos tiempo que los totales (los cuales han perdido su termotolerancia), por lo que permiten suponer contaminación reciente, si se encuentran en altas concentraciones
- Son más exigentes que los coliformes totales para reproducirse en el ambiente extraintestinal
- Los procedimientos de laboratorio para su cuantificación son relativamente sencillos. Sin embargo, algunas cepas dan respuesta negativa a la prueba de temperatura en el laboratorio.
- Tienen la capacidad de reproducirse en aguas ricas en nutrientes, en sedimentos y aún en aguas poco contaminadas; algunas cepas de *Escherichia coli* sobreviven menos tiempo que *Salmonella* spp. en aguas a bajas temperaturas y otras son patógenas para el hombre.

c) Estreptococos fecales

Se encuentran donde hay actividad humana (agrícola y pecuaria, principalmente). Si bien sobreviven menos tiempo que los coliformes totales y termotolerantes, son más resistentes a la desinfección, por lo que constituyen un buen indicador de contaminación reciente. Debido a que las excretas humanas contienen concentraciones menores de estos organismos en comparación con las de otros animales, su cuantificación permite diferenciar el origen de la contaminación fecal.

d) Índice (Coliformes termotolerantes / Estreptococos fecales)

El uso de la relación entre coliformes termotolerantes y estreptococos fecales puede ser de mucha utilidad para establecer la fuente de contaminación, sobre todo, en estudios de áreas rurales, donde la contaminación fecal puede deberse a la descarga de animales. Establecer la fuente de contaminación es de especial interés sobre todo para tomar medidas en la implementación del manejo convencional del tratamiento de aguas residuales. Cuando el índice es menor a uno, el origen de la contaminación es por animales domésticos, mientras

que cuando es mayor de 4.0 es por origen humano; el intervalo de 1 a 2 es incierto (Tabla 1) (Metcalf y Eddy, 1991).

TABLA 1 CONTRIBUCIÓN PER CÁPITA ESTIMADA PARA MICROORGANISMOS DE ORIGEN HUMANO Y DE ALGUNOS ANIMALES

Animal	Indicador promedio Densidad/ g de heces		Promedio Contribución/capita 24 horas		
	Coliformes termotolerantes 10 ⁶	Estreptococos fecales 10 ⁶	Coliformes termotolerantes 10 ⁶	Estreptococos fecales 10 ⁶	Índice Ct/Ef
Pollo	1.3	3.4	240	620	0.4
Vaca	0.23	1.3	5 400	31 000	0.2
Pato	33.0	54.0	11 000	18 000	0.6
Humano	13.0	3.0	2 000	450	4.4
Cerdo	3.3	84.0	8 900	230 000	0.04
Borrego	16.0	38.0	18 000	43 000	0.4
Pavo	0.29	2.8	130	1 300	0.1

Fuente: Metcalf y Eddy, 1991

2.2. Helmintos

La eliminación de los coliformes termotolerantes o estreptococos fecales en el agua no implica la eliminación de otros parásitos potencialmente patógenos para al hombre que tienen su origen en las excretas de individuos infectados (enfermos o portadores asintomáticos) y ocasionalmente en las excretas de hospederos intermediarios (Lavoie, 1983). Lo anterior debido a una mayor resistencia a ciertos tipos de desinfección. Un ejemplo de ello son los helmintos, que se caracterizan por presentar:

- Persistencia de diversos estadios en el ambiente
- Una dosis infectiva mínima (1/L)
- Ningún tipo de inmunidad en los humanos
- Período de latencia largo
- Resistencia al cloro, la luz ultravioleta y al ozono

3. Amibas de Vida Libre Potencialmente Patógenas (Anfizoicas)

Las amibas pequeñas de vida libre potencialmente patógenas (anfizoicas) guardan un interés muy especial dada su complejidad fisiológica y variedad de comportamiento y enfermedades

que generan. Su estudio no es una actividad nueva, ya que fueron consideradas por primera vez por Félix Dujardin en 1841. Pero no fue hasta 1965, cuando se hace el primer reporte de una infección mortal causada por amibas pequeñas de vida libre (Fowler y Carter, 1965). A partir de entonces y después de varios casos más, se generó un gran interés debido a su importancia médica (De Jonckheere, 1984). Este hecho se reviste de mayor importancia si se reflexiona que las amibas anfitrónicas (*Naegleria fowleri*, *Acanthamoeba* spp. y *Balamuthia mandrillaris*) pueden ser encontradas con facilidad en cuerpos de agua de casi cualquier tipo (Coronado y López, 1980) y que, en numerosas ocasiones, se han reportado como causantes de enfermedades después de la exposición con agua contaminada en lagos artificiales (Martínez y Visvesvara, 1977).

De las distintas especies de amibas de vida libre, *Naegleria fowleri* reviste gran importancia porque es el organismo que se ha reportado como causante de la enfermedad de desenlace fatal conocida como meningoencefalitis amebiana primaria (MEAP) (Červa, 1969; De Jonckheere, 1977; Martínez y Visvesvara, 1977; Rivera *et al.*, 1984 y Rodríguez, 1984) llamada así para diferenciarla de la penetración secundaria al cerebro por *Entamoeba histolytica* (amiba patógena obligada), la cual ataca primero al intestino y sólo después provoca abscesos del hígado y cerebro, además de úlceras cutáneas (López *et al.*, 1989; Rivera *et al.*, 1984 y Valenzuela *et al.*, 1984).

La MEAP comienza con una nasofaringitis y evoluciona de manera muy rápida hasta una meningoencefalitis, caracterizada por un cuadro clínico de tipo agudo y hemorrágico capaz de provocar una muerte fulminante en el hombre y animales (Rodríguez, 1984). por lo general a tres días de haber adquirido la infección por *N. fowleri* por inoculación nasal de trofozoitos durante la natación, aunque se tiene el antecedente de la inhalación de quistes como fuente de contagio o por la simple inmersión de la cabeza en agua conteniendo a este grupo de amibas (Culbertson, 1981).

Otro género de importancia médica es *Acanthamoeba* spp. el cual se encuentra ampliamente distribuido, desde aguas termales, costeras, lagos, lagunas, ríos, aguas residuales, aires acondicionados e incluso en los líquidos de lentes de contacto. Su importancia radica en que puede llegar a producir lesiones patológicas en cerebro, ojos, pulmón o en la piel. En el caso del cerebro ocasiona la encefalitis granulomatosa amebiana (EGA), enfermedad del sistema

nervioso central, donde los hemisferios cerebrales están usualmente caracterizados por edemas focales asociados con necrosis y hemorragias recientes. Se presenta con mayor frecuencia en hospederos inmunocomprometidos crónicos, que han sufrido terapia inmunosupresiva y sin actividad reciente de deportes acuáticos. La amiba puede producir anormalidad mental, dolor de cabeza, cambios de personalidad, fiebres ligeras, parálisis del nervio craneal, depresiones y pérdida de memoria, somnolencia, afasia, diplopía, náusea y eventualmente coma y muerte. Aunque aún no se aclaran completamente los mecanismos de patogenicidad, se sabe que está involucrada la acción enzimática de la hidrolasa lisosomal y fosfolipasas que pueden degradar los fosfolípidos de la cubierta de la mielina (Martínez, 1993).

Este grupo de amibas tiene la capacidad de enquistarse, lo que le confiere una importancia ecológica para su sobrevivencia y un importante medio de dispersión, a través de períodos de condiciones adversas tales como temporadas de escasez de alimento, bajas o altas temperaturas y pH extremos, entre otras. A causa de la interferencia de la síntesis de ADN por bloqueo del ciclo celular y la fase S de crecimiento y ciclo de la división, seguido por dos series de síntesis de paredes, la primera genera una capa externa de fosfoproteínas y la segunda una capa interna de celulosa, este estado de latencia puede durar años. Una vez que las condiciones mejoren se inicia el proceso de desenquistamiento por la digestión de la pared de celulosa y un progresivo incremento de la actividad del organismo, entre 12 a 30 horas (Sleigh, 1989).

La Tabla 2 muestra el número de casos a nivel mundial por encefalitis granulomatosa amibiana (EGA) reportados hasta 1997. En ambos casos el país con el mayor número de decesos confirmados fue Estados Unidos, mientras que en México fueron 10. Dicha situación podría sugerir una mínima problemática al respecto en nuestro país; sin embargo, es importante mencionar que un sin número de casos en nuestro país, la causa de la muerte no es confirmada y se reportan como daños bacteriales, aún cuando el diagnóstico clínico indica ausencia de las mismas (Martínez, 1993 y Sheldon, 1993).

TABLA 2 CASOS DE ENCEFALÍTIS GRANULOMATOSA AMIBIANA (EGA) A NIVEL MUNDIAL HASTA 1997

País	Número de Casos
Argentina	1*
Australia	7*
Barbados	1*
Brasil	3*
Canadá	5*
Chile	1*
China	2*
Colombia	2*
Corea del Sur	1*
Estados Unidos	100*
Guam	1*
Honduras	2*
Hungría	1*
India	3*
Italia	1*
Japón	3*
México	9* (1**)
Nigeria	1*
Perú	14*
Republica Checa	2
Tailandia	5**
Venezuela	3*
Zambia	1*
Número total de casos	170
• * Confirmado por autopsia, biopsia o cultivo de amibas	
• ** No confirmados	

Fuente Martínez, 1993; Martínez *et al.*, 1994; Martínez y Visvesvara, 1997 y Sheldon, 1993

4. Procesos de Desinfección: UV vs Cloro

La desinfección es el proceso de reducir el número de cierto tipo de patógenos a niveles tales que los riesgos de infección no existan; cuando la desinfección se hace con cloro se forman sustancias químicas –como los cloro orgánicos- que influyen negativamente en la salud y en el medio ambiente, principalmente a causa de las emisiones de tres carcinógenos: diclorometano (CH_2Cl_2), tetracloroetileno (CCl_2CCl_2) y trihalometano (CH-X_3) o cloroformo (CHCl_3). El Servicio de Salud Pública de los Estados Unidos enfatiza que en su país y anualmente, un total de 2.63×10^6 kg (25 % del total del cloroformo generado) son liberados al agua principalmente a través de procesos de cloración. Estudios recientes han reactivado la preocupación acerca de las potenciales perturbaciones carcinógenas (Morris *et al.*, 1992) y hormonales –disruptores endocrinos- (Colborn y Clement, 1992) de las sustancias de los

subproductos clorados en aguas de reúso para irrigación en la microbiología de suelos y cosechas irrigadas.

A diferencia del cloro, la desinfección con luz ultravioleta (UV) no ha reportado tal tipo de riesgos. En efecto, la mayoría de los estudios realizados en *Daphnia* sp. (aplicando pruebas de Ames, Microtox) no mostraron evidencias de la formación de subproductos tóxicos o mutagénicos (Cairns *et al.*, 1993 y Kool *et al.*, 1985).

Finalmente, estudios comparativos de costos anuales entre los sistemas de desinfección con UV y cloración en plantas de tratamiento de agua residual en New Jersey, Estados Unidos muestran que, si bien el corto tiempo de retención requerido por el primero incrementa los detalles de diseño, los principios relativamente simples de transmisión UV, absorción y subsecuentemente la fotoquímica dentro de sistemas acuosos ofrece bases de diseño más simples y económicos (\$ 650 000.⁰⁰) que las inherentes a la desinfección química (\$ 1 070 000.⁰⁰ a \$ 1 190 000.⁰⁰) (Fahey, 1990).

Por todo lo anterior, la desinfección por medio de luz ultravioleta es reconocida, hoy día, como una alternativa práctica y efectiva a la cloración de aguas y aguas residuales tratadas, sobre todo en Estados Unidos (Cairns *et al.*, 1993). Diversos trabajos se han enfocado a la inactivación con UV de indicadores de contaminación (coliformes totales y termotolerantes), bacterias patógenas (*Salmonella typhi*, *S. paratyphi*, *S. typhimurium*, *Shigella dysenteriae*) virus (poliovirus, rotavirus), hongos (*Saccharomyces cerevisiae*) y protozoos (*Giardia* y *Cryptosporidium*). Sin embargo, en la literatura no existen reportes de inactivación correspondiente a amibas (Groocok, 1984; Jevons, 1982; Kashimada *et al.*, 1996; Ransome *et al.*, 1993; Rice y Hoff, 1981 y Wolfe, 1990).

5. Límites Permisibles y Restricciones

La NOM-001-ECOL-1996 es la Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos. Además de las cantidades de coliformes fecales (termotolerantes), ahora también incluye a los huevos de helminto, pues desde 1989, la Organización Mundial de la Salud (OMS) había hecho hincapié

en el riesgo que representaban en agua de desecho, en especial cuando es empleada para reúso agrícola.

En el inciso 4.2 de la NOM-001-ECOL-1996 se establece que el límite máximo permisible de este grupo, para las descargas de aguas residuales vertidas en suelo (uso agrícola) es de < 1 000 coliformes fecales por cada 100 mL. En el caso de huevos de helminto, en el inciso 4.3 y de acuerdo con la *fe de erratas* publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1997, de la misma, se indica que para las descargas vertidas al suelo el límite máximo permisible de huevos de helminto para riego restringido es de cinco por litro, mientras que para riego irrestricto es de uno por litro. El primero se refiere al agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas. El riego irrestricto se refiere a la utilización de agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas legumbres y verduras.

JUSTIFICACIÓN

En los esquemas de tratamiento de agua para reúso con fines de suministro es común pensar en la combinación de plantas de tratamiento con lagunas para afinar la calidad. Por ello en el lago de Texcoco -donde se construirá una de las plantas de tratamiento del Gran Canal (30 a 40 m³ s⁻¹)- se ha pensado complementar el proceso principal con la creación de un lago en la misma área. En este lago se mejoraría la calidad del agua, especialmente en el aspecto microbiológico, y sería entonces posible reutilizar el agua para fines de reinyección al acuífero o para suministro humano. Sin embargo, se ha observado que la evaporación es elevada y, por lo tanto, se incrementa la salinidad, lo que implica un muy alto costo de tratamiento. Actualmente y con respecto al ex - lago de Texcoco, existen dos corrientes:

- Utilizar el agua tratada del lago para su reúso en la reinyección o potabilización.
- Utilizar el agua tratada del lago en actividades piscícolas y recreativas.

El presente estudio pretende contribuir a la toma de decisiones con bases científicas de los datos obtenidos en el lago Nabor Carrillo, de manera que se consideren las ventajas de la mejora microbiológica y se evalúen las desventajas por la concentración de la salinidad.

en el riesgo que representaban en agua de desecho, en especial cuando es empleada para reúso agrícola.

En el inciso 4.2 de la NOM-001-ECOL-1996 se establece que el límite máximo permisible de este grupo, para las descargas de aguas residuales vertidas en suelo (uso agrícola) es de < 1 000 coliformes fecales por cada 100 mL. En el caso de huevos de helminto, en el inciso 4.3 y de acuerdo con la *fe de erratas* publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1997, de la misma, se indica que para las descargas vertidas al suelo el límite máximo permisible de huevos de helminto para riego restringido es de cinco por litro, mientras que para riego irrestricto es de uno por litro. El primero se refiere al agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas. El riego irrestricto se refiere a la utilización de agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas legumbres y verduras.

JUSTIFICACIÓN

En los esquemas de tratamiento de agua para reúso con fines de suministro es común pensar en la combinación de plantas de tratamiento con lagunas para afinar la calidad. Por ello en el lago de Texcoco -donde se construirá una de las plantas de tratamiento del Gran Canal (30 a 40 m³ s⁻¹)- se ha pensado complementar el proceso principal con la creación de un lago en la misma área. En este lago se mejoraría la calidad del agua, especialmente en el aspecto microbiológico, y sería entonces posible reutilizar el agua para fines de reinyección al acuífero o para suministro humano. Sin embargo, se ha observado que la evaporación es elevada y, por lo tanto, se incrementa la salinidad, lo que implica un muy alto costo de tratamiento. Actualmente y con respecto al ex - lago de Texcoco, existen dos corrientes:

- Utilizar el agua tratada del lago para su reúso en la reinyección o potabilización.
- Utilizar el agua tratada del lago en actividades piscícolas y recreativas.

El presente estudio pretende contribuir a la toma de decisiones con bases científicas de los datos obtenidos en el lago Nabor Carrillo, de manera que se consideren las ventajas de la mejora microbiológica y se evalúen las desventajas por la concentración de la salinidad.

HIPÓTESIS

El lago Nabor Carrillo permite mejorar la calidad microbiológica del agua vertida al mismo; sin embargo, la tasa de evaporación y el tipo de suelo empeora la calidad química de las mismas.

La desinfección con UV es un mecanismo físico eficaz para inactivar amibas de vida libre potencialmente patógenas (anfizoicas) presentes en aguas típicas del lago Nabor Carrillo en Texcoco.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el régimen térmico del lago Nabor Carrillo, la composición físico-química y microbiológica de su agua durante abril de 1999 a febrero del 2 000, con énfasis en la calidad de la misma, con el fin de evaluar posibles usos para irrigación, piscicultura, recreación, etc.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Diagnosticar el comportamiento térmico del lago de abril de 1999 a febrero del 2 000 con base en los perfiles de temperatura en columna.
- Evaluar el comportamiento químico del lago en el lapso estudiado con base en las lecturas mensuales del oxígeno disuelto (O.D.), % saturación de O en superficie, alcalinidad (total y a la fenolftaleína), pH, conductividad (K25) y dureza total.
- Estimar los descriptores de la química básica (conductividad, pH, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, calcio, magnesio, sodio, potasio), parámetros de trofismo (fósforo total, ortofosfato, N-Nitratos, N-Nnitritos, N-amoniacal, O.D. y % S.O.) y parámetros saprobios (DQO y DBO₅, además del oxígeno ya referido en el trofismo) con base en dos muestreos, al final de la época de secas (junio 1999) y al final de época de lluvias (septiembre 1999).
- Evaluar usos posibles del agua del Nabor Carrillo para actividades recreativas, piscicultura, irrigación y otras.
- Evaluar la calidad microbiológica mensual de abril de 1999 a febrero del 2 000 del lago Nabor Carrillo y efluentes de las descargadas de las lagunas de estabilización,

HIPÓTESIS

El lago Nabor Carrillo permite mejorar la calidad microbiológica del agua vertida al mismo; sin embargo, la tasa de evaporación y el tipo de suelo empeora la calidad química de las mismas.

La desinfección con UV es un mecanismo físico eficaz para inactivar amibas de vida libre potencialmente patógenas (anfizoicas) presentes en aguas típicas del lago Nabor Carrillo en Texcoco.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el régimen térmico del lago Nabor Carrillo, la composición físico-química y microbiológica de su agua durante abril de 1999 a febrero del 2 000, con énfasis en la calidad de la misma, con el fin de evaluar posibles usos para irrigación, piscicultura, recreación, etc.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Diagnosticar el comportamiento térmico del lago de abril de 1999 a febrero del 2 000 con base en los perfiles de temperatura en columna.
- Evaluar el comportamiento químico del lago en el lapso estudiado con base en las lecturas mensuales del oxígeno disuelto (O.D.), % saturación de O en superficie, alcalinidad (total y a la fenolftaleína), pH, conductividad (K25) y dureza total.
- Estimar los descriptores de la química básica (conductividad, pH, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, calcio, magnesio, sodio, potasio), parámetros de trofismo (fósforo total, ortofosfato, N-Nitratos, N-Nnitritos, N-amoniaco, O.D. y % S.O.) y parámetros saprobios (DQO y DBO₅, además del oxígeno ya referido en el trofismo) con base en dos muestreos, al final de la época de secas (junio 1999) y al final de época de lluvias (septiembre 1999).
- Evaluar, usos posibles del agua del Nabor Carrillo para actividades recreativas, piscicultura, irrigación y otras.
- Evaluar la calidad microbiológica mensual de abril de 1999 a febrero del 2 000 del lago Nabor Carrillo y efluentes de las descargas de las lagunas de estabilización,

HIPÓTESIS

El lago Nabor Carrillo permite mejorar la calidad microbiológica del agua vertida al mismo; sin embargo, la tasa de evaporación y el tipo de suelo empeora la calidad química de las mismas.

La desinfección con UV es un mecanismo físico eficaz para inactivar amibas de vida libre potencialmente patógenas (anfizoicas) presentes en aguas típicas del lago Nabor Carrillo en Texcoco.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el régimen térmico del lago Nabor Carrillo, la composición físico-química y microbiológica de su agua durante abril de 1999 a febrero del 2 000, con énfasis en la calidad de la misma, con el fin de evaluar posibles usos para irrigación, piscicultura, recreación, etc.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Diagnosticar el comportamiento térmico del lago de abril de 1999 a febrero del 2 000 con base en los perfiles de temperatura en columna.
- Evaluar el comportamiento químico del lago en el lapso estudiado con base en las lecturas mensuales del oxígeno disuelto (O.D.), % saturación de O en superficie, alcalinidad (total y a la fenolftaleína), pH, conductividad (K25) y dureza total.
- Estimar los descriptores de la química básica (conductividad, pH, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, calcio, magnesio, sodio, potasio), parámetros de trofismo (fósforo total, ortofosfato, N-Nitratos, N-Nnitritos, N-amoniaco, O.D. y % S.O.) y parámetros saprobios (DQO y DBO₅, además del oxígeno ya referido en el trofismo) con base en dos muestreos, al final de la época de secas (junio 1999) y al final de época de lluvias (septiembre 1999).
- Evaluar usos posibles del agua del Nabor Carrillo para actividades recreativas, piscicultura, irrigación y otras.
- Evaluar la calidad microbiológica mensual de abril de 1999 a febrero del 2 000 del lago Nabor Carrillo y efluentes de las descargas de las lagunas de estabilización,

Vibrio cholerae, estimando la fuente principal de contaminación fecal cuando ésta se presente.

- Determinar la presencia de amibas anfizoicas (amibas patógenas de vida libre) en el lago Nabor Carrillo, determinando su grado de patogenicidad.
- Determinar la dosis efectiva de desinfección con UV en amiba anfizoicas, específicamente en aquellas patógenas presentes en muestras típicas del agua del lago Nabor Carrillo.

ÁREA DE ESTUDIO

El lago Nabor Carrillo se encuentra ubicado al noreste de la Ciudad de México, en la zona federal del ex-Vaso de Texcoco, al sur del camino Peñón-Texcoco, en el Estado de México, a $19^{\circ} 30'$ de latitud norte y $99^{\circ} 00'$ de longitud oeste, a una altitud de 2 240 metros sobre el nivel del mar (FIG 3). (Díaz, 1987; García, 1973). Probablemente ocupa una fosa tectónica en la cual se depositaron los primeros sedimentos continentales del Terciario representados por la formación Balsas, la cual está constituida por clásticos gruesos derivados de la erosión de las Sierras Cretácicas y de los productos de un vulcanismo contemporáneo. El área está cubierta por depósitos lacustres antiguos, así como aluviones, encontrándose la planicie interrumpida por aparatos volcánicos constituidos de cenizas volcánicas, basaltos, andesitas, tobas y brechas depositadas a diferentes estratos y espesores (García y Falcón, 1977).

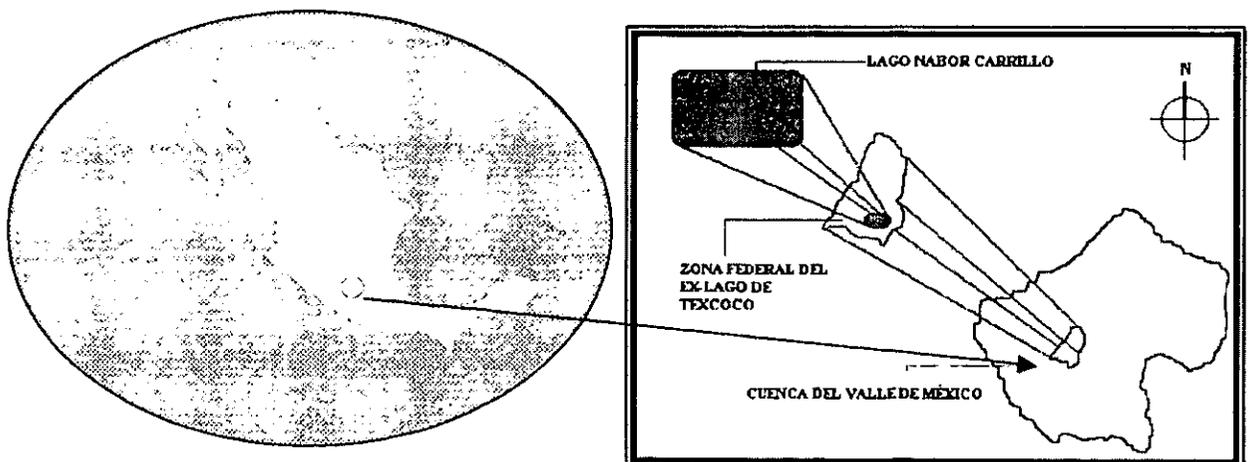


FIG. 3 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

Vibrio cholerae, estimando la fuente principal de contaminación fecal cuando ésta se presente.

- Determinar la presencia de amibas anfitriónicas (amibas patógenas de vida libre) en el lago Nabor Carrillo, determinando su grado de patogenicidad.
- Determinar la dosis efectiva de desinfección con UV en amiba anfitriónicas, específicamente en aquellas patógenas presentes en muestras típicas del agua del lago Nabor Carrillo.

ÁREA DE ESTUDIO

El lago Nabor Carrillo se encuentra ubicado al noreste de la Ciudad de México, en la zona federal del ex-Vaso de Texcoco, al sur del camino Peñón-Texcoco, en el Estado de México, a $19^{\circ} 30'$ de latitud norte y $99^{\circ} 00'$ de longitud oeste, a una altitud de 2 240 metros sobre el nivel del mar (FIG 3). (Díaz, 1987; García, 1973). Probablemente ocupa una fosa tectónica en la cual se depositaron los primeros sedimentos continentales del Terciario representados por la formación Balsas, la cual está constituida por clásticos gruesos derivados de la erosión de las Sierras Cretácicas y de los productos de un vulcanismo contemporáneo. El área está cubierta por depósitos lacustres antiguos, así como aluviones, encontrándose la planicie interrumpida por aparatos volcánicos constituidos de cenizas volcánicas, basaltos, andesitas, tobas y brechas depositadas a diferentes estratos y espesores (García y Falcón, 1977).

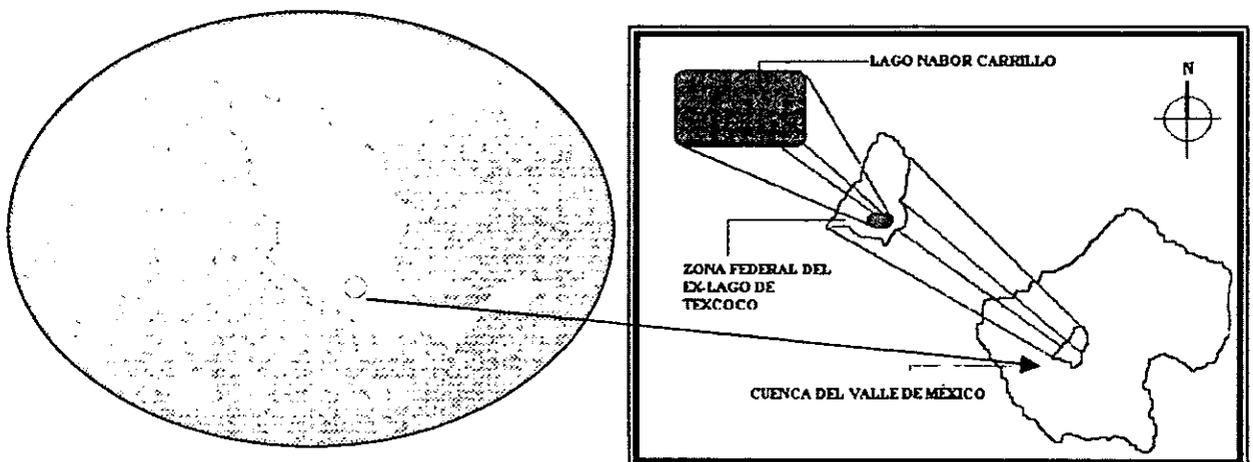


FIG. 3 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

El clima de la zona es semiseco templado, con una precipitación pluvial media anual de 600 a 1 200 mm y una evaporación anual hasta de 900 a 2 300 mm al año, notablemente superior a la precipitación (Chávez y Huerta, 1984; García, 1988). La temperatura media mensual oscila entre los 12 °C y los 18 °C; la temperatura máxima varía entre los 25 °C y los 32 °C y la mínima entre °C -5 y los 8 °C, siendo enero el mes más frío (García, 1988). De marzo a septiembre predominan los vientos alisios tropicales que vienen del norte y noreste, mientras que de noviembre a febrero son secos y provienen del este, así como ondas frías del oeste de Estados Unidos y masas de aire polar del Canadá. La velocidad media de los vientos es de 10 a 20 km h⁻¹ y, en ocasiones, hasta 80 km h⁻¹, particularmente en febrero y marzo (Mata, 1986).

Los suelos son alcalino-sódicos y están constituidos por arcillas de alta compresibilidad que llegan a contenidos de agua de más del 400 %, con una gran concentración de sales (Cruickshank, 1984). La vegetación acuática o hidrofílica está representada por los pastizales halófitos de *Distichis spicata*, *Ergrostis obtusiflora* y *Suaeda nigra* (Chávez y Huerta, 1984).

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Estaciones de Muestreo

El presente estudio se realizó en el lago Nabor Carrillo, Estado de México, donde se efectuaron muestreos de abril de 1999 a febrero del 2 000. A partir de un estudio prospectivo y con la finalidad de conocer la calidad inicial del agua se estableció una red de estaciones del embalse tomando en cuenta su fisiografía, cuya forma rectangular y batimetría permite una distribución aparentemente uniforme de las zonas.

2. Estudio Prospectivo

Con el objeto de seleccionar las estaciones mínimas necesarias de muestreo, se llevó a cabo un estudio prospectivo del lago Nabor Carrillo. Con la ayuda de un geoposicionador (GPS Garmín 12) y el programa **Waypoint** +, se ubicaron en la intersección de los 11 puntos distribuidos en cuadrantes (según Welch, 1948), que abarcaron el área total del lago, incluyendo tanto la entrada como la salida del mismo (Tabla 3, FIG. 4).

El clima de la zona es semiseco templado, con una precipitación pluvial media anual de 600 a 1 200 mm y una evaporación anual hasta de 900 a 2 300 mm al año, notablemente superior a la precipitación (Chávez y Huerta, 1984; García, 1988). La temperatura media mensual oscila entre los 12 °C y los 18 °C; la temperatura máxima varía entre los 25 °C y los 32 °C y la mínima entre °C -5 y los 8 °C, siendo enero el mes más frío (García, 1988). De marzo a septiembre predominan los vientos alisios tropicales que vienen del norte y noreste, mientras que de noviembre a febrero son secos y provienen del este, así como ondas frías del oeste de Estados Unidos y masas de aire polar del Canadá. La velocidad media de los vientos es de 10 a 20 km h⁻¹ y, en ocasiones, hasta 80 km h⁻¹, particularmente en febrero y marzo (Mata, 1986).

Los suelos son alcalino-sódicos y están constituidos por arcillas de alta compresibilidad que llegan a contenidos de agua de más del 400 %, con una gran concentración de sales (Cruickshank, 1984). La vegetación acuática o hidrofílica está representada por los pastizales halófitos de *Distichis spicata*, *Ergrostis obtusiflora* y *Suaeda nigra* (Chávez y Huerta, 1984).

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Estaciones de Muestreo

El presente estudio se realizó en el lago Nabor Carrillo, Estado de México, donde se efectuaron muestreos de abril de 1999 a febrero del 2 000. A partir de un estudio prospectivo y con la finalidad de conocer la calidad inicial del agua se estableció una red de estaciones del embalse tomando en cuenta su fisiografía, cuya forma rectangular y batimetría permite una distribución aparentemente uniforme de las zonas.

2. Estudio Prospectivo

Con el objeto de seleccionar las estaciones mínimas necesarias de muestreo, se llevó a cabo un estudio prospectivo del lago Nabor Carrillo. Con la ayuda de un geoposicionador (GPS Garmin 12) y el programa **Waypoint** +, se ubicaron en la intersección de los 11 puntos distribuidos en cuadrantes (según Welch, 1948), que abarcaron el área total del lago, incluyendo tanto la entrada como la salida del mismo (Tabla 3, FIG. 4).

TABLA 3 LOCALIZACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO CORRESPONDIENTES AL ESTUDIO PROSPECTIVO

Número de Estación	Clave	Localización (GPS Garmin 12)	
		Latitud (° N)	Longitud (° W)
1	E1	19.456	98.986
2	E2-a	19.466	98.986
3	E3-a	19.460	98.982
4	E4-a	19.455	98.979
5	E5-a	19.471	98.973
6	E6-a	19.466	98.970
7	E7-a	19.460	98.967
8	E8-a	19.476	98.962
9	E9-a	19.470	98.959
10	E10-a	19.464	98.955
11	E11-a	19.476	98.952

E1 y E11 corresponden a la entrada y salida del lago respectivamente

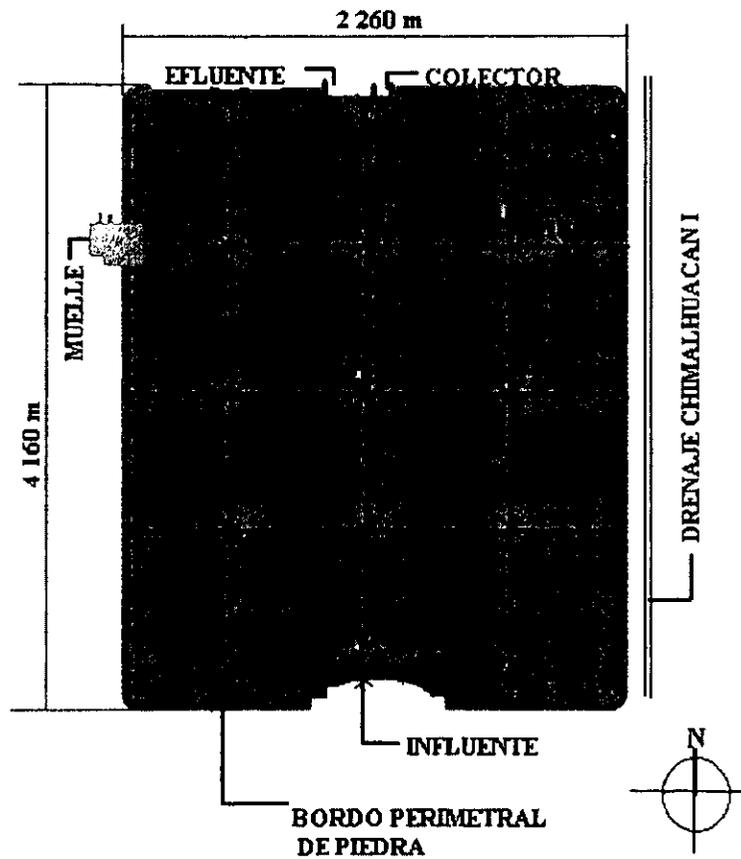


FIG. 4 LOCALIZACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN EL LAGO NABOR CARRILLO DURANTE EL ESTUDIO PROSPECTIVO

2.1. Parámetros Físicoquímicos (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

Para cada uno de los sitios seleccionados -y con la finalidad de medir la precisión analítica y error relativo- en el mes de marzo de 1999 se determinaron por duplicado los parámetros físicoquímicos correspondientes a temperatura (T °C), oxígeno disuelto y el % de saturación de oxígeno (calculado con base en el oxígeno disuelto, temperatura y altitud), conductividad (K_{25}), pH, alcalinidad total (en el laboratorio, con ácido sulfúrico 0.01 mol L^{-1} estándar). Para cada uno de los equipos, la calibración se realizó de acuerdo a las especificaciones del fabricante:

2.1.1. Oxígeno Disuelto

Los niveles de oxígeno disuelto en aguas naturales y residuales dependen de la actividad física, química y bioquímica del sistema. Su determinación es una prueba clave en la contaminación del agua y el control del proceso de tratamiento de aguas residuales

Para la medición del oxígeno disuelto se utilizó un electrodo de membrana marca YSI, modelo 57, debido a que dicho sistema reduce al máximo las interferencias, puede adaptarse para determinaciones *in situ* de OD y las impurezas no ocasionan la intoxicación (ya que con sistemas de electrodo sensor está protegido por una membrana plástica permeable al oxígeno que sirve de barrera de difusión frente a las impurezas)

El procedimiento de calibración con las membranas fue por lectura frente a aire y a una muestra de concentración conocida de OD determinada yodométricamente, así como en una muestra de OD cero (con un exceso de sulfito de sodio $-\text{Na}_2\text{SO}_3$ y una traza de cloruro de cobalto $-\text{CoCl}_2$). Para la medición de la muestra se siguieron las indicaciones del fabricante (altitud, presión atmosférica, temperatura y factor de solubilidad). Se realizó el cambio de la membrana mensual para evitar la contaminación del elemento sensor y el englobamiento de burbujas diminutas de aire bajo la membrana que pudieran dar lugar a una menor respuesta y se comprobó frecuentemente uno o dos puntos para evitar los datos de corrección de la temperatura.

2.1.2. Conductividad Eléctrica (CE)

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Tal capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición. Se utiliza para evaluar las variaciones de las concentraciones de minerales disueltos en aguas naturales y residuales (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

Para su medición se utilizó un conductímetro marca Hach, cuya calibración se realizó con base en la medición del agua destilada recién preparada y de conductividad conocida ($0.5 \mu\text{S cm}^{-1}$), una solución de KCl estándar y agua de mar artificial diluida. La conductividad eléctrica de soluciones de referencia de KCl: solución A (0.1 mol L^{-1}) a temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$ $12\ 856 \mu\text{S cm}^{-1}$, solución B (0.01 mol L^{-1}) a temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$ $1\ 408 \mu\text{S cm}^{-1}$.

2.1.3. pH

La medida del pH es una de las pruebas más importantes y se utiliza en la determinación de alcalinidad y CO_2 , así como en otros equilibrios ácido-base. El pH es el factor de "intensidad" o acidez. $(-\log \{H^+\})$ (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

Se utilizó un potenciómetro marca Hach, modelo EC10 de electrodo combinado exacto y reproducible hasta 0.1 unidades de pH con una escala de 0 a 14. La calibración del sistema de electrodos se realizó frente a dos soluciones patrón de 7 y 4, mismas que se conservaron en frascos de polietileno y se renovaron cada 4 semanas. Antes de su uso, el electrodo fue extraído de la solución de conservación (HCl o solución patrón de KCl), enjuagado con agua destilada y secado con un pañuelo suave, para ser colocado en una primera solución patrón durante un minuto y, posteriormente, en una segunda solución patrón, repitiendo, en cada caso, enjuague y secado del electrodo. Una vez realizada la medición de la muestra problema, el electrodo fue nuevamente introducido en la solución de conservación.

2.1.4. Alcalinidad

La alcalinidad de un agua es su capacidad para neutralizar ácidos y constituye la suma de todas las bases titulables. Depende primordialmente de su contenido en carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, por lo que suele tomarse como una indicación de la ubicación del balance entre las valencias mencionadas. La alcalinidad por exceso de concentración de metales alcalinos féreos tiene importancia para la determinación de la aceptabilidad de un agua para irrigación, y es de gran importancia en la interpretación y control de los procesos de tratamiento de aguas limpias y residuales. Los iones hidróxilo presentes en una muestra, como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos, reaccionan con las adiciones de ácido estándar. Por lo que, la alcalinidad depende del pH del punto final utilizado, los valores considerados fueron: alcalinidad de fenolftaleína (es un término empleado tradicionalmente para designar la cantidad medida mediante titulación a pH 8.3) y el punto final a la alcalinidad total (pH 4.5).

La alcalinidad se determinó a partir de la titulación con ácido sulfúrico 0.01 mol L^{-1} estándar, con un medidor de pH adecuadamente calibrado. Sin registrar los valores intermedios y sin provocar retrasos indebidos, la adición del reactivo se realizó a intervalos de tiempo que permitieran la recuperación del equilibrio (a causa de las posibles interferencias por jabones, materias oleosas y sólidos en suspensión o precipitados que pudieran recubrir el electrodo). De esta forma, a medida que se alcanzaba el punto final, se reiniciaba la adición de ácido a volúmenes más pequeños, comprobando que el pH siempre alcanzara el equilibrio, antes de añadir más reactivo.

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4.

TABLA 4 RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS OBTENIDOS DEL MUESTREO PROSPECTIVO

Valores	pH*		Conductividad (K ₂₅) (µS cm ⁻¹)		Temperatura (°C)		OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno.	Alcalinidad Total (CaCO ₃)			
	10	20	10	20	10	20			10	15	10	15
Promedio	10.4	10.4	5 000	5 000	20.3	20.4	13.4	202	1225	1225	12	12
Des. Est.	0.0	0.0	57	61	1.8	1.7	1.0	18.7	5.6	5.4	0.0	0.0
**C.V. (%)	0.0	0.2	1.0	1.0	8.3	8.1	7.5	9.3	0.5	0.4	0.0	0.0
Puntos de muestreo	pH	***Prec. analítica.	Conduc. (K ₂₅)	***Prec. analítica	Temp. (°C)	***Prec. analítica	OD (mg L ⁻¹)	Saturación OD (%)	mg L ⁻¹	mmol L ⁻¹	mmol L ⁻¹	***Prec. analítica
2	10.4/10.4	100	4990/5110	98	20.8/20.9	100	13.9/14.2	205/210	1220/1224	12	100	
3	10.4/10.4	100	5080/5130	99	22.6/22.7	100	13.8	214	1220	12		
4	10.4/10.5	99	4950/5120	97	22.5/22.9	98	11.8	183	1224	12		
5	10.4/10.4	100	4930/5050	98	23.7/24.0	99	14.6	229	1220/1224	12	100	
6	10.4/10.4	100	5080/5130	99	22.6/22.7	100	13.8	214	1224/1224	12	100	
7	10.4/10.4	100	5080/5120	99	20.0/20.3	97	13.6	199	1232/1236	12	100	
8	10.4/10.4	100	5100/5000	98	20.7/21.0	99	13.0	193	1236	12		
9	10.4/10.4	100	5070/5100	99	18.5/18.8	98	13.2	188	1220/1224	12	100	
10	10.4/10.4	100	5040/5130	98	18.8/19.0	99	11.2	160	1224	12		
11	10.4/10.4	100	5090/5160	99	22.3/22.7	98	13.9/14.1	213/217	1228	12		
***Promedio Analítica (%)	Precisión	100		98		99	98	98			100	
****Error Relativo		0.1		1.4		1.0	1.8	1.9			0.2	

* El promedio del pH fue calculado a partir del antilog {H⁺} (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

** Un coeficiente de variación (C.V.) ≤ 1 indica que los parámetros determinados son del tipo conservativo y no se ven afectados por la actividad biológica (Margalef, 1983). De esta forma se considera reducir las estaciones de muestreo para los parámetros de pH, K₂₅ y alcalinidad (total y a la fenolfteína).

*** Calculada como: (valor más bajo/valor más alto) x 100, óptimo 100%

**** Calculado como: (primer valor - segundo valor/ el primer valor) x 100, debe ser < 5 (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

2.2. Parámetros Bacteriológicos

En el caso de los parámetros bacteriológicos, además de calcular la precisión analítica y el error relativo, fue factible determinar la exactitud del método al correr por duplicado las técnicas de filtro de membrana y la de fermentación en tubos múltiples (NMP), como pruebas paralelas para comprobar su aplicabilidad y comparabilidad en la cuantificación en muestras típicas del lago Nabor Carrillo (Tabla 5).

TABLA 5 ESTUDIO PROSPECTIVO PARA LA CUANTIFICACIÓN DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES, COMPARANDO LAS TÉCNICAS DE FILTRO DE MEMBRANA Y NÚMERO MÁS PROBABLE (NMP)

Técnica Utilizada	UFC o NMP/100 mL		Logaritmos	
Filtro de membrana	4.2 x 10 ⁵	5.1 x 10 ⁵	5.6232	5.7007
	6.0 x 10 ⁵		5.7782	
	Número Más Probable	7.4 x 10 ⁵	7.8 x 10 ⁵	5.8692
	8.1 x 10 ⁵	5.9085		
Precisión analítica (%)	Filtro de membrana		97	
	NMP		99	
Error relativo (%)	Filtro de membrana		2.8	
	NMP		0.7	
Exactitud de la técnica (%)			97	
<ul style="list-style-type: none"> ● Precisión analítica: (valor más bajo / valor más alto) x 100, óptimo 100 %. ● Error relativo: (primer valor-segundo valor/ primer valor) x 100, debe ser < 5. ● Exactitud de la técnica: (valor observado / valor real) x 100. Óptimo 100 % (APHA, AWWA, WPCF, 1995). 				

2.2.1. Prueba Confirmatoria

En ocasiones, es necesario identificar a las bacterias que forman el grupo de coliformes termotolerantes para establecer la naturaleza de la contaminación, para lo cual se pueden utilizar pruebas diferenciales específicas. Esta situación se debe principalmente a que existen otras bacterias gramnegativas que, como los coliformes, fermentan la lactosa (por ejemplo, *Aeromonas* spp. no consideradas como indicadores de contaminación fecal) y no todas las cepas de una especie reaccionan en el medio de manera uniforme.

Para llevar a cabo la confirmación de la presencia del grupo coliforme termotolerantes (específicamente *Escherichia coli*). Se corrieron cinco pruebas estandarizadas de rápida

identificación **Analytical Profile Index**, 20 pruebas bioquímicas más seis complementarias, para enterobacterias (API-20E). Dicho sistema se compone por tiras reactivas que permiten la identificación de las bacterias mediante la aplicación de una suspensión bacteriana a pequeñas galerías o depósitos que contienen los sustratos o indicadores deshidratados correspondientes a cada una de las pruebas. Así cada respuesta positiva o negativa compone un código, que se consulta en el catálogo o index del sistema y permite la identificación de la bacteria aislada, género y especie (**ANEXO 1.1**).

Los resultados permitieron tomar la decisión de utilizar la técnica del filtro de membrana en el presente estudio considerando, que la misma presenta los menores requerimientos en tiempo, espacio, material y costo (a largo plazo) de la misma. Además, la prueba rápida confirma la presencia del género *Escherichia coli* principal representante de los coliformes fecales (termotolerantes).

A partir del estudio prospectivo, y considerando la homogeneidad de las características de algunas zonas del lago Nabor Carrillo, se seleccionaron los sitios finales de muestreo. Para lo cual, y a partir del estudio prospectivo (realizado en el mes de marzo de 1999) las estaciones internas del embalse se redujeron de 11 a 4 (FIG. 5), manteniendo el monitoreo de superficie, profundidad media y fondo para los parámetros físico-químicos. Las determinaciones bacteriológicas (a partir de mayo) se realizaron exclusivamente a nivel superficial. Con lo cual se reduciría al máximo el número de muestras innecesarias para lograr los objetivos del presente estudio.

Para el muestreo se consideró, además, dos entradas y la salida del lago Nabor Carrillo.

En resumen se determinaron un total de 15 puntos de muestreo del lago Nabor Carrillo.

En la Tabla 6 se resumen las técnicas analíticas seleccionadas para cada parámetro, así como la periodicidad y niveles de muestreo.

TABLA 6 RESUMEN DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS SELECCIONADAS PARA CADA PARÁMETRO (APHA, AWWA, WPCF, 1995, NOM-001-ECOL/96, De Jonckheere, 1977)

Parámetro	Nivel de Muestreo			Técnica
FÍSICO-QUÍMICOS				
Localización de sitios de muestreo				Geoposicionador (Garmin 12) Programa Waypoint +
Profundidad	Total			Sluge Measuring Optical Guage (SMOG) Sistemas Orenco Sutherland Oregon
Temperatura	Se medirá en función de la profundidad, cada 10 cm			Oxímetro (<i>in situ</i>) (Marca YSI, modelo 57)
pH	s	m	f	Potenciométrico (Marca Hach, modelo EC10 de electrodo combinado)
Alcalinidad (total y a la fenolftaleína)	s	m	f	Volumétrico (fenolftaleína pH: 8.3 total: pH: 4.5)
Conductividad K ₂₅	s	m	f	Electrométrica Conductímetro (Marca Hach)
Oxígeno Disuelto	Se medirá en función de la profundidad, cada 10 cm			Oxímetro (<i>in situ</i> electrodo de membrana) (Marca YSI, modelo 57)
% de Saturación de Oxígeno Disuelto	s			Según Welch, 1948 y Wetzel y Likens, 1979, con base en O.D., T °C. Altitud y % ∞
BACTERIOLÓGICOS				
Coliformes fecales	s			NMX-AA-042/87
Estreptococos fecales	s			NMX-AA-042/87 *
<i>Salmonella</i> spp.	s			NMX-AA-042/87 *
<i>Vibrio cholerae</i>	s			NMX-AA-042/87 *
Huevos de helminto			f	NMX-AA-113-SCFI-99
AMIBAS ANFIZOICAS				
Aislamiento	s	m	f	Medios monoxénicos y axénicos
Identificación morfológica				Microscopía de luz y claves taxonómicas
Viabilidad				Observación del desarrollo de trofozoítos en medios específicos
Patogenicidad				Inoculación en ratones especie <i>Mus musculus</i> de la cepa CD-1
Desinfección con UV				Sistema Colimado
s: superficie, m: medio y f: fondo.				
* Adaptada				

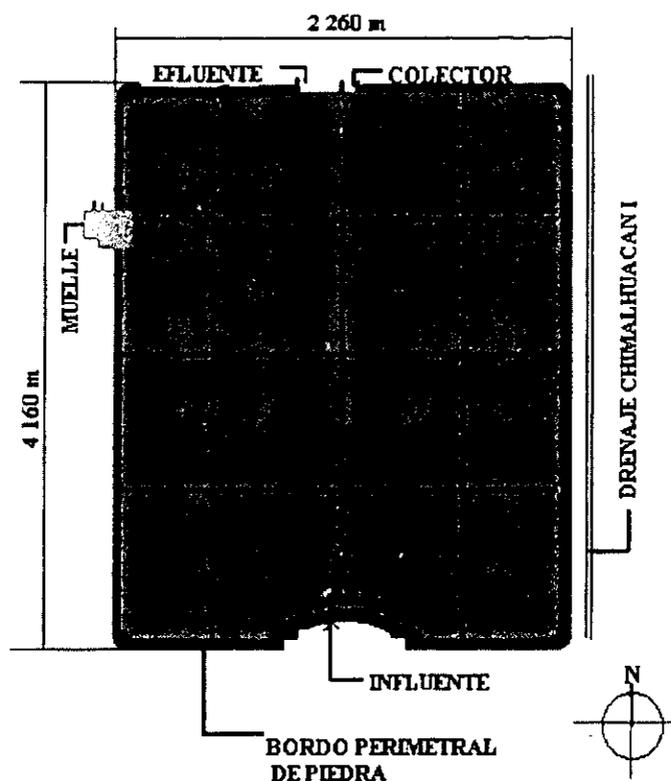


FIG. 5 LOCALIZACIÓN DE LAS 7 ESTACIONES DE MUESTREO

La descripción (claves, localización, profundidad) de las 7 estaciones de muestreo en el embalse Nabor Carrillo, que se manejaron a través del presente estudio se indican en la Tabla 7.

TABLA 7 DESCRIPCIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO EN EL LAGO NABOR CARRILLO

Número de Estación	Clave	Localización		Profundidad (cm)
		Latitud (N)	Longitud (O)	
1	E1a	19.456	98.986	NA
1	E1b	19.455	98.986	NA
2	E2 (s,m,f)	19.463	98.983	250
3	E3 (s,m,f)	19.457	98.981	170
4	E4 (s,m,f)	19.474	98.958	250
5	E5 (s,m,f)	19.465	98.957	220
6	E6	19.476	98.952	30

E1a, E1b: entradas, E6: salida s: superficie, m: medio, f: fondo

3. Muestreo

3.1. Periodicidad

La ubicación exacta de las estaciones se realizó por medio del GPS (Garmin 12). Los muestreos se efectuaron el segundo día correspondiente a la primera semana del mes con la siguiente periodicidad:

- Determinaciones fisico-químicas: mensualmente de abril a febrero
- Determinaciones bacteriológicas: mensualmente de abril a febrero
- Balances generales: dos muestreos en el año, el primero en el mes de junio (época de secas) y el segundo en el mes de septiembre (época de lluvias).
- Determinación de amibas patógenas de vida libre o anfizoicas: tres muestreos (septiembre, noviembre y febrero).
- Para determinar la dosis de desinfección con UV para amibas anfizoicas se realizaron pruebas al final del ciclo del muestreo

3.2. Toma de muestras

3.2.1. Físico-Químicos

Para la toma de muestras de medio y fondo se utilizó una botella de Van Dorn de 3 L de capacidad.

- Los perfiles de oxígeno disuelto y la temperatura (T°C), se midieron *in situ* (oxímetro YSI 57); cada 10 cm, en función de la profundidad en cada una de las estaciones seleccionadas.
- La conductividad K_{25} se determinó *in situ* (conductímetro Hach), para cada una de las 7 estaciones de muestreo (incluyendo para cuatro de ellas superficie, medio y fondo).
- El pH se determinó *in situ* (potenciómetro Hach), para cada una de las 7 estaciones de muestreo (incluyendo para cuatro de ellas superficie, medio y fondo).

- Para la alcalinidad (total y a la fenolftaleína) se tomaron muestras en recipientes de plástico de capacidad de 500 mL y correctamente etiquetadas con los siguientes datos:

Fecha de muestreo
Hora de muestreo
Número de estación
Nivel de la estación (superficie, medio y fondo)
Nombre del muestreador

Las muestras fueron transportadas al laboratorio en hieleras para ser de inmediato procesadas. Si esto no era posible, se mantenían en refrigeración sin exceder las 48 horas con respecto al muestreo (debido a que presentan un comportamiento conservativo, es decir, no se ven afectados por la actividad biológica, Margalef, 1983).

3.2.2. Bacteriológicos

Se utilizaron bolsas de plástico estériles preservadas con tiosulfato de sodio para neutralizar la acción del cloro sobre las bacterias. Al momento de su toma, la muestra se colocaba en el recipiente contra corriente, evitando llenarlo completamente y poder homogeneizar de forma adecuada. El volumen siempre fue mayor del requerido para prevenir posibles pérdidas durante la manipulación.

Las muestras fueron etiquetadas con los datos ya indicados anteriormente.

Una vez colectadas, las muestras fueron procesadas de inmediato. Cuando esto no era posible eran refrigeradas sin exceder de 6 a 24 horas, para muestras con alta y con baja turbidez, respectivamente; ya que tiempos superiores afectan la concentración microbiana y el resultado no es representativo (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

3.2.3. Amibas Anfizoicas para Pruebas de Desinfección con UV

Se tomaron de 50 a 100 mL de muestra, en recipientes de vidrio limpios y desinfectados. Una vez colectadas se mantuvieron a temperatura ambiente hasta su procesamiento sin exceder las 48 horas a partir del muestreo.

4. Análisis

4.1. Físico-Químicos

Se llevaron a cabo las determinaciones *in situ* de: temperatura y oxígeno disuelto (OD), conductividad (K_{25}) y pH. El parámetro de alcalinidad (total y a la fenolftaleína) se realizó en el laboratorio del Instituto de Ingeniería de la UNAM.

4.2. Recuentos Bacteriológicos (Técnica Filtro de Membrana, APHA, AWWA, WPCF, 1995)

Con respecto a los recuentos bacteriológicos se determinaron: coliformes termotolerantes (indicadores de contaminación incluidos en la NOM-001-ECOL/96 para aguas de uso agrícola), estreptococos fecales (cuya presencia es indicio de contaminación fecal de origen animal), *Salmonella* spp. y *Vibrio cholerae* (bacterias patógenas).

El análisis bacteriológico se realizó mediante la técnica de filtro de membrana (NMX-AA-042/1987), la cual consiste en pasar el agua a través de una membrana de acetato de celulosa y 0.45 μm de poro para que las bacterias presentes queden retenidas en ella. Las **Unidades Formadoras de Colonias (UFC)**, permiten estimar la densidad bacteriana en un volumen de muestra determinado (**ANEXO 1.2**).

4.3. Aislamiento, identificación, viabilidad y patogenicidad de amibas anfizoicas (De Jonckheere, 1977).

Además se realizaron estudios cualitativos de amibas potencialmente patógenas de vida libre o anfizoicas, como patrones alternos de calidad del agua. El principio de la técnica se basa en el aislamiento de las amibas, utilizando para ello medios monoxénicos (que proporcionan las sales y la fuente de carbono, en forma de bacterias, necesarios para su sostenimiento) y axénicos (se utilizan para aislar, axenizar y mantener las cepas que hayan crecido en el medio monoxénico). La identificación de las formas tróficas y quísticas fue a través de un microscopio de contraste de fases con objetivos de 20 \times y 40 \times y de acuerdo a Page (1988).

Para la identificación de amibas, un total de 45 muestras del lago Nabor Carrillo fueron procesadas, en colaboración con el laboratorio de Microbiología Ambiental (Amibas) de la ENEP- Iztacala (UNAM), en los meses de septiembre y noviembre de 1999 y febrero del 2 000. Las cajas petri con las amibas aisladas e identificadas, fueron selladas y mantenidas a temperatura ambiente -ya que de acuerdo a Culbertson (1981), aun cuando estos protozoos alcancen fase estacionaria y el suministro de bacteria disminuya, si la humedad se mantiene, los quistes pueden permanecer viables por meses y probablemente años-.

La prueba de patogenicidad se realizó exclusivamente a las amibas aisladas potencialmente patógenas, es decir a las identificadas morfológicamente como pertenecientes a *Acanthamoeba* spp. Para lo cual, un número de 5 ratones blancos, machos de la especie *Mus musculus* cepa CD-1, de 3 a 6 semanas de edad fueron inoculados intracerebral y nasalmente (ANEXO 2).

4.4. Desinfección por la Técnica Radiaciones UV (Sistema Colimado)

Para la desinfección con luz ultravioleta dos ensayos fueron llevados a cabo a partir de cultivos axénicos. Para ello, volúmenes de 50 mL de agua residual filtrada y esterilizada con valores entre 28% y 47% (simulando la baja transmitancia del agua del lago Nabor Carrillo) e inoculados con 200 μ L del medio axénico, conteniendo aproximadamente entre 1.6×10^4 quistes y trofozoítos de la cepa amibiana de referencia ATCC 30171 *Acanthamoeba culbertsoni* y de una cepa problema de *Acanthamoeba* spp. (aislada del lago Nabor Carrillo) fueron sometidos a intensidades de UV de 2.22×10^4 mW/cm² y 2.95×10^4 mW/cm², con tiempos efectivos de exposición desde 100 hasta 1 200 segundos. La Tabla 8 resume las condiciones de operación para los dos ensayos.

De forma casi inmediata, las muestras fueron recuperadas por centrifugación (a 2 500 rpm 15 min⁻¹), cuantificadas y sembradas en el medio NNE para su incubación a 30 °C. Diariamente las cajas fueron observadas al microscopio para determinar la eficiencia de inactivación (viabilidad) e incrementar o disminuir, según fuera el caso, el tiempo de contacto.

**TABLA 8 CONDICIONES DE OPERACIÓN PARA PRUEBAS DE DESINFECCIÓN CON UV
EN *Acanthamoeba* spp.**

Transmitancia (%)	Intensidad mW/cm ²	Tiempo de Exposición (s)
28 (0.335)*	2.22 x 10 ⁻⁴	100, 200, 300, 400
47 (0.488)*	2.95 x 10 ⁻⁴	200, 300, 400, 600, 800, 1 000, 1 200

Observaciones: factor determinado de tablas del equipo de UV
La dosis efectiva se obtiene por el producto de la intensidad y tiempo de exposición aplicado -mWs/cm²
Las pruebas se realizaron por triplicado

4.5. Balances Generales en Épocas de Secas y Época de Lluvias

Para el caso de los balances generales, la Tabla 9 muestra los parámetros que se determinaron exclusivamente en dos ocasiones, la primera en el mes de junio y la segunda en septiembre, representando época de secas y de lluvia respectivamente, de igual forma que tipo de nivel de estudios incluye (superficie, medio y fondo).

TABLA 9 BALANCES GENERALES DEL LAGO NABOR CARRILLO (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

Parámetro	Nivel			Técnica Norma
	s	m	f	
Físico-químicos				
Sólidos Suspendidos Totales	x	x	x	Método gravimétrico
Sólidos Disueltos Totales	x	x	x	Electrométrica Conductímetro (Marca Hach)
Dureza Total	X	x	x	Método volumétrico
Cloruros	x	x	x	Método argentométrico
Nitrógeno total	x	x	x	Método Kjeldahl (NMX-AA-026-1980)
DQO	x	x	x	Método de incubación por diluciones (reflujo cerrado, Hach), (NMX-AA-030-1981)
DBO ₅	x	x	x	NMX-AA018-1981
Sulfatos	x	x	x	Métodos turbidimétrico
Fosfatos (totales y P-PO ₄ ³⁻)	x	x	x	NMX-AA-029-1981 y EPA-365-2 respectivamente
NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺	x	x	x	Métodos espectrofotométricos (NMX-AA-079-1986, NMX-AA-029-1987 y NMX-AA-026-1980)
Sodio, potasio, calcio y magnesio	x	x	x	Espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer, modelo 1100B) Método generador de flama aire - acetileno
Metales pesados: Pb, Cd, Hg, Cr, Ba y As*			x	Espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer, modelo 1100B). Método generador de flama aire - acetileno, Vapor frío (Hg). Generador de hidruros (As y Sb)
Biológicos				
Huevos de helminto			x	NMX-AA-113-99
Amibas anfitoicas**	x	x	x	De Jonckheere, 1977

* As metaloide ** Los muestreo se realizaron en septiembre y noviembre de 1999 y en febrero del 2 000

RESULTADOS

1.1. Parámetros Físico-Químicos y Bacteriológicos

En el mes de marzo se llevó a cabo un estudio prospectivo, exclusivamente a nivel superficial del lago Nabor Carrillo. Los parámetros determinados fueron (Tabla 4):

- Físicoquímicos: temperatura (°C), oxígeno disuelto, % de saturación de oxígeno, conductividad (K_{25}), pH y alcalinidad total.
- Bacteriológicos: coliformes termotolerante

1.2. Descripción de Muestreo y Determinación de Parámetros Estacionales y Temporales

- En los meses de abril de 1999 a febrero del 2 000 se obtuvieron los perfiles para temperatura y oxígeno cada 10 cm
- Se realizaron las determinaciones de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos (en el segundo caso exclusivamente del nivel superior) para las estaciones internas como de las entradas y la salida del embalse.
- A partir de los datos de alcalinidad total y a la fenolftaleína se determinaron los valores de bicarbonatos y carbonatos correspondientes a los meses de mayo de 1999 a febrero del 2 000.
- Se realizaron dos balances generales (junio y septiembre) del Lago Nabor Carrillo: algunas determinaciones se efectuaron de forma externa en laboratorios acreditados.
- Con la finalidad de determinar si los análisis de los cationes y aniones principales fueron, de forma general, aceptables o no se realizó el balance iónico correspondiente. Valores de error por debajo de 5 % se consideran aceptables.

Las tablas de resultados obtenidos, así como los reportes emitidos por los laboratorios contratados se dan en el **ANEXO 3**.

1.3. Aislamiento, Identificación, Patogenicidad y Desinfección con UV de Amibas Anfizoicas

La Tabla 10 muestra los diferentes géneros identificados de amibas anfizoicas a partir de las 45 muestras procesadas hasta medio axénico, longitud, tanto de quistes como de trofozoítos, y patogenicidad reportada en la literatura. En el ANEXO 4 se muestran fotografías de algunos de estos grupos.

TABLA 10 GÉNEROS DE AMIBAS AISLADAS E IDENTIFICADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO

Estación de Muestreo	Géneros Identificados	Longitud promedio (µm)		Patogenicidad reportada en la literatura
		Quiste	Trofozoíto	
1 ^a , 1b	<i>Rosculus ithacus</i>	5 a 12	4 a 12	-
2,	<i>Rosculus ithacus</i>	5 a 12	4 a 12	-
2b	<i>Acanthamoeba</i> spp.	15 a 20	15 a 35	+
3 ^a	<i>Acrasis</i> spp.	5 a 12	5-17	-
	<i>Rosculus ithacus</i> ,	5 a 12	12 a 15	-
	<i>Vannella ustiana</i> ,	7 a 12	30 a 65	-
	<i>Vahlkampfia ustiana</i> ,	6 a 13	9 a 14	-
	<i>Cochliopodium</i> spp.	5 a 9	7 a 20	-
3b	<i>Acanthamoeba</i> spp.	15 a 20	15 a 35	+
4b	<i>Vannella platypodia</i>	6 a 12	8 a 19	-
5b	<i>Acanthamoeba</i> spp.	15 a 20	15 a 35	+
6	<i>Hartmannella vermiformis</i>	4 a 9.5	12 a 37	±

+: positiva, -: negativa, ±: en estudio

Fuente: Martínez, 1993; Martínez y Visvesvara, 1997 y Page, 1988.

Descripción de *Acanthamoeba* spp.

Los trofozoítos fueron identificados por características morfológicas y presentan:

- acantopodios, entre 25 a 35 µm.
- citoplasma, finamente granular
- un solo núcleo con un nucleolo central rodeado por un halo
- vacuolas alimenticias evidentes en el citoplasma.

Los quistes presentan:

- una doble pared,
- forma estrellada, hexagonal, poligonal o esféricos
- miden 15 a 20 µm de diámetro aproximadamente.

La prueba de patogenicidad se llevó a cabo únicamente con las amibas de vida libre potencialmente patógenas, es decir, con los aislamientos obtenidos de *Acanthamoeba* spp. de las muestras 2b y 5b (Tabla 10). Para el caso de la muestra 3b (donde dicha amiba, también fue identificada), no fue posible determinar su patogenicidad, debido al crecimiento lento y reducido mostrado por la amiba en los medios axénico y monoxénico, por lo que la prueba no sería representativa. La Tabla 11 muestra los resultados obtenidos tanto por inoculación intracerebral como nasal.

TABLA 11 PRUEBA DE PATOGENICIDAD DE *Acanthamoeba* spp. EN RATONES

	<i>Acanthamoeba</i> spp. inoculadas (1.6×10^4 células/0.02 mL)			
	2b		5b	
	Intracerebral	Nasal	Intracerebral	Nasal
Número de ratones inoculados	5	5	5	5
Número de ratones muertos	5/5	Autopsia (5/5)	5/5	Autopsia (5/5)
Intervalos de decesos (días)	3-5	21*	3-5	21*
Patogenicidad	+	+*	+	+*

* La autopsia muestra invasión de los trofozoitos de *Acanthamoeba* spp. en cerebro y pulmón.

Para el caso de las pruebas de desinfección con UV, a partir de los cultivos axénicos de *Acanthamoeba culbertsoni* y *Acanthamoeba* spp. (cepa de referencia y aislamiento del lago, respectivamente), la Tabla 12 muestra resume los resultados de inactivación obtenidos para en cada uno de los ensayo.

TABLA 12 RESULTADOS DE INACTIVACIÓN DE *Acanthamoeba* spp. POR DESINFECCIÓN CON UV (SISTEMA COLIMADO)

Tiempo (s)	Dosis Efectiva de UV (mWs/cm ²)	Inactivación (unidades logarítmicas)	
		<i>Acanthamoeba culbertsoni</i> cepa control	<i>Acanthamoeba</i> spp. Aislada del lago
		Promedio (desviación estándar)	Promedio (Desviación estándar)
0.0	0.0	0 ± 0	0 ± 0
^a 100	7.4	0 ± 0	0 ± 0
^a 200	14.9	0 ± 0	0 ± 0
^a 300	22.3	0 ± 0	0 ± 0
^b 200	28.8	0 ± 0	0 ± 0
^b 400	29.8	0 ± 0	0 ± 0
^b 300	43.2	1.5 ± 0.6	1.6 ± 0.9
^b 400	57.6	1.8 ± 1.2	2.0 ± 1.4
^b 600	86.4	2.2 ± 0.6	2.3 ± 0.8
^b 800	115.2	2.5 ± 2.3	2.5 ± 2.0
^b 1000	144.0	3.4 ± 3.0	3.9 ± 3.4
^b 1200	172.8	4.4 ± 3.5	4.4 ± 3.8

^a: transmitancia 28 (factor de 0.335), intensidad de 2.22×10^{-4} ^b: transmitancia 47 (factor de 0.488), intensidad de 2.95×10^{-4} .

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

1. FISICO-QUÍMICOS

1.1. Variación de Temperatura y OD

La absorción de la energía solar en un lago está influenciada por parámetros físicos, químicos y, bajo ciertas condiciones, bióticos del agua. Es evidente que el mayor aporte de calor a los lagos se da por la radiación solar, que puede ser muy importante en las zonas tropicales durante todo el año. La energía que distribuye el calor en un lago es producida casi en su totalidad por la energía eólica y, en una mínima parte, por sedimentos en lagos poco profundos (Margalef, 1983; Ruttner, 1963 y Wetzel, 1975). La mezcla producida por el roce del viento en la superficie del agua es proporcional a la intensidad del mismo.

A lo largo del estudio, los valores y el intervalo de variación tanto de la temperatura como del oxígeno disuelto estuvieron determinados por los factores climáticos (Vientos durante todo el año, cuyas velocidades oscilan entre 10 a 20 km h⁻¹ y, en ocasiones, hasta 80 km h⁻¹, y precipitación pluvial media anual de 600 a 1200 mm, Cruickshank, 1984), así como por las características morfométricas del lago (extensa superficie, 920 ha., y poca profundidad, promedio de 2.53 m con base en el estudio prospectivo de marzo de 1999). Ambos aspectos probablemente propiciaron que las aguas del embalse estuvieran en constante movimiento.

Para la interpretación de los resultados, se trabajaron los perfiles tanto de temperatura como de OD, considerando profundidad y semanas de muestreo correspondientes al día y mes de muestreo. La Tabla 13 muestra la relación entre la fecha de muestreo y semana del año correspondiente

TABLA 13 CORRESPONDENCIA ENTRE FECHA DE MUESTREO Y SEMANAS DEL AÑO

Fecha de muestreo	Semana del año
13 de abril 1999	16
11 de mayo de 1999	20
15 de junio de 1999	25
06 de julio de 1999	28
02 de agosto de 1999	32
06 de septiembre de 1999	37
05 de octubre de 1999	41
04 de noviembre de 1999	45
14 de diciembre de 1999	51
04 de enero del 2 000	54
16 de febrero del 2 000	61

1.1.1. Temperatura

Las propiedades únicas del alto calor específico del agua permiten la acumulación de calor a partir de la disipación de la energía luminosa. La retención del calor está acoplada a los factores que influyen en su distribución dentro del sistema lacustre: trabajo físico de la energía del viento, corrientes y otros movimientos de agua y pérdidas de agua, todos ellos relacionados con la morfometría del vaso. Los patrones de distribución resultantes influyen en forma fundamental sobre ciclos físicos y químicos de los lagos, que a su vez determinan fuertemente su producción, utilización y descomposición (Margalef, 1983 y Wetzel, 1975).

Existen básicamente dos patrones de distribución térmica: estratificación y mezcla. En el primer caso, el agua superficial es calentada más rápidamente que la distribución de calor por mezclado. Al calentarse, las aguas superficiales se vuelven menos densas y la resistencia térmica al mezclado aumenta marcadamente en la termoclina (plano o superficie de máxima tasa de disminución de temperatura con respecto a la profundidad). Una diferencia de unos cuantos grados es suficiente para impedir la circulación completa de toda la columna del agua. A partir de la estratificación, el agua queda dividida en tres regiones de diferente temperatura, que son altamente resistentes al mezclado entre sí, por constituirse la termoclina en una barrera física (picnoclina). La superior es una capa de agua más o menos uniformemente caliente, circulando y relativamente turbulenta, denominado epilimnion. La inferior, profunda, fría y relativamente tranquila, se llama hipolimnion. La capa intermedia exhibe el gradiente térmico pronunciado (termoclina) y se denomina metalimnion (Hutchinson y Löffler, 1956; Lewis, 1983 y Paschalski, 1964).

La mezcla se da cuando las aguas superficiales se enfrían como resultado de una entrada negativa de calor al lago y la pérdida del mismo excede a la aportada por la radiación solar. Las aguas superficiales, así enfriadas, son más densas que el agua subyacente del epilimnion y se hunden, mezclándose mediante una combinación de corrientes de convección y circulación epilimnética inducida por el viento. Tal fenómeno tiende a empujar la termoclina hacia el fondo, a tal grado que la transición de estratificación a mezcla y viceversa se puede llevar a cabo en unas cuantas horas, especialmente si va asociada con altas velocidades del viento. La variación temporal de la temperatura es fundamental para establecer el tipo de régimen

térmico que domina en un cuerpo de agua y la alternancia de épocas con estratificación y con mezcla (Hutchinson, 1957 y Wetzel, 1975).

Para el caso del lago Nabor Carrillo, el valor promedio de la temperatura del agua (incluyendo los obtenidos en el estudio prospectivo para el mes de marzo) correspondió a $17.8\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2.9\text{ }^{\circ}\text{C}$, lo que confiere al embalse un carácter de cuerpo de aguas cálido. Los valores mínimo y máximo de abril de 1999 a febrero del 2000 fueron de $11.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $24.0\text{ }^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Presentó un régimen térmico superficial dividido en dos temporadas: una de abril a septiembre con valores de $19.8\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, y otra de octubre a febrero con valores de $14.5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1.1\text{ }^{\circ}\text{C}$.

En el caso de las cuatro estaciones monitoreadas, la temperatura presentó dos marcados períodos de mezcla, el primero –corto- se observó alrededor de junio y el segundo –más prolongado- de septiembre a diciembre, ampliándose en ocasiones hasta febrero (estaciones 2, 4 y 5). La estratificación se dio de marzo a mayo y de julio a agosto (FIGS. 6 y 8).

De tal forma, tenemos un lago con dos períodos de mezcla y dos períodos de estratificación en el lapso de muestreo. Sin embargo, dado que el gradiente de temperatura es mínimo (entre 1 y $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ de la superficie al fondo), el embalse no presenta un perfil típico de estratificación (con epilimnion, metalimnion y hipolimnion bien marcados), sino sólo un gradiente asimilable a un “metalimnion” que ocupara toda la columna. Adicionalmente, Beadle (1969) establece que en un lago tropical, el efecto de un intervalo de $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ o menos ejerce un efecto más acusado que si el mismo gradiente se diera en un lago templado, debido a que a temperaturas más altas, una pequeña diferencia entre los valores superficiales y de fondo establecen una barrera más marcada y, por ende, una estratificación efectiva. Así pues, se puede afirmar que las épocas de estratificación efectivamente lo son.

De acuerdo con Hutchinson y Löffler (1956), tal comportamiento parecería corresponderse con un lago dimictico, lago que circula libremente dos veces al año. En este tipo de lagos, la circulación se presenta en primavera y otoño y están directamente estratificados en verano e inversamente en el invierno. Estos lagos representan el tipo más común de estratificación térmica observada en las regiones templadas frías y en elevaciones altas de las latitudes

subtropicales. Sin embargo, difícilmente podríamos afirmar un carácter dimíctico para el Nabor Carrillo, considerando además que en nuestra latitud sólo se presentan dos estaciones en el año (secas y lluvias).

Así mismo, se podría considerar el régimen polimíctico: lagos en zona tropical, estratificados pero con frecuentes períodos de circulación al año. Las variaciones anuales de temperatura son pequeñas en los trópicos y zonas ecuatoriales y resultan en repetidos períodos de circulación entre intervalos cortos de calentamiento y estratificación débil, seguidos por períodos de enfriamiento rápido. Bajo estas circunstancias, la circulación convencional es suficiente, en combinación con el viento, para desbaratar la estratificación (Hutchinson y Löffler, 1956 y Lewis, 1973). Sin embargo, la temperatura del Nabor Carrillo es elevada, por lo que la explicación funcional más adecuada para este tipo de estratificación térmica la constituirían los lagos polimícticos cálidos. Los lagos con este régimen son someros, con fuerte influencia del viento y forman estructuras de densidad estable sólo por algunas horas al día (p. c. continuo) o por varios días (p. c. discontinuo), debido a pequeñas ganancias de calor en la superficie, mismas que serán eliminadas por episodios de mezcla masivos, a causa de una relativa pérdida de la temperatura en la superficie (Lewis, 1973).

Así pues, se puede concluir que el régimen térmico del Nabor Carrillo es polimíctico cálido, probablemente discontinuo, con base en los registros de temperatura observados. Sin embargo, se ha de tomar en cuenta que el muestreo siempre fue muy temprano (entre 7:30 y 11:00 A.M.) porque posteriormente, los vientos se hacían muy fuertes y volvían peligroso el muestreo (incluso en el mes de octubre se tuvo que interrumpir el muestreo a pesar del horario temprano, además de que la Comisión del lago de Texcoco no permite el acceso al mismo después de las 13:00), de manera que fue imposible comprobar si la estratificación se mantenía o no a lo largo del día. En caso de que la estratificación se rompa diariamente, el lago Nabor Carrillo se encontraría bajo un régimen térmico polimíctico cálido continuo

1.1.2. Oxígeno Disuelto

El oxígeno representa uno de los parámetros fundamentales en los lagos. La tasa de su utilización con relación a la síntesis de materia orgánica (fotosíntesis) permite una evaluación aproximada

del metabolismo de los lagos en su conjunto (Wetzel, 1983). Los niveles de oxígeno disuelto en aguas de cualquier tipo dependen de la actividad:

- Física
- Química y
- Bioquímica

Los valores absolutos de oxígeno se muestran en la Tabla 14

TABLA 14 VALORES ABSOLUTOS DEL OXÍGENO

Valores absolutos (mg L ⁻¹)	Tipo de Ambiente
0	Anoxia
0 a 1	Microaerofilia
1.5	Se entorpece la actividad de los peces resistentes y se incrementa su sensibilidad a las sustancias venenosas. En el caso de los metales pesados, interfieren la respiración, de modo que sus propiedades dañinas se amplifican
2	Mínimo necesario para cría de peces de baja calidad económica (bagre, carpa, tilapia, pez gato, ciclidos, charal). Se limita el metabolismo basal, la acción dinámica específica de los alimentos y de la actividad del organismo
5	Mínimo necesario para cría de peces de elevada calidad económica (trucha y salmón)

Fuente: Brock, 1988; Ellis 1937, Margalef, 1983 y Tebbutt, 1994.

En el Nabor Carrillo, la estratificación del oxígeno es mucho más marcada que la temperatura debido a que el clima está influenciando menos el comportamiento de éste parámetro. En general, el lago se mantiene bien oxigenado superficialmente ($9.3 \text{ mg L}^{-1} \pm 3.9 \text{ mg L}^{-1}$), lo cual se debe principalmente a la influencia de la producción primaria (Wetzel, 1975). Sin embargo, a profundidad media y a fondo se observan valores en bajas concentraciones ($4.7 \text{ mg L}^{-1} \pm 3.1 \text{ mg L}^{-1}$ y $1.9 \text{ mg L}^{-1} \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente), debido en parte a la consistente sobresaturación en la superficie y a la utilización del mismo en la descomposición de la materia orgánica acumulada en el fondo. En las figuras 7 y 9 se aprecia claramente que OD está estratificado, es decir, que presenta un comportamiento clinogrado.

También y debido a la bomba de oxígeno, los valores de oxígeno no alcanzan el mínimo necesario en buena parte del embalse para la cría de peces de baja calidad económica, lo cual deja inoperativa la meta de utilizar al lago Nabor Carrillo para la piscicultura.

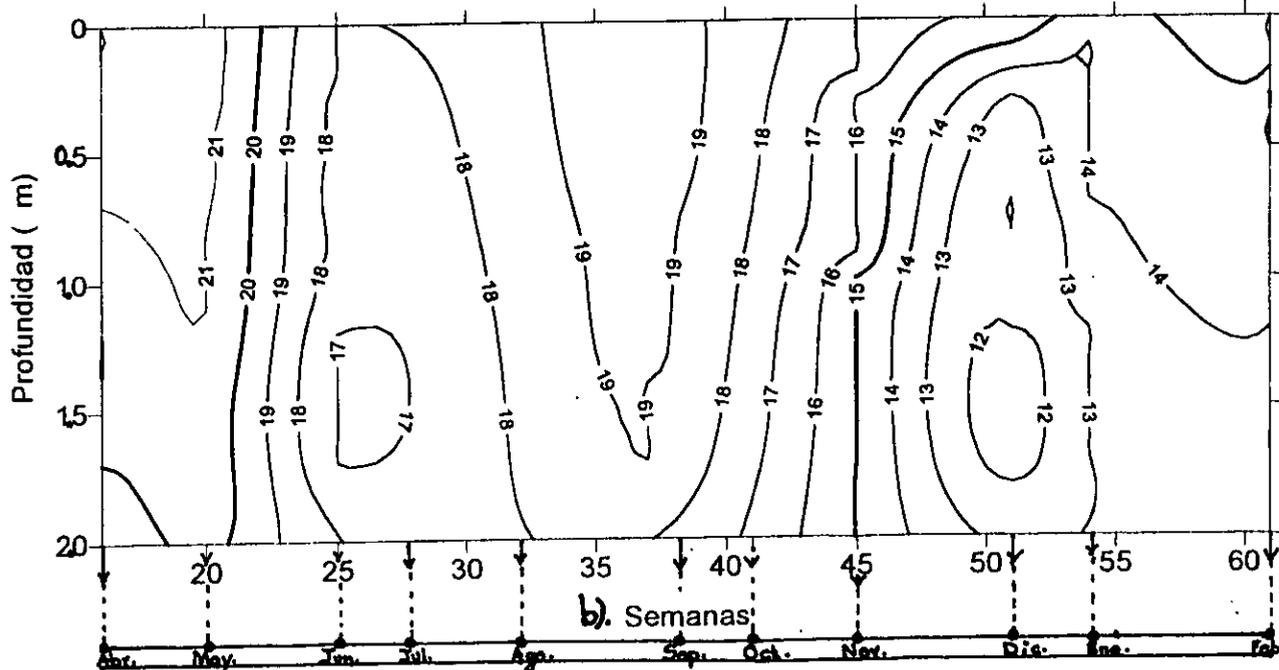
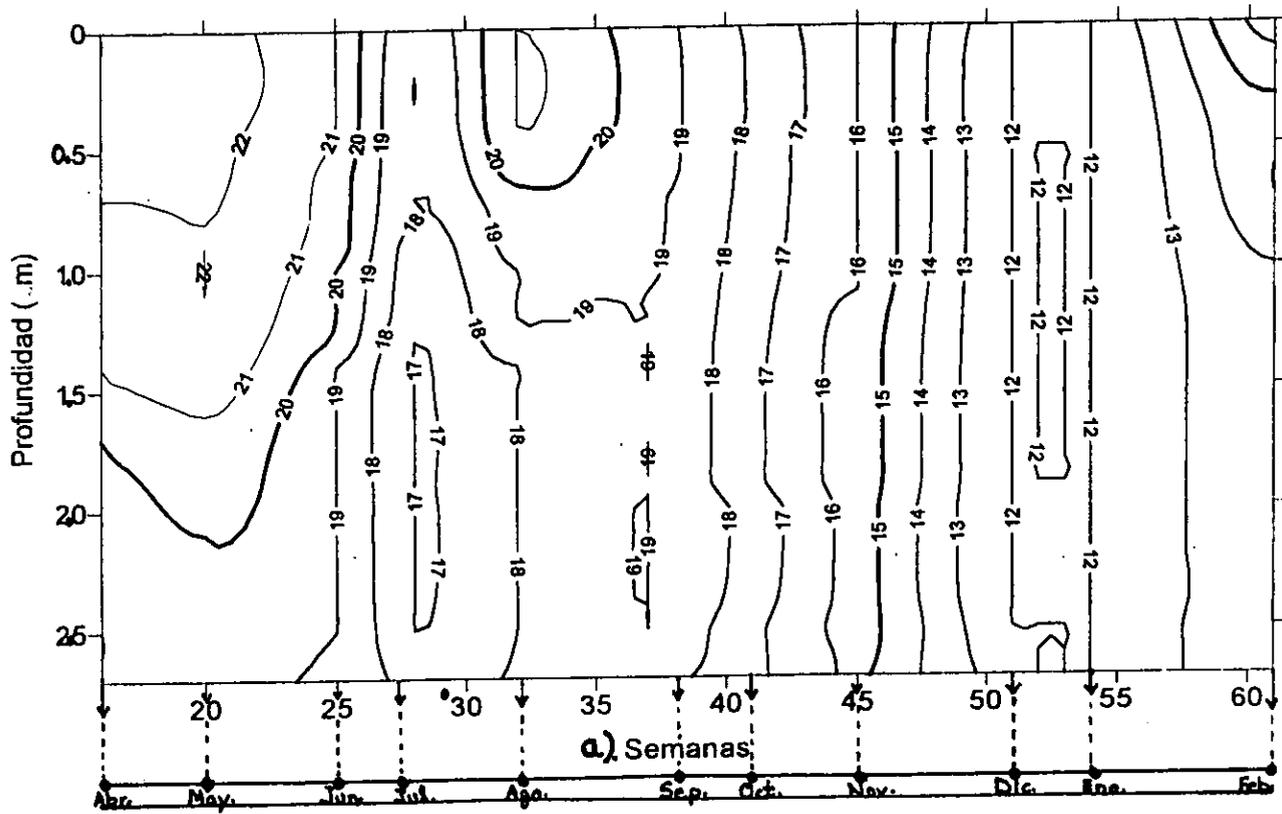


FIG. 6. PERFILES DE TEMPERATURA (°C) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61).

a: ESTACIÓN 2, b: ESTACIÓN 3

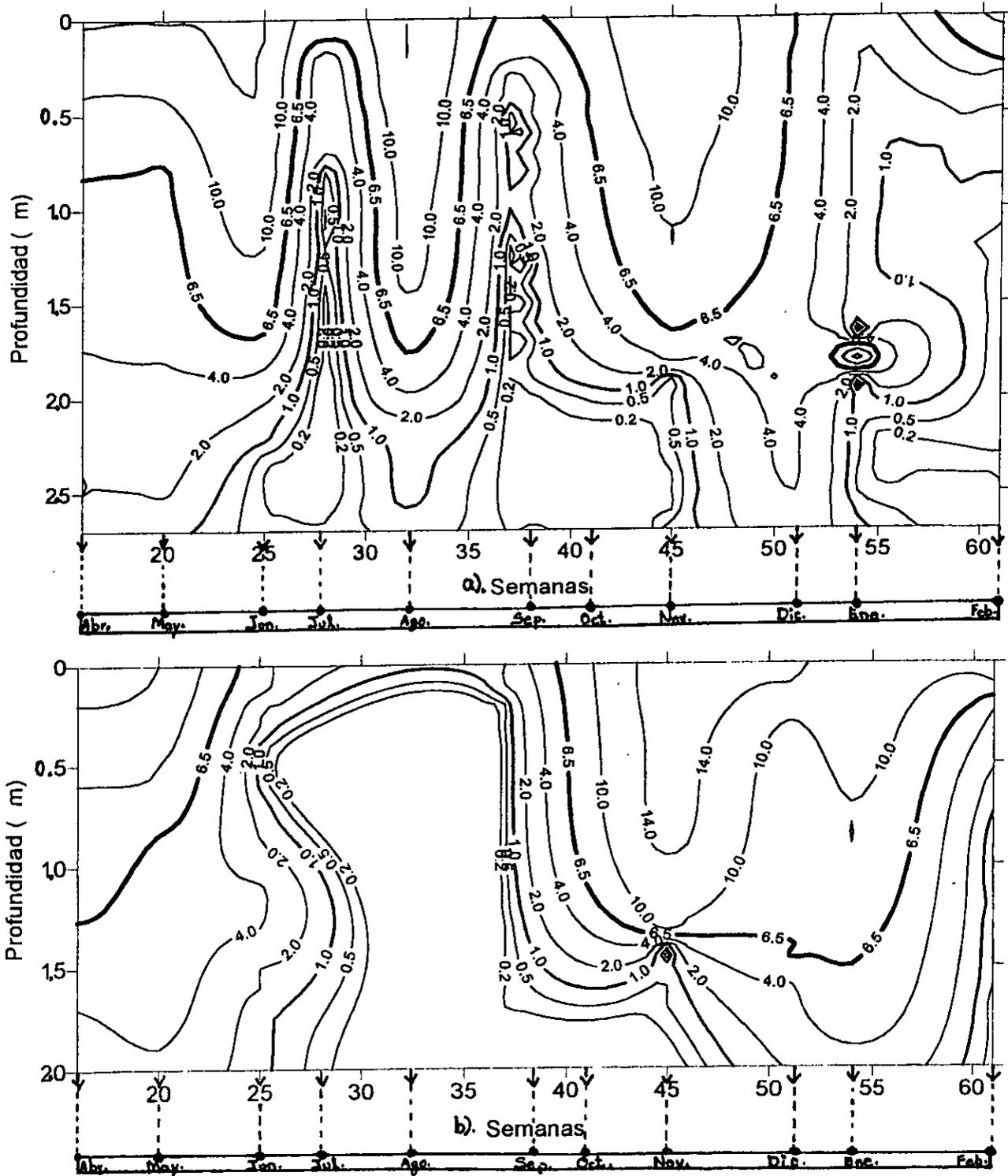


FIG. 7. PERFILES DE OXÍGENO DISUELT O (mg L⁻¹) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61).

a: ESTACIÓN 2, b: ESTACIÓN 3

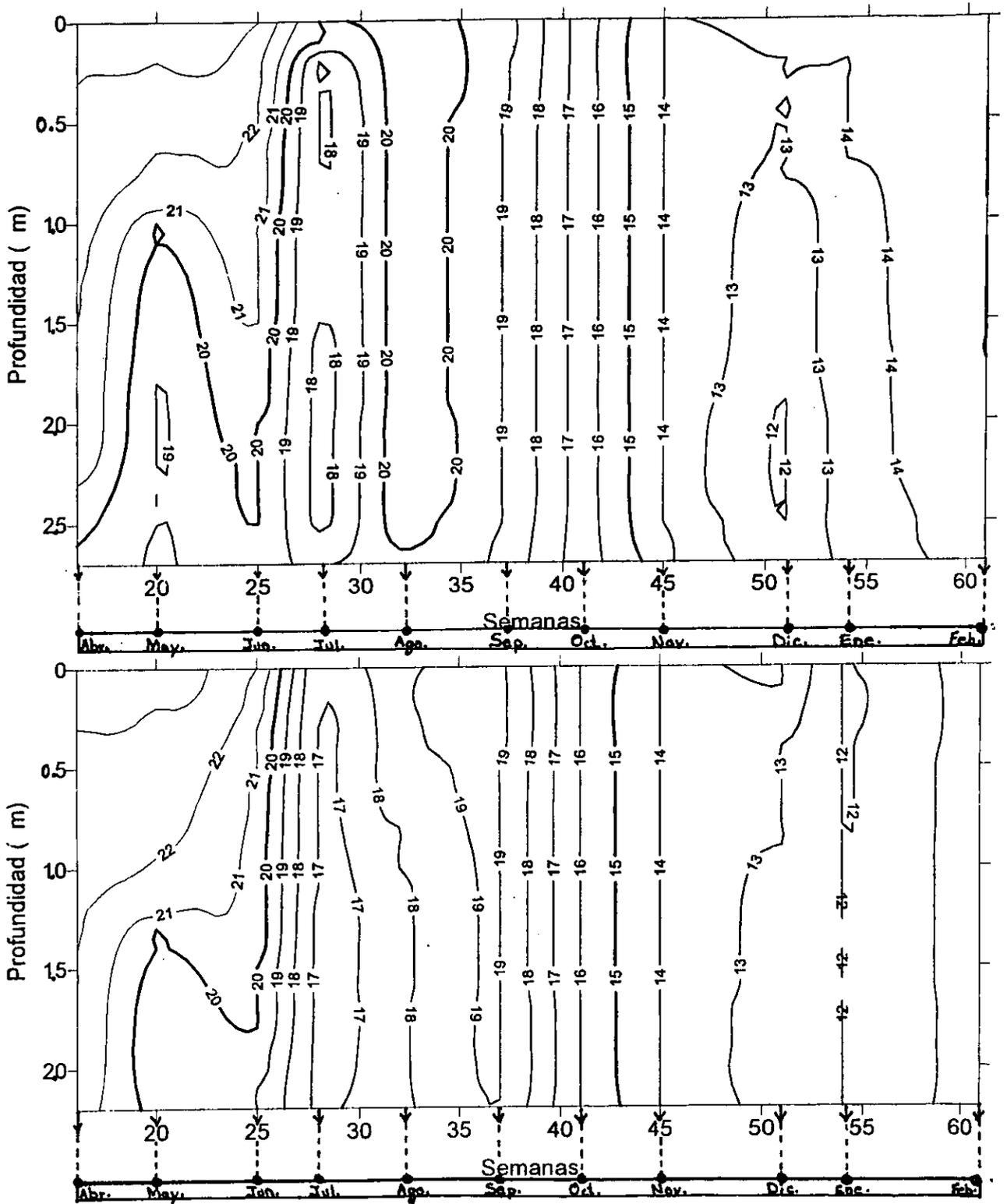


FIG. 8. PERFILES DE TEMPERATURA (°C) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61).

a: ESTACIÓN 4, b: ESTACIÓN 5

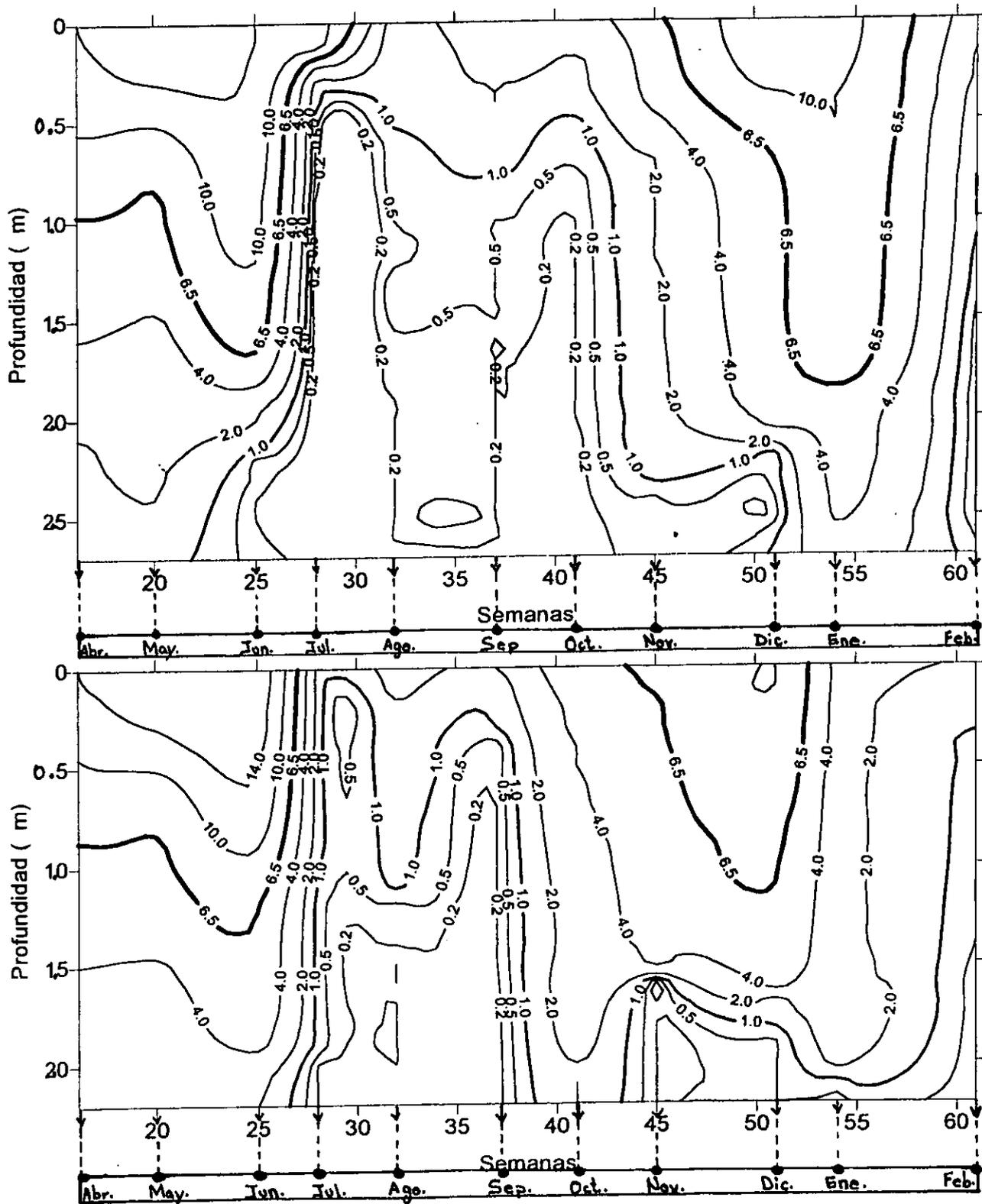


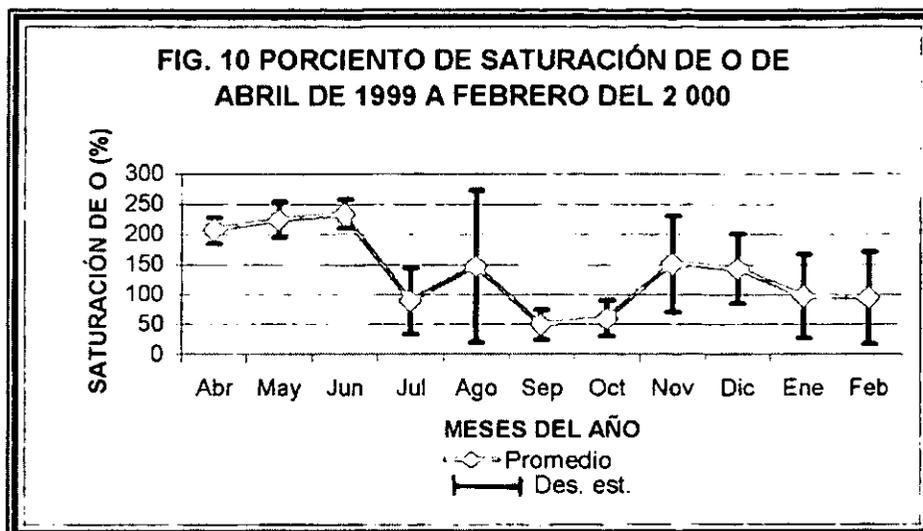
FIG. 9. PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO (mg L⁻¹) DE ABRIL DE 1999 (SEMANA 16) A FEBRERO DEL 2 000 (SEMANA 61).

a: ESTACIÓN 4, b: ESTACIÓN 5

1.1.3. Porcentaje de Saturación de Oxígeno

El intercambio de gas entre la atmósfera y el agua es un proceso dinámico, que tiende a alcanzar el 100 % de saturación, cuando la presión parcial del gas es la misma en ambos medios; entonces, las moléculas entran y salen en cada fase con la misma relación. Cuando la presión parcial en un medio es alta, habrá un flujo neto de gas de esta fase a la otra (Wetzel, 1975). En los cuerpos de agua, la sobresaturación de oxígeno se da en la zona superficial a causa de una fotosíntesis activa que genera grandes cantidades de oxígeno que escapa a la atmósfera; a este fenómeno se le denomina “válvula” o “bomba de oxígeno” (Margalef, 1983).

La sobresaturación promedio en el Nabor Carrillo es de $138 \% \pm 63 \%$, la bomba de oxígeno varía de $> 100 \%$ a 230% en todos los meses, excepto en septiembre y octubre (meses en que el comportamiento clinogrado del oxígeno no es tan acentuado, indicando una distribución más efectiva del mismo en la columna) (FIG. 10). Valores de sobresaturación tan elevados deberían implicar forzosamente la existencia de anoxia en el fondo, por pérdida de grandes cantidades de oxígeno hacia la atmósfera, lo cual -a su vez- impide su entrada. De esta forma, la superficie del ecosistema funciona como una válvula de oxígeno, pieza fundamental para entender el proceso de eutroficación, en reflejo de la situación imperante en el lago, lo que permite considerar al lago como una especie de “bosque” o pulmón del área (Margalef, 1983). A pesar de esperarse anoxia, en su lugar se detectaron valores de microareofilia o incluso se rebasaron los 2.0 mg L^{-1} (mes de octubre). La pregunta a contestar, pues, no es por qué se presenta microareofilia, sino por qué no hay anoxia. Una explicación probable podría ser que diariamente se rompe la termoclina a últimas horas de la tarde, cuando los vientos son más fuertes y la radiación solar se halla declinando. En este sentido, la microareofilia del fondo actuaría como indicación de que el lago quizá sea polimíctico cálido continuo en lugar de discontinuo.



1.1.4. Transparencia (Disco Secchi)

La transparencia del disco Secchi constituye el método más antiguo y sencillo para medir la transparencia del agua, fue introducido por el italiano, A. Secchi, en el año de 1865. En la práctica representa una de las propiedades ópticas de los cuerpos de agua, con base en la profundidad media del punto donde el disco (generalmente de aluminio pintado de blanco, de 20 a 30 cm de diámetro, lastrado y sujeto con una cuerda con intervalos de longitud en m y cm) desaparece cuando es visto desde el lado sombreado de la embarcación, y el punto donde reaparece al extraerlo después de haberlo bajado más allá del punto de visibilidad. Se ha calculado que el disco desaparece aproximadamente en la región de transmisión entre el 5 % y el 1 % de la luz (Reid y Wood, 1976).

La transparencia del disco Secchi es esencialmente una función de la reflexión de la luz desde el disco sumergido, es decir, que mide el grado de penetración de la luz en el cuerpo de agua. Esta penetración está influenciada tanto por las características de absorción del agua, como por la materia disuelta y suspendida en la columna. Dentro de límites generales la reducción en la transmisión de luz con relación a las mediciones de transparencia de Secchi está asociada, en gran parte, con el aumento de dispersión por materia suspendida (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

La medida del disco de Secchi resulta útil para realizar una estima aproximada del grosor de la capa trofógena o fótica (donde hay luz suficiente para que la fotosíntesis -F- supere la respiración -R- y hay, por lo tanto, producción neta de materia orgánica y oxígeno) y de la capa trofólítica o afótica (donde la luz es insuficiente y $R > F \geq 0$, por lo tanto hay consumo neto). Ambas capas se delimitan por el nivel o profundidad de compensación (la zona donde la $F = R$ y, por lo tanto, la producción de oxígeno se compensa con su consumo). En relación con el Disco de Secchi, conviene considerar que la intensidad de la luz en la profundidad de compensación es de 1 % de la luz que penetra por la superficie del agua (Feuillade, 1985). Con base en la ley de Lambert-Beer, y despejando la zona de compensación (Z_c , para $F = R$), aquella en donde la intensidad de la luz original incidente ha disminuido en un 99 % (Margalef, 1983), tenemos lo siguiente:

$$I_{\lambda z} = I_{\lambda 0} e^{-k\lambda z} \quad (1)$$

- $I_{\lambda z}$ = intensidad de la luz de longitud de onda λ remanente en z
- $I_{\lambda 0}$ = intensidad de la luz de longitud de onda λ en superficie
- e = base del logaritmo natural
- $k\lambda$ = coeficiente de extinción del agua (proporcional a la cantidad de luz λ que todavía no se ha extinguido en z , igual a una constante/D.S. (en m).
- z = profundidad en m.

$$I_z/I_0 = e^{-kz} \quad (2)$$

$$\ln(I_z/I_0) = -kz \quad (3)$$

$$\ln I_z - \ln I_0 = -kz \quad (4)$$

$$Z = (-\ln I_z + \ln I_0)/k. \quad (5)$$

Pero en la profundidad de compensación z_c

$$I_z = 1\% I_0, \text{ ó } I_z = 1 \text{ e } I_0 = 100 \quad (6)$$

$$Z_c = (-\ln 1 + \ln 100)/k(DS) \quad (7)$$

$$Z_c = \ln 100/k(DS) \quad (8)$$

Donde el valor del coeficiente de extinción promedio (medido a través de fotómetro de inmersión) considerado para el cuerpo de agua varía de 1.5 a 2.0. Sin embargo, dado que la

estima de la Z_c es aproximada y que la constante de 1.84 es usada por algunos expertos en aguas continentales (Feuillade –1985-), se escogió la misma, de manera que la profundidad de compensación es:

$$Z_c = (\ln 100 / 1.84) DS = 2.5 DS \quad (9)$$

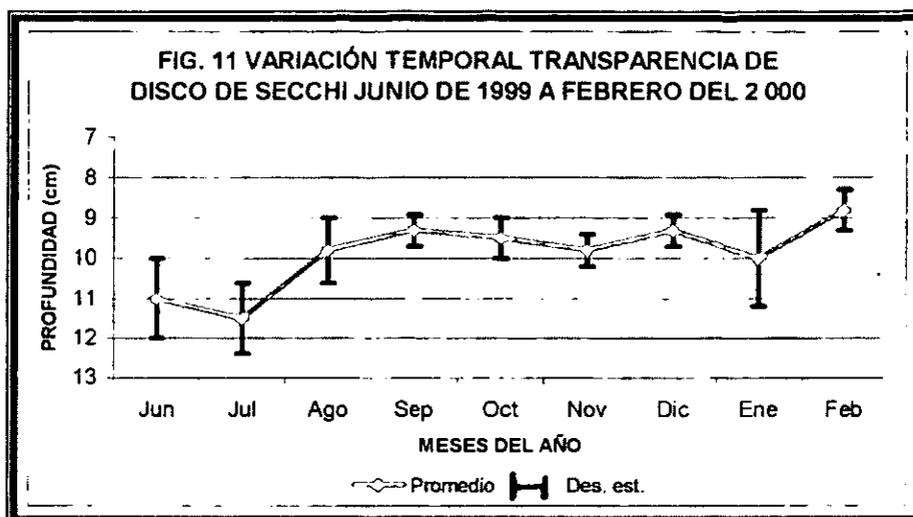
Es decir, la zona fótica se estima aproximadamente multiplicando la profundidad del disco de Secchi por 2.5. En el caso del Nabor Carrillo, la transparencia del Disco de Secchi en el es baja (FIG. 11), con un promedio de $9.9 \text{ cm} \pm 0.8 \text{ cm}$ (C.V. 8.2 %). Por ello, la zona donde se lleva a cabo la producción neta de materia orgánica es de alrededor de 0.25 m por debajo de la superficie del agua (ec. 10), con lo que la columna donde dominan los procesos de degradación es de aproximadamente 2.25 m (ec. 11)

$$2.5 \text{ m} (0.099 \text{ m}) = 0.2475 \approx 0.25 \text{ m} \text{ ó } 25 \text{ cm} \quad (10)$$

La zona trofólítica ($0 \leq F \leq R$):

$$2.5 \text{ m} - 0.25 \text{ m} = 2.25 \text{ m} \text{ ó } 22.5 \text{ cm} \quad (11)$$

De acuerdo con Díaz (1987), esta situación es característica de los embalses mexicanos del altiplano debido a las condiciones climáticas y a la morfometría resultante de su formación. Otra explicación reportada por Margalef (1983) para este tipo de lagos es la densidad de la población fitoplanctónica y si esto se asocia a la producción primaria es de esperar la baja transparencia. Asimismo, el hecho de que la producción masiva de oxígeno se dé en el primer 10% de la columna de agua –donde, además, se establece la bomba de oxígeno-, mientras que en el 90% restante se dan procesos de degradación, es otro factor adicional para explicar los bajos valores de oxígeno, esperándose una anoxia que no llega a producirse probablemente por la destrucción frecuente de la estratificación térmica.



1.2. Comportamiento Horizontal Espacial y Temporal

Con relación a la determinación de la dinámica espacial y temporal, sólo los descriptores conservativos (conductividad, pH, alcalinidad) presentaron similitudes entre las cuatro estaciones internas de muestreo, lo que permite asegurar que, al menos estadísticamente (promedio de los tres parámetros % C.V. 3.7 ± 0.6 , comparando entre niveles dentro de la columna), no existen zonas diferenciadas horizontalmente en el lago, ni presenta un comportamiento diferente entre épocas del año. Probablemente la baja profundidad de la mayoría de los lagos salinos, permite que la acción de los vientos mezcle completamente el agua.

El comportamiento homogéneo del embalse puede deberse a las condiciones climáticas de la zona. El cual según Köppen modificado por García (1973), es BSKW(W)(L) aunque es importante señalar que en la región se presentan condiciones microclimáticas particulares debido principalmente a las características orográficas, las cuales provocan una variación de oriente a poniente que va desde un clima templado semihúmedo, hasta un seco estepario. La influencia del viento, que en la zona es de tres tipos: altura (dominantes del NE y SSE), convectivos y rasantes que originan las tolveneras, es sin duda determinante en la mezcla de la masa del agua y, por ello, la poca diferenciación espacial durante todo el período de muestreo (de abril de 1999 a febrero del 2 000), así como por otro lado las lluvias que modifican la disolución de los iones.

Con base en los parámetros no conservativos (es decir, que varían en espacio y tiempo porque se hallan afectados por la actividad biológica, DS, OD, %SO), se observaron diferencias estadísticas tanto en las zonas horizontales como entre las épocas del año (promedio % C.V. 39.2 ± 23.3).

1.3. Comportamiento Vertical de Descriptores Conservativos

En lo que respecta al comportamiento vertical -con excepción del oxígeno disuelto y de la temperatura, que no se comportan como conservativos (conductividad, alcalinidad y pH)-, la mayoría de los parámetros no presentaron diferencias apreciables entre las concentraciones superficiales, de profundidad media y de fondo. Tal comportamiento se debe a que estos parámetros no se ven afectados directamente por la actividad biológica y a que el Nabor Carrillo muestra un comportamiento polimíctico cálido (mezclas frecuentes) que difunden adecuadamente las concentraciones de parámetros en toda la columna.

1.3.1. Conductividad

El promedio total de mineralización de las aguas se midió con la conductividad estandarizada a 25 °C (K_{25}), y representa la expresión numérica de la habilidad del agua para conducir la corriente eléctrica, a causa de la gran cantidad de iones presentes (de las cuales se hablará más adelante). La K_{25} promedio resultó de $4941 \mu\text{S cm}^{-1} \pm 150 \mu\text{S cm}^{-1}$. Se trata de un agua salina (rebasando la conductividad del agua dulce, de $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$, APHA, AWWA, WPCF, 1995). Se trata de aguas de mineralización elevada, no apropiada para riego bajo condiciones ordinarias, aunque puede usarse ocasionalmente en circunstancias muy especiales: para cultivos tolerantes a las sales (algodón, coliflor, girasol, sorgo, trigo y remolacha, entre otras), con suelos muy permeables, el drenaje adecuado, y aplicando el agua en exceso para lograr un buen lavado. (INEGI, 1984; OMS, 1985 y Pérez *et al.*, 1982).

Como se observa en la FIG. 12, la conductividad se ve incrementada una vez que el agua penetra al Nabor Carrillo. Ello se debe a que el lago presenta un desequilibrio entre la precipitación pluvial (media anual de 600 a 1,200 mm) y la evaporación (900 a 2,300 mm al año), lo cual implica la predominancia de procesos de concentración de iones, tanto en el

Nabor Carrillo como en las lagunas de estabilización de aguas negras que lo alimentan (pues dichas aguas en otras condiciones no acostumbran a rebasar los $800 \mu\text{S cm}^{-1}$).

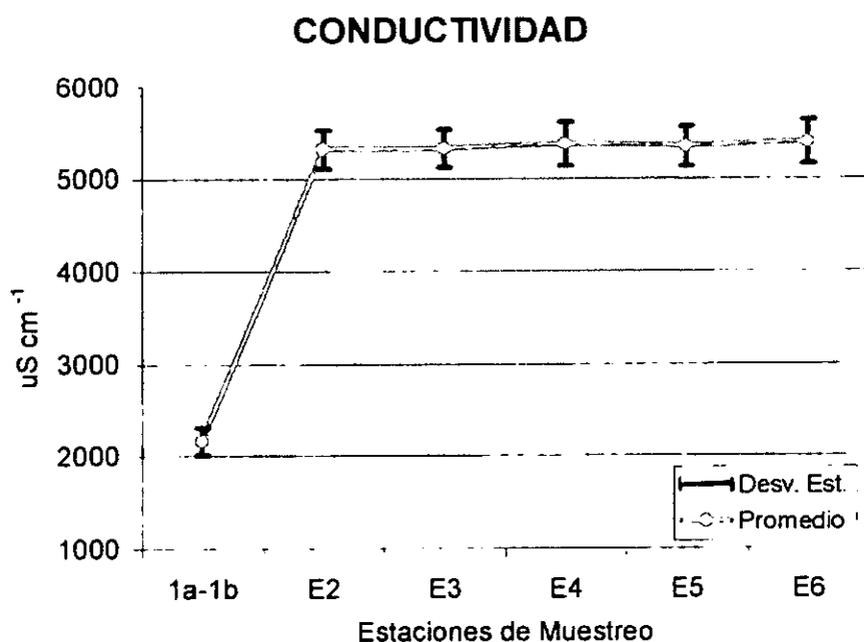


FIG. 12 PROMEDIOS DE CONDUCTIVIDAD ($\mu\text{S cm}^{-1}$) OBTENIDOS PARA LAS SEIS ESTACIONES DE MUESTREO

1.3.2. pH

El pH es una medida indirecta de la concentración de hidrogeniones en el agua. Para el caso de agua naturales, el pH varía usualmente entre 6.5 y 8.5 (Stumm y Morgan, 1970), aunque pueden encontrarse pH desde 1 en manantiales termales con formación de H_2SO_4 (Brock, 1988), hasta más de 13 en aguas alcalino-sódicas de Afrecha y América (Vilaclara *et al.*, 1993).

El pH del agua depende de la cantidad relativa de aniones alcalinos (reserva alcalina) compensados por cationes, así como de reacciones bioquímicas que afectan el equilibrio carbónico-carbonatos (fotosíntesis y respiración a través del uso o emisión de CO_2 , o de ácidos orgánicos). Sin embargo, cuando la reserva alcalina es elevada, el pH es básico (pH > 8.5) y la capacidad amortiguadora del pH también es elevada de manera que ni siquiera un

gasto o emisión intensas de CO₂ varía el pH. Cuando el pH no varía en espacio ni tiempo, se considera que se comporta conservativamente y es un buen descriptor de la reserva alcalina del medio (Margalef, 1983).

En el presente estudio, el pH es básico -entre 8.3 (entrada) y con un incremento marcado, de hasta 10.4 para las estaciones internas y salida del embalse (FIG. 13)- con una desviación estándar 0.12 de (C.V. del 1.5 %), lo cual indica que -a pesar del elevado trofismo, el pH del Nabor Carrillo se comporta en forma conservativa, precisamente por su elevada reserva alcalina (Fig. alcalinidad) que se asocia con pH altos (Margalef, 1983). Este valor indica que el carácter básico del agua está fuertemente influenciado por el pH del suelo, valorado entre 9.5 y 11 (Tarín y Velásquez, 1986) y por los procesos de concentración a que se haya sometido el Nabor Carrillo.

Al comparar el pH obtenido en el Nabor Carrillo con otros lagos salinos, se observa que es superior al reportado para algunos lagos mexicanos como en el caso de: Quechulac, Preciosa, Atexcac y Aljojuca (con valores de 8.7, 8.7, 8.2 y 8.9, respectivamente). Sin embargo, otros -como Alchichica y Tecuítlapa en México, el Kilotes en Etiopía y el Warden, en Australia- poseen valores similares -alrededor de 10- (Serruya y Pollingher, 1983 y Vilaclara *et al.*, 1993).

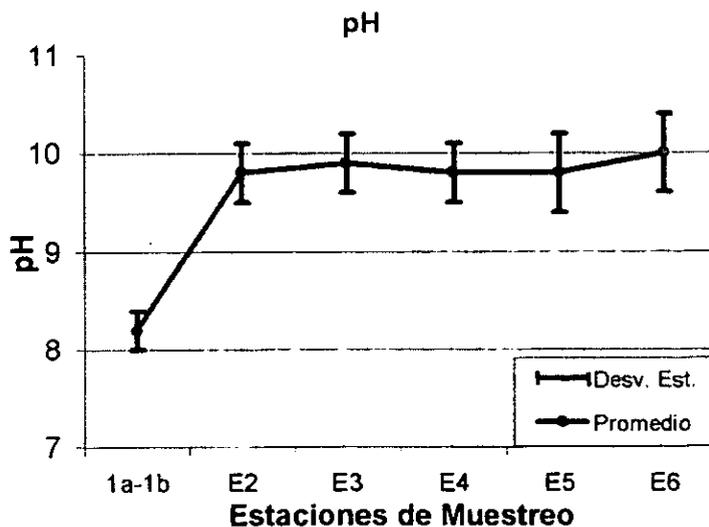


FIG. 13 PROMEDIOS DE pH OBTENIDOS PARA LAS SEIS ESTACIONES DE MUESTREO

1.3.3. Alcalinidad Total

La alcalinidad total en las aguas mide directamente la reserva alcalina, es decir, la suma de aniones procedentes directa o indirectamente (a través de la disolución de la sal correspondiente) de un ácido débil. La propiedad de la alcalinidad normalmente es impartida por la presencia de bicarbonatos y carbonatos (así como boratos, silicatos, fosfatos y sulfuros, aunque en menor medida) (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

Los resultados obtenidos a partir de las determinaciones de la alcalinidad a la fenolftaleína y alcalinidad total ofrecen un medio de clasificación estequiométrica de las formas principales de alcalinidad presentes en muchas aguas. La clasificación adscribe la alcalinidad total a los bicarbonatos y carbonatos, aceptando la ausencia de otros ácidos (débiles) orgánicos e inorgánicos, como el silíceo, el fosfórico y el bórico. Presupone, además, la incompatibilidad de las alcalinidades de hidróxido y de bicarbonato. En el presente caso, la alcalinidad de bicarbonatos se presenta si la de la fenolftaleína es menor de la mitad de la total o cero, de forma que:

Resultado de la titulación	Alcalinidad de hidróxidos CaCO ₃	Alcalinidad de carbonatos CaCO ₃	Alcalinidad de bicarbonatos CaCO ₃
P < ½ T	0	2P	T-2P
P = 0	0	0	T
P= Alcalinidad a la fenolftaleína, T= Alcalinidad total			

Fuente: APHA, AWWA, WEFC, 1995.

La alcalinidad total presentó un valor promedio de $1\,195\text{ mg L}^{-1} \pm 42\text{ mg L}^{-1}$, con un coeficiente de variación de 3.5 % y valores mínimos y máximos de 560 mg L^{-1} entrada y $1\,420\text{ mg L}^{-1}$ interior y salida del lago; tales valores indican una reserva alcalina elevada (Greenberg *et al.*, 1985). Además, se observa un incremento con el reportado por Diaz en 1987 de $1\,224\text{ mg L}^{-1} \pm 241\text{ mg L}^{-1}$. Al comparar dichos valores con los de otros lagos de México se tienen valores menores (Quechula -301 mg L^{-1} , Aljojuca -330 mg L^{-1} , La Preciosa -668 mg L^{-1} y Tecuítlapa -851 mg L^{-1}), valores semejantes (Atexcac $-1\,495\text{ mg L}^{-1}$) y valores superiores (Alchichica $-2\,087\text{ mg L}^{-1}$) (Vilaclara *et al.*, 1993). Para el caso de algunos lagos africanos se reportan concentraciones similares al Nabor Carrillo, como el Nakuru y el Kivu con $1\,440\text{ mg L}^{-1}$ y $1\,108\text{ mg L}^{-1}$, respectivamente atribuibles

principalmente al bicarbonato, o el lago Beard y el Cootralantra en Australia, con 1 010 mg L⁻¹ y 809 mg L⁻¹ respectivamente (Serruya y Pollingher 1983) y en casos extremos, como el lago Pyramid de Estados Unidos, se han reportado valores de hasta 11 160 mg L⁻¹ (Galat y Robinson, 1983).

Si bien las concentraciones en algunos de los lagos antes mencionados son similares a las observadas en el Nabor Carrillo, la diferencia es que éste no presenta bicarbonatos como aniones dominantes ya que el pH presenta valores de 9.9 ± 0.3 (C.V. de 2.9 %) y, de acuerdo con Wetzel (1975), a un pH mayor de 9.5 el carbonato comienza a adquirir preponderancia en la alcalinidad que presente el cuerpo de agua. Este fenómeno queda confirmado al transformar la alcalinidad a los valores correspondientes de bicarbonatos y carbonatos, pues en el lago se obtienen valores (internos) de $342 \text{ mg L}^{-1} \pm 86 \text{ mg L}^{-1}$ y $418 \text{ mg L}^{-1} \pm 67 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Estos valores indican un traslape entre bicarbonatos y carbonatos, aunque con una tendencia a que los carbonatos dominen (FIG. 14). A un incremento del pH, el Ca⁺⁺ decrece y los cationes principales en solución son Mg⁺⁺, Na⁺ y, en ocasiones, cantidades apreciables de K⁺. La alcalinidad del agua debe estar siendo determinada por la disolución de sales del suelo e incrementando probablemente por la acción del viento al acarrear partículas hacia el interior del embalse y por la evaporación del agua, que produce un cambio de bicarbonatos a carbonatos por la concentración del agua (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

1.4. Balance General

Con base en un balance general realizado en los meses de junio (secas) y septiembre (lluvias) fue posible determinar los principales iones disueltos componentes, en cuyo comportamiento no se observó tampoco variación horizontal ni vertical. Es interesante indicar que este embalse presenta características muy particulares en cuanto a las concentraciones iónicas, no siguiendo el patrón normal que se ha establecido para la mayor parte de los cuerpos de agua continental. La Tabla 15 muestra los promedios para superficie, profundidad media y de fondo, así como los generales.

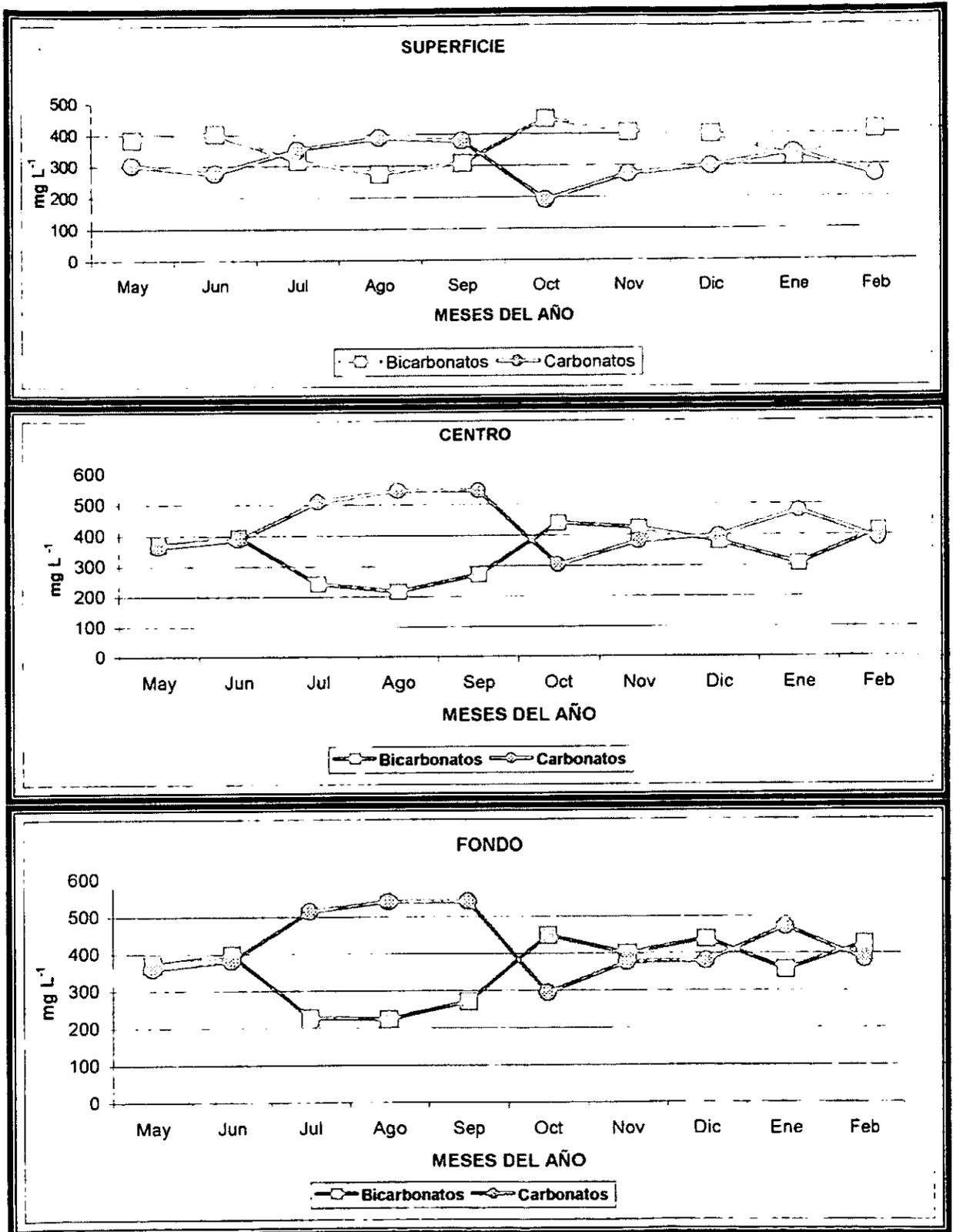


FIG. 14 VALORES OBTENIDOS DE BICARBONATOS Y CARBONATOS DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

TABLA 15 BALANCE GENERAL DE ALGUNOS IONES EN ÉPOCA DE SECAS Y LLUVIAS EN EL LAGO NABOR CARRILLO

Parámetro	Promedio General (mg L ⁻¹)	Nivel	Promedio por Nivel mg L ⁻¹			
			Junio	Septiembre		
SST	187 ± 117	superficie	151	135		
		medio	183	151		
		fondo	371	194		
SDT	2594 ± 287	superficie	2187	2211		
		medio	2675	2845		
		fondo	2755	2888		
Cloruros	840 ± 54	superficie	878	865		
		medio	870	843		
		fondo	880	848		
Sulfatos	216 ± 6	superficie	222	210		
		medio	222	211		
		fondo	220	211		
Sodio	1090 ± 62	superficie	1063	1110		
		medio	1030	1030		
		fondo	1106	1109		
Potasio	162 ± 9	superficie	159	172		
		medio	145	173		
		fondo	142	175		
Dureza (CaCO ₃)	121 ± 5	superficie	122	1.2*	117	1.2*
	1.2 ± 0.0	medio	124	1.2	119	1.2*
		fondo	122	1.2*	119	1.2*
Calcio	17 ± 3	superficie	16	16		
		medio	16	15		
		fondo	20	18		
Magnesio	20 ± 2	superficie	20	19		
		medio	20	20		
		fondo	24	20		
Nitrógeno Total	15 ± 1	superficie	16			
		medio	14			
		fondo	15			
Hierro	0.63 ± 0.8	superficie	0.40	0.34		
		medio	0.40	0.31		
		fondo	1.80	1.18		

* mmol L⁻¹

En un patrón normal, el calcio y magnesio dominarían sobre el sodio y potasio, mientras que los carbonatos y bicarbonatos lo harían sobre los cloruros y sulfatos (Wetzel, 1975; Golterman y Kowne, 1980 y Margalef, 1983). En el Nabor Carrillo sucede un tanto a la inversa, con las siguientes dominancias iónicas: Cl⁻ > CO₃⁼ > HCO₃⁼ > SO₄, Na⁺ > K⁺ > Mg⁺⁺ > Ca⁺⁺, es decir, con mayores concentraciones de los cationes sodio y potasio y de los aniones cloruros y carbonatos.

1.4.1. Sólidos Disueltos Totales (SDT)

Los sólidos disueltos totales son una medida indirecta de las sales inorgánicas disueltas. Su valor es proporcional a la conductividad eléctrica del agua (CE), aunque como ésta es mucho más fácil de medir se emplea con frecuencia como sustituto. Todas las aguas contienen SDT por la disolución de rocas, minerales, descomposición de la materia, etc. El contenido depende de las características de las formaciones geológicas con las que el agua ha estado en contacto (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

En el presente trabajo, los niveles de SDT fueron de $2,594 \text{ mg L}^{-1} \pm 287 \text{ mg L}^{-1}$. Es evidente un incremento cuando se compara entre el agua de entrada y de las estaciones internas, así como de la salida.

1.4.2. Cloruros

Los cloruros son el anión del elemento cloro. Este último no se encuentra en la naturaleza en forma elemental, sino únicamente como cloruros. Los cloruros de sodio, potasio, calcio y magnesio son altamente solubles en agua. Los cloruros son esenciales para las plantas como micronutrientes pero -en contraste con los demás- son relativamente no tóxicos para la mayor parte de los cultivos. Los cloruros son un constituyente común del agua debido a su gran solubilidad, ya que una vez en solución tienden a acumularse por la alta tasa de evaporación anual (900 mm a 2,300 mm) que concentra las sales por acción del viento de los terrenos circundantes salinosos y a la recepción de agua tratada que pudieran contener al ión en altas concentraciones. Cuando los niveles son mayores de 700 mg L^{-1} , se presentan problemas de toxicidad por la absorción de cloruros por medio de las raíces.

En relación con los cloruros, concentraciones similares a las del Nabor Carrillo ($860 \pm 52 \text{ mg L}^{-1}$) se han registrado en el lago Beard (lago salado con depósitos de cloruro de sodio) perteneciente a los lagos subalpinos del sureste de Gales, con concentración de 874 mg L^{-1} . Otro caso es el lago australiano Browne, en el cual las concentraciones están en sobre los 920 mg L^{-1} , dominando el sodio y el magnesio, al igual que los cloruros y carbonatos. Sin embargo, los sulfatos y el calcio son muy bajos (Serruya y Pollinger, 1983). De los lagos

sudamericanos, el Titicaca (aunque de tamaño no comparable) presenta concentraciones de cloruros de 249 mg L^{-1} ; el Mayor y el Pequeño de 248 y 259 mg L^{-1} respectivamente, lo cual difiere del lago Nabor Carrillo, aun cuando los sulfatos son similares. En los lagos centroamericanos, generalmente se presentan valores de cloruros bajos, comparados con el lago Nabor Carrillo, ya que la concentración más alta que se ha reportado es de 163 mg L^{-1} para el lago Amatitlán al sur de Guatemala (Serruya y Pollingher, 1983). Si bien, todos estos lagos son naturales, los datos reportados dan una idea de que las concentraciones de cloruros del embalse son mayores. Pero no todos los lagos presentan concentraciones menores, en el lago Pyramid, por ejemplo, los cloruros presentan valores de $2\ 080 \text{ mg L}^{-1}$, mucho más alto, aún cuando los sulfatos sean similares (Galat y Robinson, 1983).

1.4.3. Sulfatos

Los sulfatos de las aguas del lago en estudio pueden provenir de la disolución de sales del suelo, de la precipitación pluvial, de la actividad microbiana sobre el agua tratada que llega generalmente con gran cantidad de compuestos de azufre que son oxidados formando sulfatos, así como de la materia orgánica en descomposición, basta ver la concentración de SST correspondiente ($187 \text{ mg L}^{-1} \pm 117 \text{ mg L}^{-1}$) (Hutchinson, 1957; Margalef, 1983 y Wetzel, 1975).

Para el ión sulfato, las concentraciones que se han determinado se pueden considerar como altas ($216 \text{ mg L}^{-1} \pm 5 \text{ mg L}^{-1}$), ya que Wetzel (1975) menciona un intervalo usual para agua natural entre 5 mg L^{-1} a 30 mg L^{-1} y Hutchinson (1957) clasifica como lagos sulfatados al lago Redberry con una concentración de 70.5 mg L^{-1} y el Little Manitou con 48.4 mg L^{-1} . En el lago Pyramid se reporta una concentración de 280 mg L^{-1} (Galat y Robinson, 1983), niveles similares al del Nabor Carrillo. El Titicaca tiene también valores de 246 mg L^{-1} y otros cercanos a esta área como lo son el Lago Mayor y el Pequeño son de 244 mg L^{-1} y 274 mg L^{-1} atribuyéndose la mineralización de estos lagos a la alta tasa de evaporación que no se compensa con la precipitación pluvial (Serruya y Pollongher, 1983), lo que puede estar sucediendo en nuestro embalse.

1.4.4. Sodio

El sodio es uno de los principales iones alcalinos encontrados comúnmente en aguas superficiales, es mucho más soluble que el calcio y magnesio, por lo que contribuye más a la alcalinidad del agua y puede llegar a excederle el 25 % del 80 % de la composición en los lagos salinos (Patrick, 1977).

La concentración promedio del sodio en el Nabor Carrillo es elevada ($1\ 090\ \text{mg L}^{-1} \pm 60\ \text{mg L}^{-1}$) comparándola con composiciones estándar de aguas bicarbonatadas y donde el valor más alto corresponde a $16.6\ \text{mg L}^{-1}$ (Hutchinson, 1957). En México existen lagos cuyas concentraciones de sodio varían en menor y mayor medida al promedio obtenido para el Nabor Carrillo, mismas que van desde: $62\ \text{mg L}^{-1}$ (Quechulac), $131\ \text{mg L}^{-1}$ (Aljojuca), $153\ \text{mg L}^{-1}$, $321\ \text{mg L}^{-1}$ (Tecuitlapa), $1280\ \text{mg L}^{-1}$ (Atexcac) y $2005\ \text{mg L}^{-1}$ (Alchichica) (Vilaclara *et al.*, 1993). Serruya y Pollingher (1983) mencionan la existencia de otros lagos donde el catión dominante es el sodio, tal es el caso de lagos mexicanos de Pátzcuaro y Chapala y lagos africanos como el Victoria y Alberto, en los cuales los carbonatos no son el anión principal, sino los cloruros y sulfatos, similar a lo que sucede en el Nabor Carrillo. Por otro lado existen lagos africanos tropicales donde se presentan concentraciones mayores al promedio obtenido, como en el lago Eyasi con $4\ 480\ \text{mg L}^{-1}$ o el Manyara $21\ 500\ \text{mg L}^{-1}$ en Tanzania, o menores en lagos de Etiopía como el Kilotes con $70\ \text{mg L}^{-1}$, siendo todos ellos lagos con predominancia de sodio (Serruya y Pollinger, 1983). En el lago Pyramid la concentración de sodio corresponde a $1\ 720\ \text{mg L}^{-1}$ (Galat y Robinson, 1983).

1.4.5. Potasio

El potasio es uno de los principales iones alcalinos encontrados comúnmente en aguas superficiales. El Na^+ y el K^+ , mucho más solubles que el calcio y el magnesio, contribuye más a la alcalinidad del agua. Así mismo, incrementan la conductividad del agua (Patrick, 1977).

En el presente estudio se observa un valor promedio de potasio de $162\ \text{mg L}^{-1} \pm 9\ \text{mg L}^{-1}$, el cual se puede considerar como alto, al relacionarlo con el estándar establecido por Hutchinson (1957), donde la mayor concentración que él determina para aguas continentales dulces es de

6 mg L⁻¹. Para el caso del lago Abiata, la concentración de éste ión es de 75.3 mg L⁻¹ y en los sudamericanos como el Titicaca, el Mayor y el Pequeño no rebasan los 20 mg L⁻¹ (Serruya y Pollinger, 1983) que son bajas con relación al embalse. Sin embargo el lago Pyramid tiene una concentración más cercana a 118 mg L⁻¹ (Galat y Robinson, 1983). Para el caso de los lagos mexicanos las concentraciones del potasio fluctúan de: 7.8 mg L⁻¹ (Quechulac), 14.9 mg L⁻¹ (La Preciosa), 27 mg L⁻¹ (Aljojuca), 50.1 mg L⁻¹ (Tecuitlapa), 82.1 mg L⁻¹ (Atexcac), 217 mg L⁻¹ (Alchichica) (Vilaclara *et al.*, 1993).

El potasio está relacionado con el sodio y ambos deben provenir principalmente de la disolución de las sales del suelo que, como se ha mencionado es alcalino-sódico (Apenes, 1944; Bradbury, 1971 y Tarín y Velásquez, 1986), así como de las lluvias y materiales acarreados por el viento. Es posible que el sodio se encuentre asociado al cloro ya que corresponden tanto al catión como al anión más abundante, sin descartar una asociación con el sulfato formando sulfato sódico, que de acuerdo con Hutchinson (1957) es característico en los lagos donde predomina el sodio.

1.4.6. Dureza Total

La dureza refleja la naturaleza de las formaciones geológicas por las que el agua ha pasado, por eso su presencia varía de un lugar a otro. La causa de la dureza son los cationes metálicos divalentes que reaccionan con el jabón provocando precipitados y con ciertos aniones causando incrustaciones. Los principales cationes causantes de la dureza son Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Sr⁺⁺, Fe⁺⁺, Mn⁺⁺. Los principales aniones que causan dureza son: HCO₃⁻, SO₄⁻, Cl⁻, NO₃⁻, SiO₂⁻. Es importante mencionar que la dureza aparente es debida a los iones Na⁺. Las aguas saladas contienen grandes cantidades de ión sodio que presentan con el jabón una acción similar a la de la dureza.

Dependiendo los intervalos de la dureza tenemos que el agua es (INEGI, 1984):

- 0-75 mg L⁻¹ CaCO₃ suave
- 75-150 mg L⁻¹ CaCO₃ poco o moderadamente dura
- 150-300 mg L⁻¹ CaCO₃ dura
- > 300 mg L⁻¹ CaCO₃ muy dura

Para este parámetro, el valor promedio obtenido en el lago Nabor Carrillo fue de $121 \text{ mg L}^{-1} \pm 5 \text{ mg L}^{-1}$, muy similar al obtenido por Díaz en 1987 ($116 \text{ mg L}^{-1} \pm 36 \text{ mg L}^{-1}$), lo cual significaría un pequeño incremento. Debido a estos niveles el embalse presenta un carácter de agua moderadamente dura y en especial si se compara con valores superiores reportados para algunos lagos mexicanos, que en orden ascendente son: Tecuitlapa (900 mg L^{-1}), Quechulac (916 mg L^{-1}), La Preciosa ($1\ 021 \text{ mg L}^{-1}$), Alchichica ($2\ 202 \text{ mg L}^{-1}$) y Atexcac ($2\ 702 \text{ mg L}^{-1}$) (Vilaclara *et al.*, 1993). Y con el caso del lago Sal Peten en Guatemala $1\ 050 \text{ mg L}^{-1}$ (Serruya y Pollinger, 1983).

Al transformar los valores de la dureza en sus cationes constituyentes se obtienen valores de 48 mg L^{-1} -calcio- y 73 mg L^{-1} -magnesio-, lo que los hace ser los cationes de menor concentración. Sin embargo, los valores obtenidos fueron $17 \text{ mg L}^{-1} \pm 3 \text{ mg L}^{-1}$ y $20 \text{ mg L}^{-1} \pm 2 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Es importante mencionar que la dureza total está influenciada por Fe^{++} , Sr^{++} , entre otros iones; además, algunos metales normalmente se encuentran asociados con bicarbonatos, sulfatos, cloro y nitratos. Posiblemente el pH se encuentre involucrado en el carácter de moderada dureza del embalse ya que, como menciona Margalef (1983), a un pH igual o mayor de 10 las aguas contienen principalmente sodio (Na^+) y carbonatos (CO_3^{2-}).

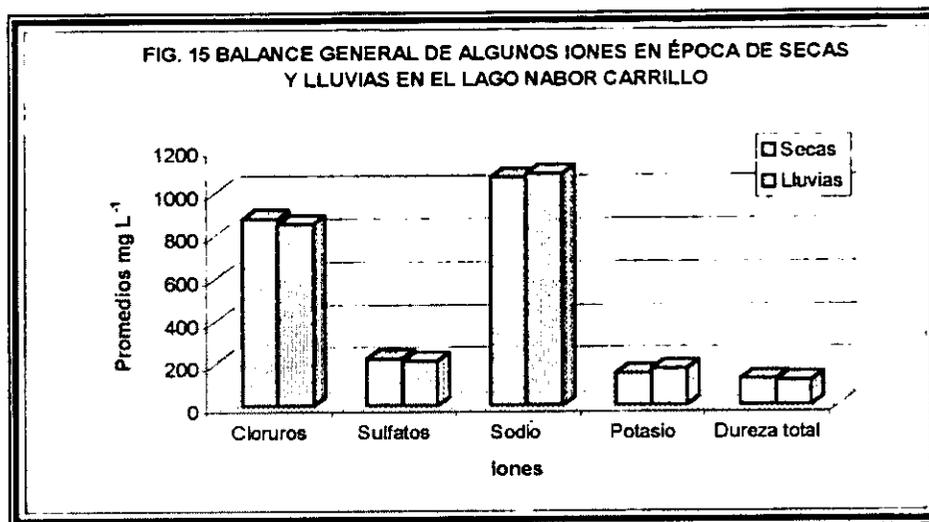
1.4.7. Calcio y Magnesio

Son los iones alcalinos principales encontrados en las aguas superficiales. Contribuyen a la dureza del agua y son menos solubles que el sodio y potasio. El calcio es extremadamente importante en el sistema amortiguador carbonatos/bicarbonatos debido a que causa la precipitación de muchos metales pesados y el PO_4^{3-} en exceso, lo que incrementa el pH, a menudo benéfico para el crecimiento de diatomeas. El magnesio es el segundo catión más notable (después del sodio) en lagos salinos, donde los valores altos de pH hacen que se precipite el $\text{Mg}(\text{OH})_2$. Con el incremento de la conductividad el magnesio incrementa, presentando un comportamiento antagonista con respecto a las concentraciones del calcio (Hammer, 1986 y Pérez *et al.*, 1982).

En el presente trabajo los valores obtenidos fueron $17 \text{ mg L}^{-1} \pm 3 \text{ mg L}^{-1}$ (calcio) y $20 \text{ mg L}^{-1} \pm 2 \text{ mg L}^{-1}$ (magnesio). Lo cual puede atribuirse a la precipitación con carbonatos -calcio- y

por hidróxidos –magnesio-. En el caso de los lagos mexicanos los valores reportados para Ca^{++} y Mg^{++} son: 2.0 mg L^{-1} y 608 mg L^{-1} –Atexcac-, 4.0 mg L^{-1} y 24.3 mg L^{-1} –Tecuítlapa-, 12.0 mg L^{-1} y 243.1 mg L^{-1} –La Preciosa-, 16.0 mg L^{-1} y 218.8 mg L^{-1} –Quechulac- y 20.0 mg L^{-1} y 583.5 mg L^{-1} –Alchichica-, respectivamente (Vilaclara *et al.*, 1993).

La figura 15 muestra los promedios generales obtenidos para los cloruros, sulfatos, sodio, potasio y dureza total tanto en época de secas como en épocas de lluvias.



1.4.8. Relación Absorción de Sodio (RAS)

La relación de absorción de sodio (RAS) es un índice del potencial que evalúa la capacidad del agua de riego para inducir la sodicidad en el suelo. La cual se mide como el por ciento de sodio intercambiable del suelo. El RAS se calcula a partir de la concentración del sodio, del calcio y del magnesio en el agua y proporciona una idea del nivel de sodio intercambiable (PSI) que estabilizará al suelo durante un riego prolongado. El RAS de un agua de riego incrementa el del suelo cuando el contenido de sodio, calcio y magnesio se incrementan por evapotranspiración del agua (Jiménez y Ramos, 1997).

Puesto que la concentración del sodio en el agua es un factor común tanto del RAS como del contenido total de sales, ambos son directamente proporcionales. Se ha encontrado, además, que el agua de riego con elevado contenido de bicarbonatos/carbonatos conduce a precipitar el calcio en forma de carbonatos en el suelo. Esto provoca que la solución del suelo se

enriquezca en sodio y se incremente tanto el RAS como el PSI. Para compensar este efecto, se debe ajustar el valor del RAS al conocido como "RAS efectivo" que es superior para aguas con un contenido apreciable de bicarbonatos (OMS, 1985).

$$\text{Determinación del RAS: } = [\text{Na}^+]/([\text{Ca}^{++}] + [\text{Mg}^{++}])^{1/2}$$

Donde, las concentraciones de sodio, magnesio y calcio se miden en mmol L^{-1} , por lo que las unidades del RAS son $(\text{mmol L}^{-1})^{1/2}$ aunque en general se presenta sin unidades.

En el lago el valor del RAS es de $60.03 \text{ mmol L}^{-1}$. Todos los cultivos sensibles absorben sodio en niveles tóxicos por las raíces. Mediante el riego de un agua con elevado contenido de sodio, se induce la sodicidad del suelo. Los efectos negativos de ello incluyen (Jiménez y Ramos, 1997 y OMS, 1985):

- Disminución de la productividad por la absorción de sodio por medio de las raíces
- Disminución de la permeabilidad del suelo e incremento de su dureza
- Reducción de la productividad y de la calidad de los cultivos
- Deterioro de la capa arable superficial que se manifiesta por el endurecimiento de la capa superficial del suelo que dificulta su laboreo (el suelo se vuelve resbaladizo cuando está mojado y forma terrones cuando se seca).

Otro tipo de pruebas indican que, posiblemente, la ingesta diaria elevada de sodio en alimentos desempeñan un papel importante en la evolución de la hipertensión en sujetos genéticamente sensibles. Además, indicios de que el agua potable con concentraciones moderadas de sodio (100 mg L^{-1}) puede relacionarse con un incremento de presión arterial en niños (OMS, 1985).

1.4.9. Nutrientes

De igual forma y dentro del balance general se determinaron nutrientes, la Tabla 16 muestra los valores de los promedios obtenidos en los diferentes niveles, así como promedios generales de fósforo total, P-ortofosfatos, N-nitratos, N-nitritos y N-amonio.

TABLA 16 BALANCE GENERAL DE NUTRIENTES PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

Parámetro	Promedio General (mg L ⁻¹)	Nivel	Promedio (mg L ⁻¹)
Fósforo Total	15 ± 1	superficie	15
		medio	15
		fondo	14
P-ortofosfatos	12 ± 1	superficie	13
		medio	13
		fondo	11
N-Nitratos	0.56 ± 0.4	superficie	0.73
		medio	0.41
		fondo	0.42
N-Nitritos	0.24 ± 0.2	superficie	0.34
		medio	0.13
		fondo	0.16
N- Amonio	1.64 ± 0.8	superficie	1.69
		medio	1.48
		fondo	1.70

Para cada lago, sea natural o artificial, las concentraciones tanto de nitrógeno como de fosfatos son muy variables. Esto se debe a las condiciones climáticas, de drenaje, de contaminación y productividad existentes en cada cuerpo de agua, lo cual explica que la comparación con otros cuerpos de agua sea difícil de establecer.

a) Fósforo

El fósforo se encuentra en las aguas naturales y residuales casi exclusivamente en forma de fosfatos. Su entrada se debe principalmente a las aguas tratadas, que traen consigo concentraciones altas procedentes de la degradación de desechos humanos y domésticos (detergentes, fertilizantes), así como por la carga orgánica proveniente de los desechos de animales de sangre caliente (como aves). Los fosfatos orgánicos se forman principalmente en procesos biológicos o por recibir la carga biológica del agua. El fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser el nutriente limitador de la productividad primaria de un cuerpo en el agua. En los casos en que constituye el nutriente limitante del crecimiento, la descarga de aguas residuales brutas o tratadas, drenados agrícolas o ciertos residuos industriales pueden estimular el crecimiento de micro y macroorganismos acuáticos fotosintéticos en cantidades molestas (APHA, AWWA, WPCF, 1995), como es el caso del Nabor Carrillo.

Hutchinson (1957) menciona que en lagos salados de regiones semiáridas, el fósforo se encuentra en grandes cantidades, debido a que su uso se ve limitado por ser aguas muy turbias, lo cual puede estar sucediendo en el lago Nabor Carrillo. Asimismo, de acuerdo con Margalef (1983), el aporte continuo a través de la llegada de las aguas tratadas en aguas de alta alcalinidad con exceso de sodio y pobre de calcio, generalmente de poca profundidad, queda una concentración insuficiente de calcio para la coprecipitación del fosfato cálcico con el carbonato de calcio (uno de los mecanismos de autodepuración de fósforo más eficientes en cuerpos de agua con baja a media reserva alcalina; por tal motivo, el ortofosfato permanece en solución en altas cantidades. En el Nabor Carrillo no se da este mecanismo de autodepuración (eliminación de P) porque la reserva alcalina es alta (manifestada también por un pH básico) y la suma de cloruros y sulfatos es menor que la concentración de sodio ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$, $1056 \text{ mg L}^{-1} < \text{Na}^+$, 1090 mg L^{-1} , $\text{pH} > 9.9$) (Margalef, 1983). En el área, dicha situación permite el desarrollo de cianobacterias (como *Spirulina* spp. y otras) que toleran un pH alto y crecen aprovechando las altas concentraciones de fósforo.

b) Nitrógeno

El nitrógeno se presenta en las aguas en muchas formas: N_2 molecular disuelto, un gran número de compuestos orgánicos -desde amino ácidos, aminas hasta proteínas y compuestos húmicos recalcitrantes de bajo contenido de nitrógeno-, amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), y nitrato (NO_3^-) (APHA, AWWA, WPCF, 1995 y Drever, 1997).

Las fuentes de nitrógeno incluyen:

- (a) la precipitación sobre la superficie del lago
- (b) la fijación del nitrógeno tanto en el agua como en los sedimentos
- (c) la pérdida permanente de compuestos y orgánicos que contienen nitrógeno hacia los sedimentos y
- (d) entradas de drenaje superficial y subterráneo.

Las pérdidas de nitrógeno se producen por:

- (a) la salida del efluente del vaso
- (b) la reducción del NO_3^- a N_2 a la atmósfera y

(c) la pérdida permanente de compuestos inorgánicos y orgánicos que contienen nitrógeno hacia los sedimentos

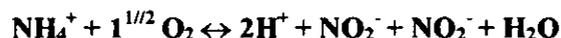
El ciclo del nitrógeno es un proceso bioquímico en el cual la concentración del nitrógeno se lleva a cabo por la fijación y asimilación del nitrógeno, y la desnitrificación en la cual el nitrato se reduce a N_2 . Para todo fin práctico, el ciclo del nitrógeno de lagos es microbiano: la oxidación y reducción bacteriológica de compuestos de nitrógeno está ligada a la asimilación y utilización fotosintética por algas y plantas acuáticas mayores (APHA, AWWA, WPCF, 1995). En esta trabajo, se han medido las formas inorgánicas del nitrógeno, que son la fuente principal del nutriente.

b.1. Amonio

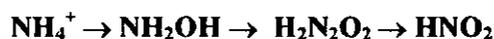
El amonio en el agua se presenta principalmente como NH_4^+ y como NH_4OH sin disociar. éste último siendo altamente tóxico a muchos organismos, especialmente para los peces. Las proporciones de NH_4^+ a NH_4OH dependen de la dinámica de disociación regida por el pH y la temperatura. En aguas sin tratar o deficientemente tratadas prevalece el NH_4^+ (Fig. 14).

b.2. Nitrificación (nitritos y nitratos)

La nitrificación se puede definir ampliamente como la conversión biológica de compuestos orgánicos e inorgánicos nitrogenados de un estado reducido a uno más oxidado. La nitrificación inicial por bacterias, hongos y organismos autótrofos involucra:



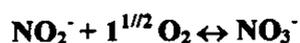
Que procede por una serie de estados de oxidación



Estos productos intermedios son altamente lábiles a la oxidación física y heterotrófica, y se encuentran en raras ocasiones en cantidades apreciables con base en otras formas de nitrógeno

combinado (Baxter *et al.*, 1973). Las bacterias nitrificantes capaces de la oxidación del NH_4^+ \rightarrow NO_2^- están principalmente restringidas a *Nitrosomas* spp. (Nitrobacteriaceas, orden Pseudomonadales), aunque existen otros géneros capaces de este proceso son conocidos.

El nitrito (estado intermedio de la oxidación del nitrógeno) procede tanto de la oxidación del amoníaco como de la reducción del nitrato (nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos, y en algunos casos ha sido identificado como el determinante del crecimiento). Tal oxidación y reducción pueden ocurrir en las plantas de tratamiento de aguas residuales, sistemas de distribución del agua y aguas naturales. La reacción que da lugar al nitrato es:

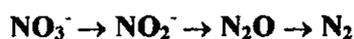


Las reacciones globales de la nitrificación son:



Requiere dos moléculas de oxígeno para la oxidación de cada NH_4^+ . Aunque las condiciones deben ser aerobias para que la nitrificación se lleve a cabo, estos procesos pueden continuar hasta concentraciones de 0.3 mg L^{-1} de oxígeno cuando las tasas de difusión del se vuelven críticas para las bacterias (APHA, AWWA, WPCF, 1995 y Drever, 1997).

La desnitrificación mediante el metabolismo bacteriano es la reducción bioquímica de los aniones oxidados de nitrógeno:



Hutchinson (1957) da valores de concentración de nitratos para lagos productivos como el Loweswater -de 0.36 mg L^{-1} y 0.19 mg L^{-1} en el influente y efluente, respectivamente-, valores un poco menores a los encontrados en el Nabor Carrillo (0.56 ± 0.4). El principal aporte de nitratos al cuerpo de agua se da, posiblemente, por el vertido de las aguas tratadas, aunque es probable que haya una entrada extra a través de los desechos de las aves que lo habitan.

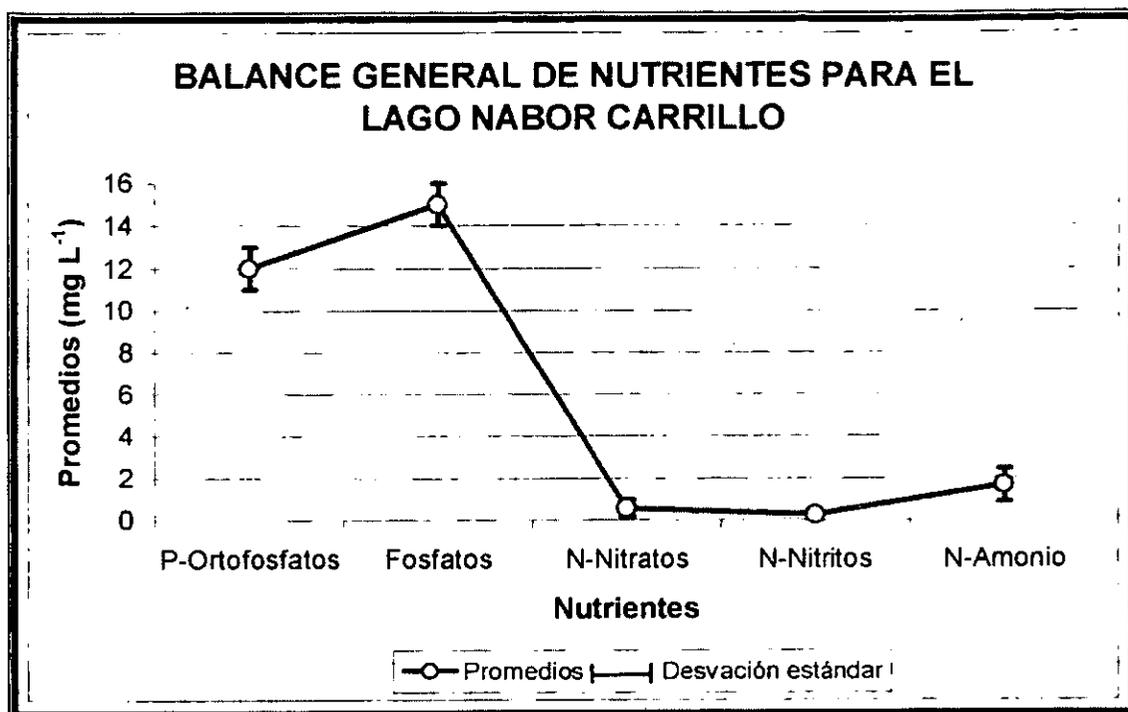
c) Relación Nitrógeno-Fósforo

La composición promedio de la materia orgánica en el plancton, con base en la relación Redfield, es aproximadamente de $N_{16} P_1$ (Drever, 1997). Sin embargo, en todos los casos donde los cuerpos de agua son alimentados con aguas tratadas, el nitrógeno tiende a ser el elemento limitante (Hutchinson, 1957; Martino, 1989 y Wetzel, 1975). En el presente estudio y coincidiendo con Díaz (1987), dicha limitación se ve acentúa, aún más, por la elevada reserva alcalina del lago. La Tabla 17 muestra la relación de N : P para cada uno de los niveles y de forma general para el Nabor Carrillo.

TABLA 17 RELACIÓN NITRÓGENO : FÓSFORO (N:P) PARA EL EMBALSE NABOR CARRILLO

Estación	Nivel	Nitrógeno (mg L ⁻¹)	Fósforo (mg L ⁻¹)	Relación N:P
2	Superficie	1.2	4.9	0.24 : 1
	Medio	1.2	4.9	0.25 : 1
	Fondo	1.4	4.6	0.30 : 1
3	Superficie	1.3	4.9	0.26 : 1
	Medio	1.4	4.9	0.28 : 1
	Fondo	1.6	4.6	0.34 : 1
4	Superficie	1.2	4.9	0.25 : 1
	Medio	1.5	4.6	0.32 : 1
	Fondo	1.7	4.6	0.37 : 1
5	Superficie	1.3	4.9	0.27 : 1
	Medio	1.4	4.9	0.28 : 1
	Fondo	1.5	4.2	0.36 : 1
6	Superficie	1.7	4.9	0.35 : 1
Promedio	Superficie	1.3	4.9	0.33 : 1
	Medio	1.4	4.8	0.28 : 1
	Fondo	1.5	4.5	0.34 : 1
Promedio		1.4	4.8	0.31 : 1
Valor mínimo		1.2	4.2	0.24 : 1
Valor máximo		1.7	4.9	0.75 : 1
Desviación estándar /C.V.		0.2/ 12.0	0.2/ 4.4	

La figura 16 muestra los valores promedios y desviaciones estándar obtenidos en el balance general de nutrientes para el lago Nabor Carrillo.



1.4.10. Demanda Biológica y Química de Oxígeno

Por lo regular, los compuestos orgánicos son inestables y pueden oxidarse biológicamente o químicamente para obtener productos finales estables, relativamente inertes, tales como dióxido de carbono, nitratos y agua. La indicación del contenido orgánico de un desecho se obtiene al medir la cantidad de oxígeno que se requiere para su estabilización (Tebbutt, 1994).

- La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) mide la cantidad de oxígeno que los microorganismos usan en la descomposición de la materia orgánica.
- La demanda química de oxígeno (DQO) da una idea del contenido de materia oxidable (orgánica e inorgánica).

Los valores obtenidos, en el interior del lago, de DBO y DQO fueron: $37 \text{ mg L}^{-1} \pm 4 \text{ mg L}^{-1}$ y $346 \text{ mg L}^{-1} \pm 17. \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. En el caso de la DQO, los altos valores posiblemente se deban a la influencia de los escurrimientos, en épocas de lluvias, de los ríos

Papalotla, Coxacoaco, Xalapango, Chapingo y San Bernardino a través del canal colector (uno de los dos principales tributarios del lago), a los lixiviados de las plantas halófitas sumergidas, constituyendo una fuente importante de materia orgánica en descomposición - diez veces más que el de las plantas no sumergidas- (Crawford y Resenberg, 1984 y Turner, 1993) y posiblemente a interferencia de las altas concentraciones de cloruros encontradas en el lago -841 mg L^{-1} - produciendo precipitados parcialmente oxidados (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

1.4.11. Metales Pesados

Con lo que respecta a metales pesados, se midieron -exclusivamente en el fondo del embalse- arsénico (metaloide), bario, cadmio, cromo, mercurio y plomo. Dichos elementos fueron seleccionados debido a los daños que pudieran ocasionar a la salud, en caso de encontrarse en concentraciones por arriba de los límites máximos permisibles (APHA, AWWA, WPCF, 1995):

La Tabla 18 muestra las concentraciones obtenidas así como los límites máximo permisibles para riego. Como se puede observar, los valores obtenidos no rebasan los límites máximos permisibles de contaminantes para las descargas de aguas residuales y bienes nacionales de acuerdo a la NOM-001-ECOL/96 de tolerancia, por lo que no representan un peligro para el uso del agua en riego agrícola.

TABLA 18 VALORES CORRESPONDIENTES A METALES PESADOS PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

Parámetro	Valor medido mg L^{-1}	Límite máximo permisible mg L^{-1}
Arsénico**	0.010 ± 0.002	0.2
Bario	$< 0.46 \pm 0.00$	0.5*
Cadmio	0.03 ± 0.002	0.2
Cromo	0.102 ± 0.02	1.0
Mercurio	0.005 ± 0.0	0.01
Plomo	0.23 ± 0.03	0.5
Límite máximo permisible para promedios mensuales para embalses naturales y artificiales (uso en riego agrícola). *Protección de vida acuática ** Metaloide Norma Agua Potable (SSA) D.O. 18 de enero de 1988		

1.5. Resumen de los Parámetros Físico-Químicos Determinados.

En resumen, la Tabla 19 muestra los valores obtenidos en entrada e interior del lago, así como los máximos permitidos para el riego, tanto como meta de calidad como valores tolerables. Como se puede observar el agua del Nabor Carrillo, no es adecuada para su reutilización para la agricultura de forma directa.

TABLA 19 VALORES CORRESPONDIENTES A LOS IONES PRINCIPALES DEL NABOR CARRILLO Y MÁXIMOS PERMITIDOS PARA RIEGO.

Parámetros Determinados	Valores Obtenidos			Máximos permitidos para riego (mg L ⁻¹)	
	Entrada (mg L ⁻¹)	Interior y Salida		Meta de calidad	Valores tolerables
	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mmol L ⁻¹)		
Conductividad (μS cm ⁻¹)	2 161	5 348	NA	40	540
pH (s/ unidades)	8.3	10.4	NA	6.5 a 8.5	< 6.6 a 8.5
Alcalinidad Total	560	1 420	14	NE	NE
HCO ₃ ⁻	393	354	5.8	NE	NE
CO ₃ ⁻	7	426	7.1	NE	NE
SDT	980	2 594	NA	40	> 540 *
Salinidad**(g L ⁻¹)	1.0	3.0	NA	NE	NE
SST	32	204	NA	50	100
Cl ⁻	268	840	24	140	700
SO ₄ ⁻	159	216	2.2	170	170
Na ⁺	320	1 090	47	70	460
K ⁺	54	162	4.1	NE	NE
Dureza Total	218	121	1.2	500	NE
Ca ⁺⁺	293	17	0.4	NE	NE
Mg ⁺⁺	51	20	0.8	NE	NE
RAS	17.3	60	NA	1.5***	20***
PO ₄ ³⁻	85	15	0.2	NE	NE
N-NO ₃ ⁻	1.05	0.44	0.007	5	30
N-NO ₂ ⁻	1.2	0.16	0.003	0.05	NE
N-NH ₄ ⁺	34.3	1.5	0.08	NE	NE
DBO ₅	42	36	NA	< 5	20
DQO	31	324	NA	< 10	33
Fe ⁺⁺	0.32	0.63	0.03	5	20
Pb	< 0.19	0.24	0.001	0.2	2.0
Cd	0.03	0.04	0.0003	0.01	0.05
Hg	< 0.005	< 0.005	< 0.00002	0.01	NE
Cr	< 0.078	0.107	0.002	1.0	NE
As	0.009	0.0104	0.0001	0.1	0.5

Observaciones: Balance iónico: 7.7
 * Problemas de mediano impacto
 ** Datos teóricos.
 *** mmol L⁻¹
 NA: No Aplica.
 NE: No Especificados

Fuente: Jiménez y Ramos, 1997.

2. BACTERIOLÓGICOS

Pocos estudios sobre el contenido bacteriológico del lago Nabor Carrillo se han realizado. Si se considera que el embalse es alimentado con aguas del río Churubusco, previo proceso de tratamiento a nivel secundario -mediante la utilización de lodos activados convencionales, proceso aeración mecánica superficial y sistema de digestión aerobia de lodos- la determinación de los indicadores bacteriológicos de contaminación (coliformes termotolerantes y estreptococos fecales) debería ser, entonces, parte indispensable de cualquier estudio. Y de esta forma identificar las condiciones adversas causadas por la descarga al medio ambiente del agua residual de dudosa calidad requieren de evaluaciones continuas sobre los riesgos que representan a la salud de la población para prevenir y controlar los posibles efectos negativos a causa del contacto, ingestión o inhalación de organismos patógenos.

Para el caso del lago Nabor Carrillo, los valores máximos bacteriológicos detectados fueron en la entrada, a causa de las descargas de las lagunas de lodos activados y los mínimos (no detectados) en las estaciones internas y salida del embalse. (Tabla 20).

TABLA 20 VALORES MÁXIMOS Y MÍNIMOS BACTERIOLÓGICOS (UFC/100mL) PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

Estaciones	Valor	Coliformes Termotolerantes	Estreptococos fecales	<i>Salmonella</i> spp.	<i>V. cholerae</i>
Salida e internas	Mínimo	No Detectado	No Detectado	No Detectado	No Detectado
Entrada	Máximo	$2.4 \times 10^5 \pm 5.5 \log$	$2.1 \times 10^5 \pm 4.6 \log$	$8.1 \times 10^3 \pm 3.4 \log$	$3.2 \times 10^2 \pm 2.6 \log$

La Tabla 21 muestra los valores de *Salmonella* spp. y *Vibrio cholerae* para cuando los termotolerantes (indicadores biológicos de contaminación) estuvieron por debajo del límite máximo permisible (< 1000 UFC/100mL) y de esta forma poder compararlos con un proceso de desinfección con cloro a concentraciones de 10, 11 y 12 mg L⁻¹ y 3 tiempos de contacto (1, 2 y 3 horas), y aún cuando para el proceso de desinfección, los niveles iniciales fueron de 10⁷ y 10⁵ para coliformes fecales y *Salmonella* spp., respectivamente se puede observar que a dosis de 10 mg L⁻¹ con 3 horas de contacto y cuando los indicadores alcanzan niveles <1000 UFC/100mL, los dos géneros de bacterias patógenas estudiadas se reportan como no detectadas (Tabla 22).

TABLA 21 VALORES DE *Salmonella* spp. y *Vibrio cholerae* CORRESPONDIENTES A TERMOTOLERANTES < 1000 UFC/100mL.

Mes	Bacterias	Estaciones				
		2	3	4	5	6
Abril	Termotolerantes	> 1000	800	700	540	42
	<i>Salmonella</i> spp.		200	0	100	0
	<i>Vibrio cholerae</i>		110	320	0	100
Mayo	Termotolerantes	> 1000	640	320	100	78
	<i>Salmonella</i> spp.		320	100	0	0
	<i>Vibrio cholerae</i>		0	0	0	0
Junio	Termotolerantes	160	980	120	530	60
	<i>Salmonella</i> spp.	0	100	36	130	0
	<i>Vibrio cholerae</i>	0	110	0	900	0
Julio	Termotolerantes	370	770	240	100	25
	<i>Salmonella</i> spp.	140	0	0	48	0
	<i>Vibrio cholerae</i>	78	0	0	0	0
Agosto	Termotolerantes	420	180	440	36	98
	<i>Salmonella</i> spp.	24	0	0	0	0
	<i>Vibrio cholerae</i>	0	0	0	0	0
Septiembre	Termotolerantes	450	900	230	80	20
	<i>Salmonella</i> spp.	450	0	72	54	73
	<i>Vibrio cholerae</i>	700	110	160	0	0
Octubre	Termotolerantes	No se realizó	No se realizó	730	450	150
	<i>Salmonella</i> spp.			75	200	66
	<i>Vibrio cholerae</i>			24	0	0
Noviembre	Termotolerantes	630	100	100	140	0
	<i>Salmonella</i> spp.	60	34	100	59	0
	<i>Vibrio cholerae</i>	0	0	0	73	0

TABLA 22 VALORES DE DESINFECCIÓN CON CLORO DE COLIFORMES FECALES, *Salmonella* spp. y *Vibrio cholerae* A DIFERENTES DOSIS Y TIEMPOS DE CONTACTO

Bacterias	Dosis (mg L ⁻¹) y Tiempos de contacto (h)								
	10 mg L ⁻¹			11 mg L ⁻¹			12 mg L ⁻¹		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Termotolerantes	> 1000	1000	76	> 1000	520	0	0	0	0
<i>Salmonella</i> spp.	54	3.6	<3.6	0	0	0	0	0	0
<i>Vibrio cholerae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fuente: Jiménez *et al.*, 1997

Diversos factores ambientales se han reportado en los procesos de estabilización como posibles mecanismos de afectación de la sobrevivencia de las bacterias indicadoras de contaminación fecal. Dentro de los cuales podemos mencionar: a) luz solar (debido a la presencia de fotosintetizadores intracelulares que al absorber las radiaciones de UV de longitudes de onda corta -UVB: 280-329 nm, UVA: 320-400 nm y azul visible: 400-500 nm), b) concentraciones elevadas de oxígeno disuelto (20 mg L⁻¹ que con acción catalizadora de la luz solar forman especies reactivas o fotooxidativas tóxicas -peróxido de hidrógeno, radicales hidroxilos-) y c) pH altos (≥ 9.0) (Curtis *et al.*, 1992; Moeller y Calkins, 1980; Pearson *et al.*, 1987).

El grupo de los coliformes termotolerantes se ve disminuido, siempre y cuando los factores, antes mencionados, se combinen (Curtis, 1990). De esta forma, las sustancias tóxicas de oxígeno dañan la membrana interna de las bacterias, y con ello la capacidad de mantener un pH interno entre 7.6 y 7.8 (óptimo de sobrevivencia) cuando el del medio externo es ≥ 9.0 . Siendo este último posiblemente el biocida de mayor importancia para la microbiota fecal en cuerpos de estabilización de agua a causa de los siguientes daños en (Davies-Colley *et al.*, 1997):

- Secuencia de enlace del ADN
- Reducción de la síntesis de ARN y proteínas
- Estructura de la membrana celular
- Sistema de transporte de las membranas celulares
- Interrupción de la respiración oxidativa
- Inactivación de la síntesis de aminoácidos

De forma general, con la normatividad para riego, donde de acuerdo al inciso 4.2 de la NOM-001-ECOL-1996, el límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas en suelo (uso agrícola) es < 1000 por cada 100 mL.

De la figura 17 a la 27 se presentan las variaciones de los bacteriológicos en el ciclo del muestreo.

3. HUEVOS DE HELMINTO

De igual forma, el lago cumple para el caso de huevos de helminto con valores de 0.2/L. en el inciso 4.3 y de acuerdo con la *fe de erratas* publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1997, de la misma, se indica que para las descargas vertidas al suelo el límite máximo permisible de huevos de helminto para riego restringido (agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas) es de cinco por litro, mientras que para riego irrestricto (agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas legumbres y verduras) es de uno por litro. Y en el caso de las bacterias patógenas, los niveles se encuentran por debajo de la dosis mínima infectiva reportada 10^2 UFC/100 mL (Feachem *et al.*, 1983).

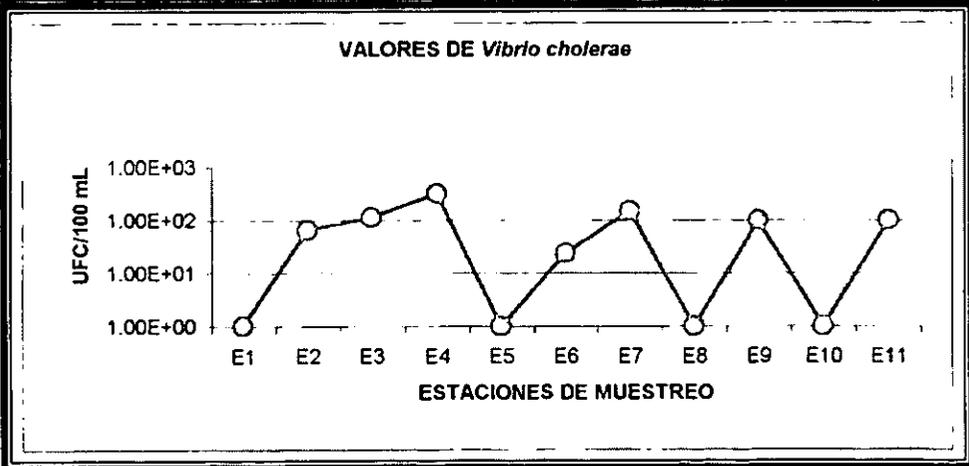
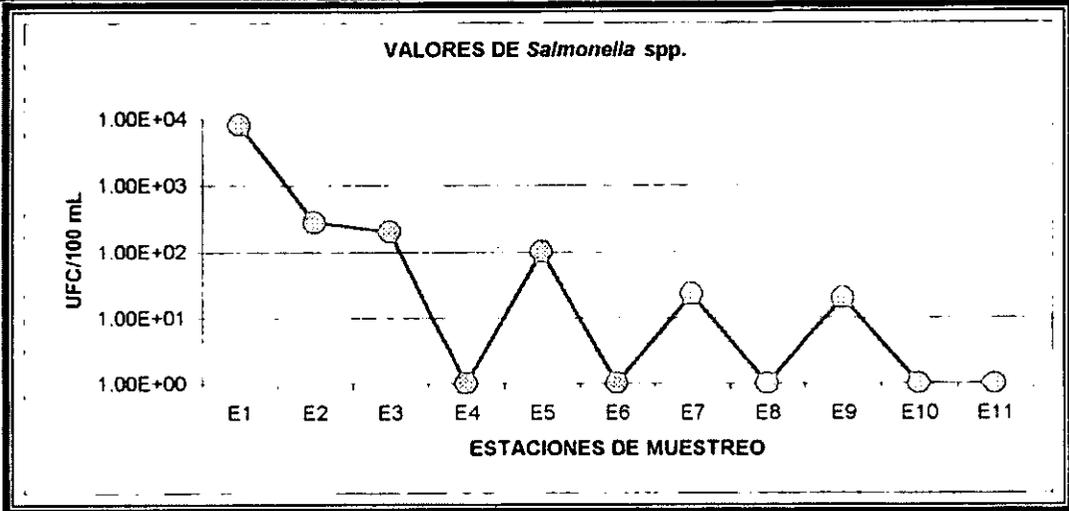
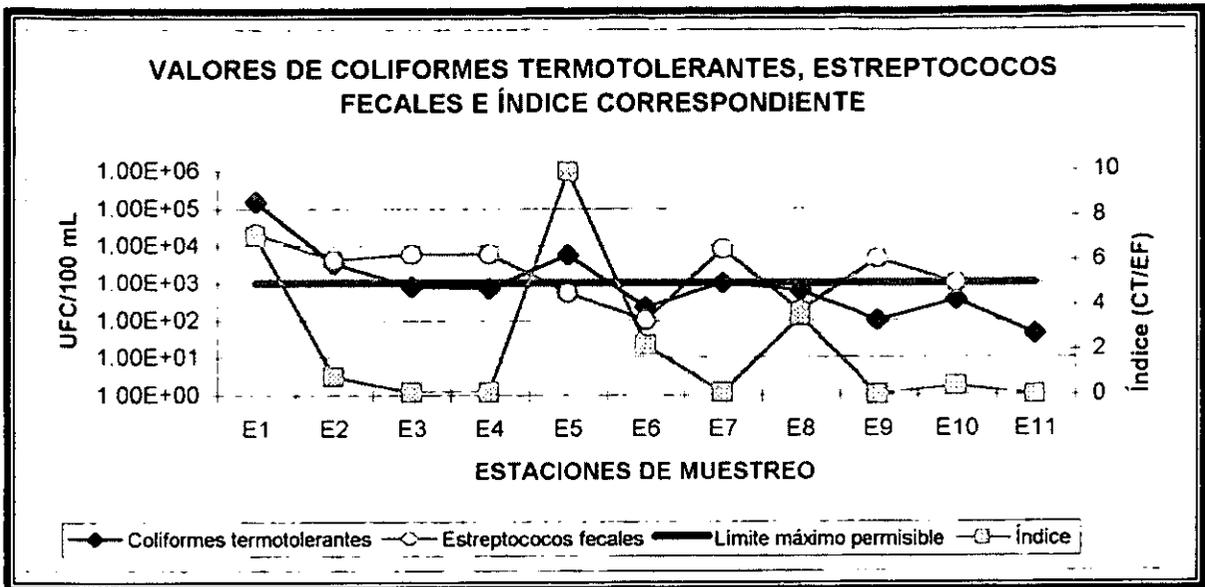


FIG. 17 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE ABRIL DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

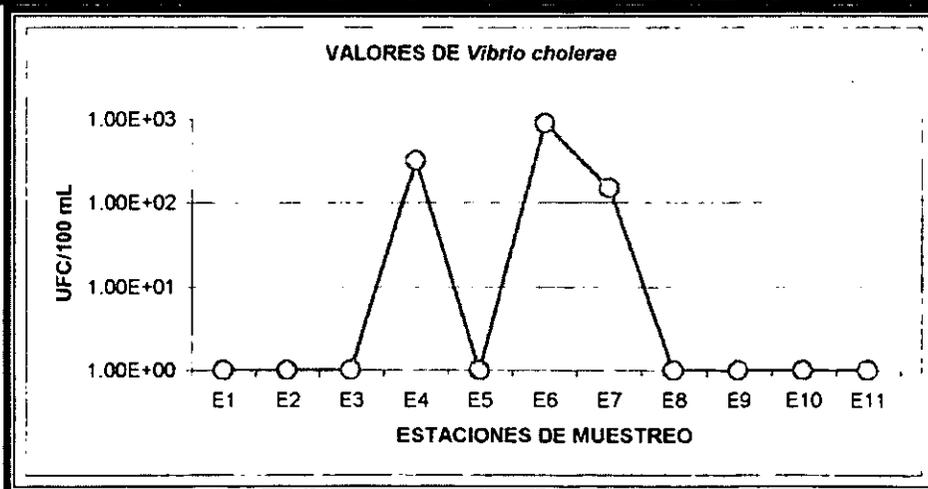
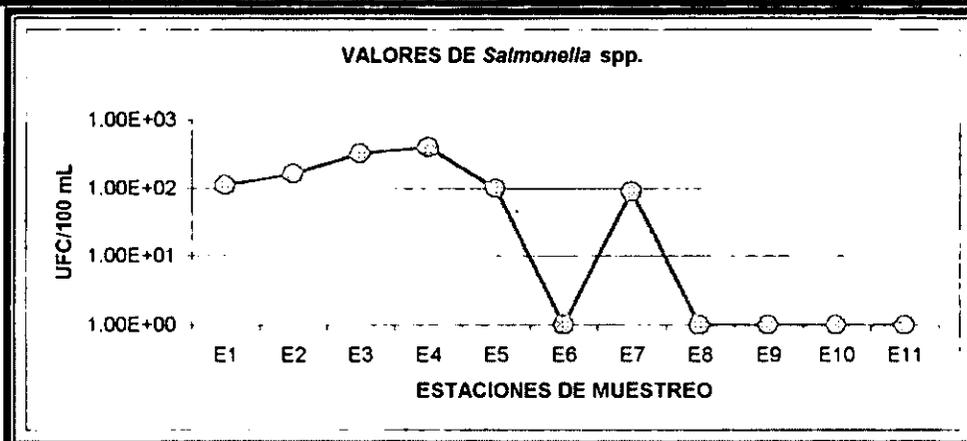
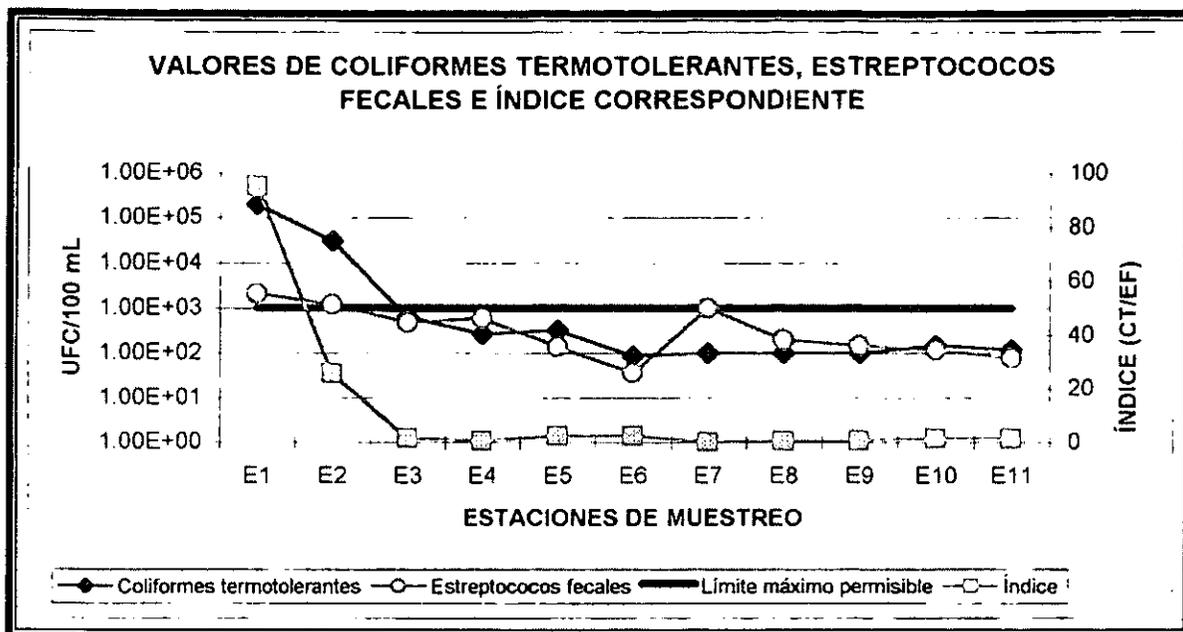


FIG. 18 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE MAYO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

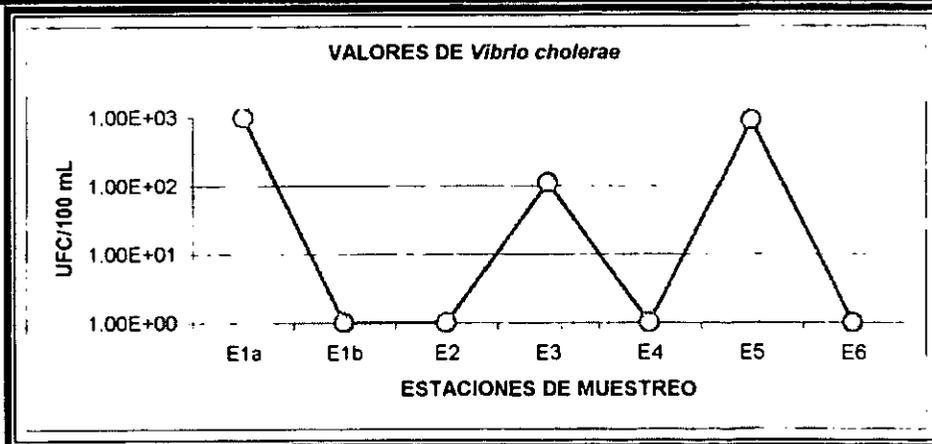
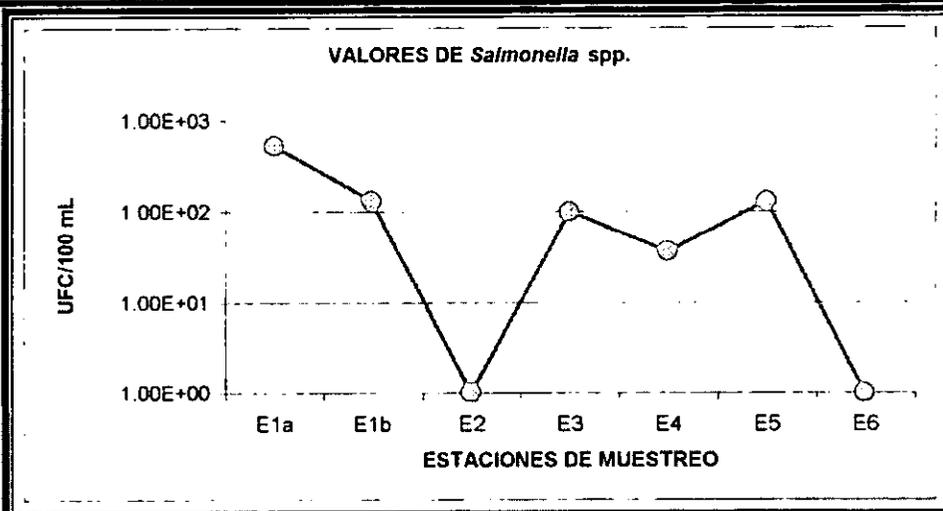
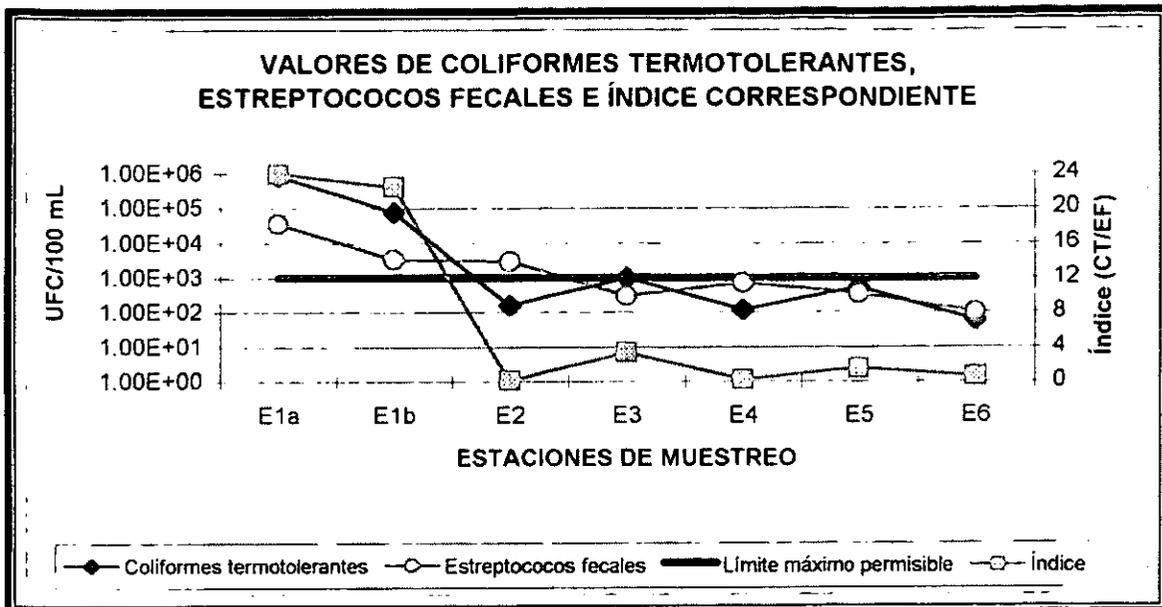


FIG. 19 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE JUNIO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

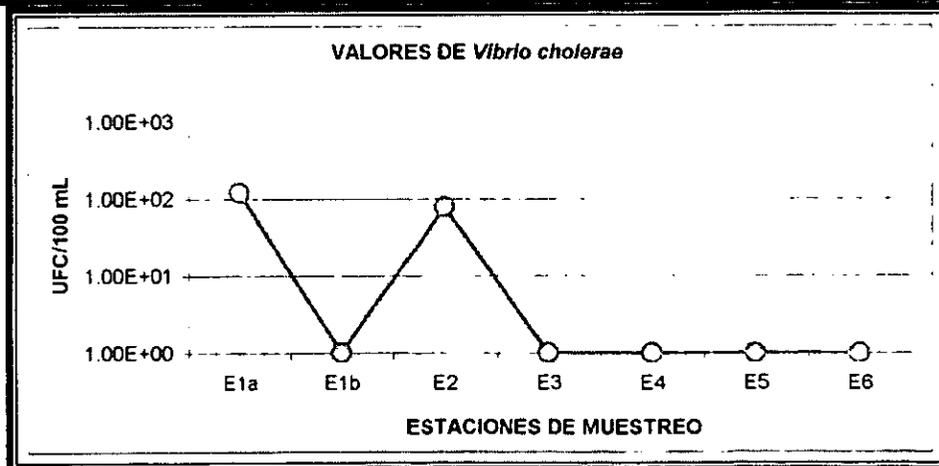
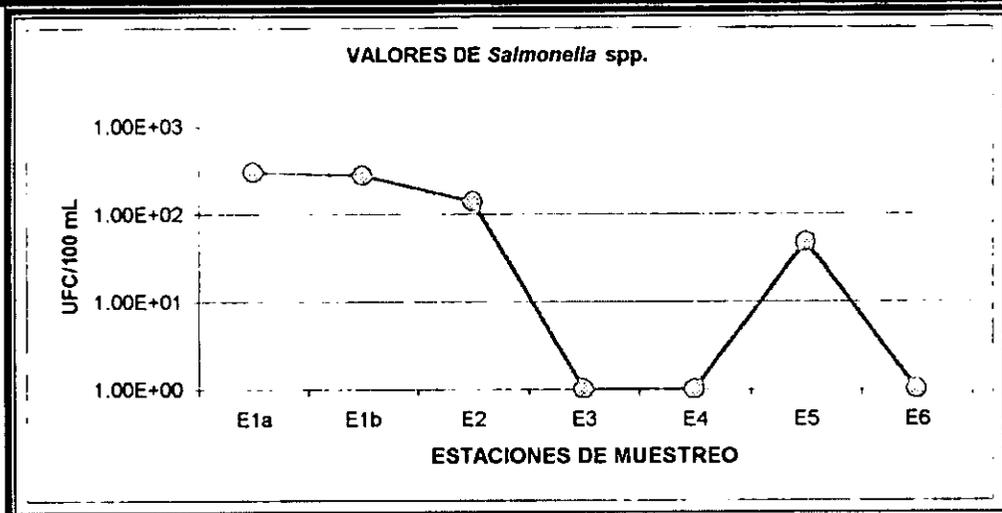
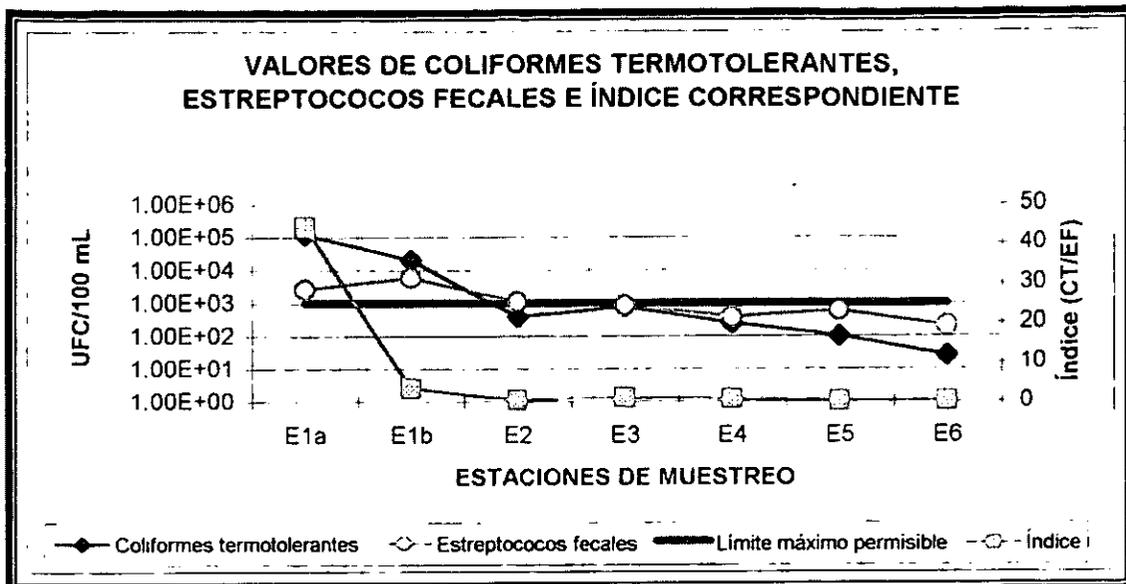


FIG. 20 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE JULIO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

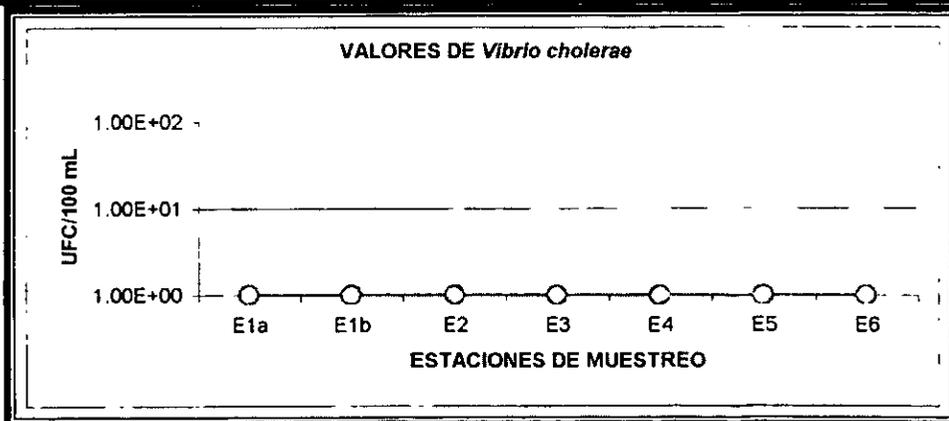
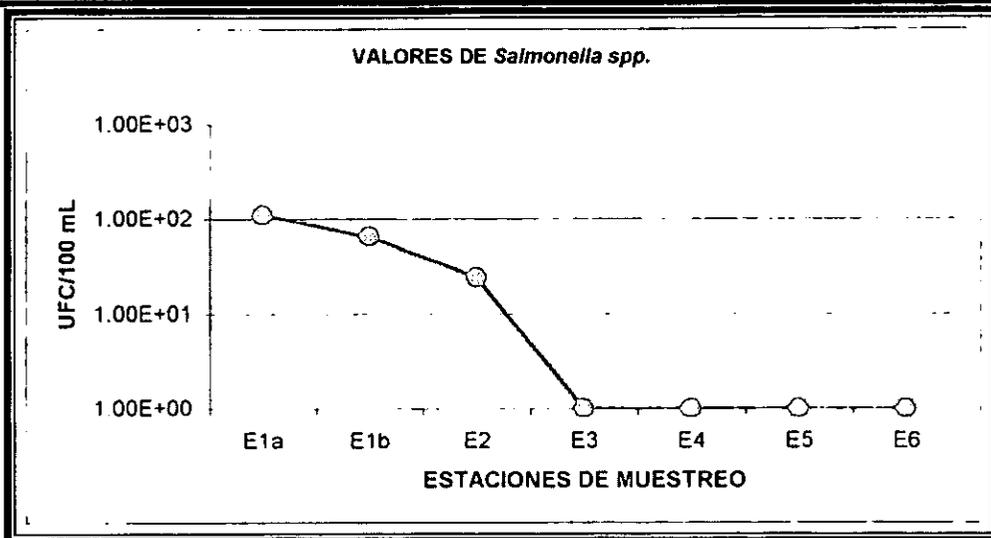
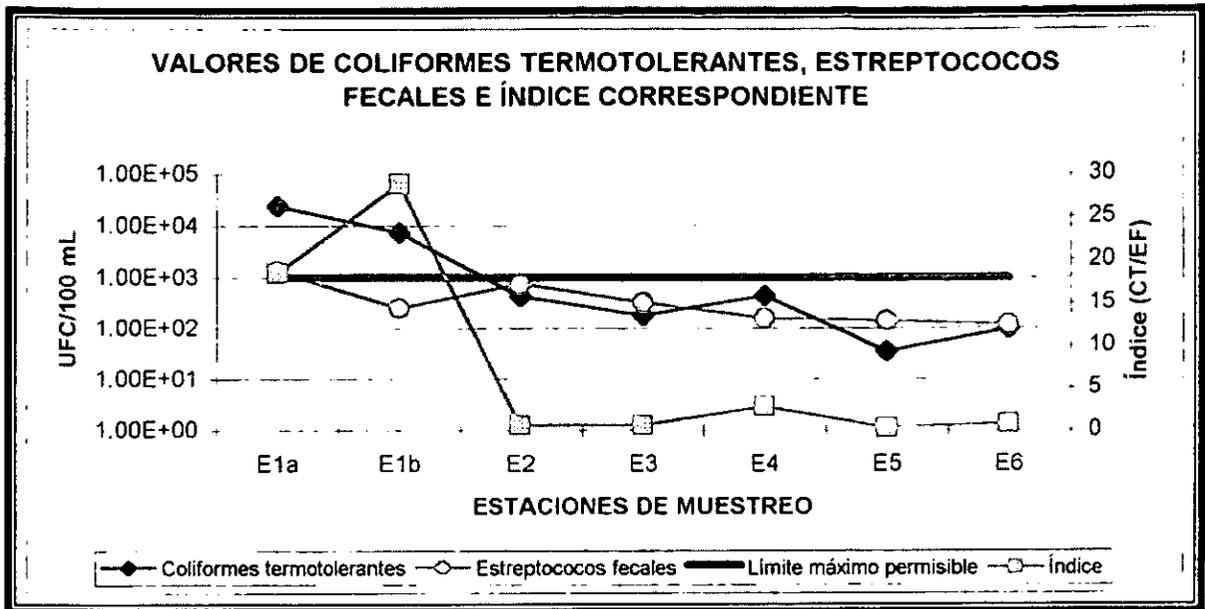


FIG. 21 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE AGOSTO DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

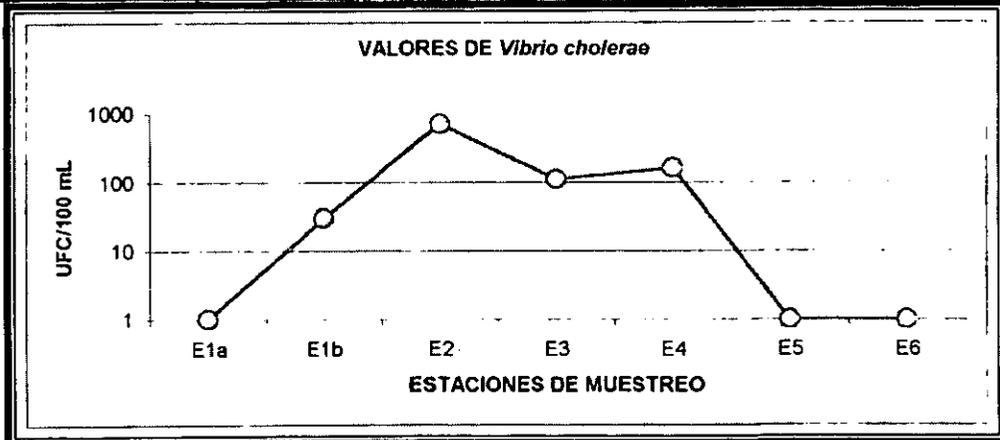
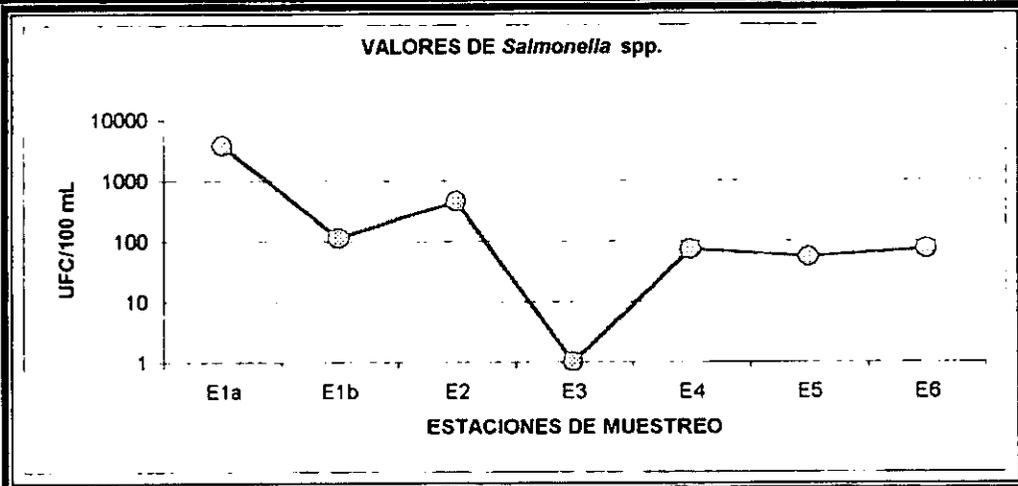
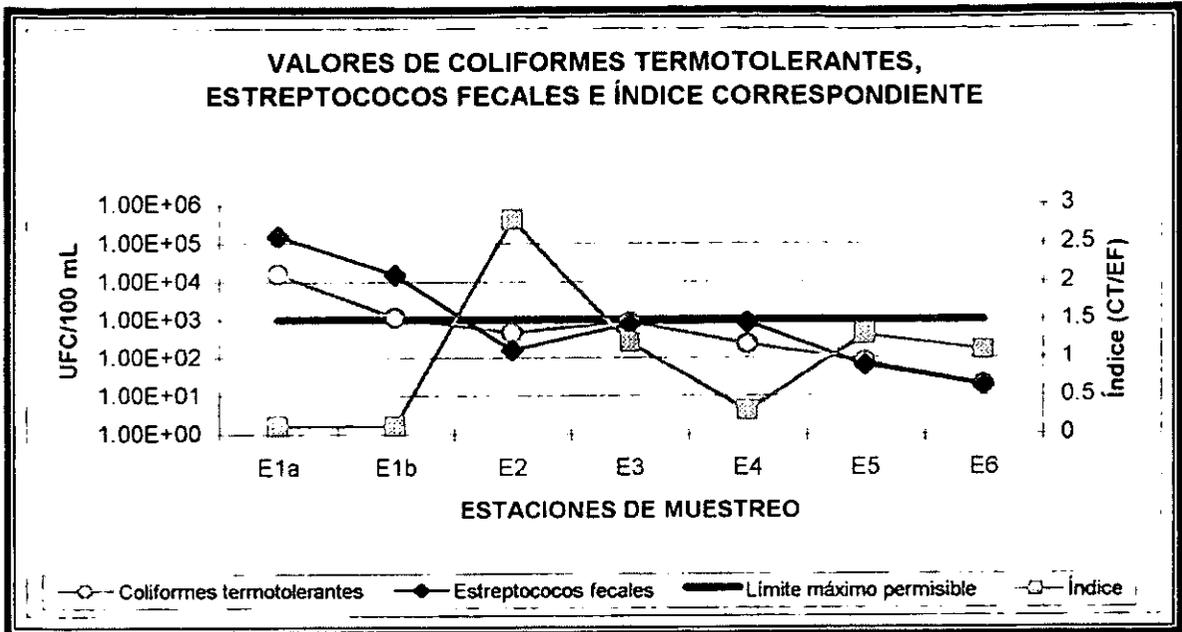


FIG. 22 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE SEPTIEMBRE DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

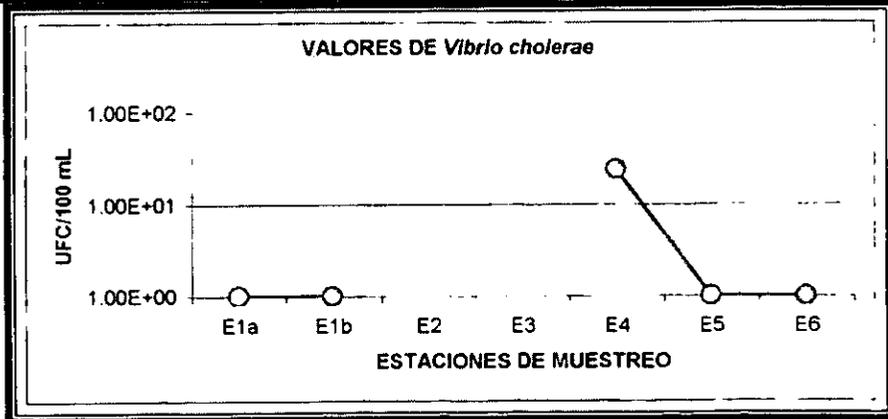
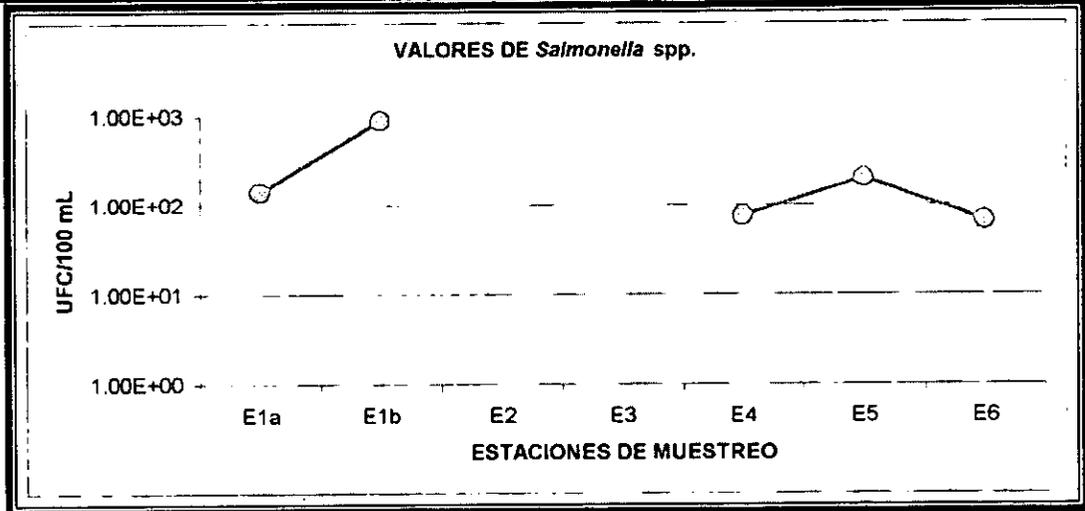
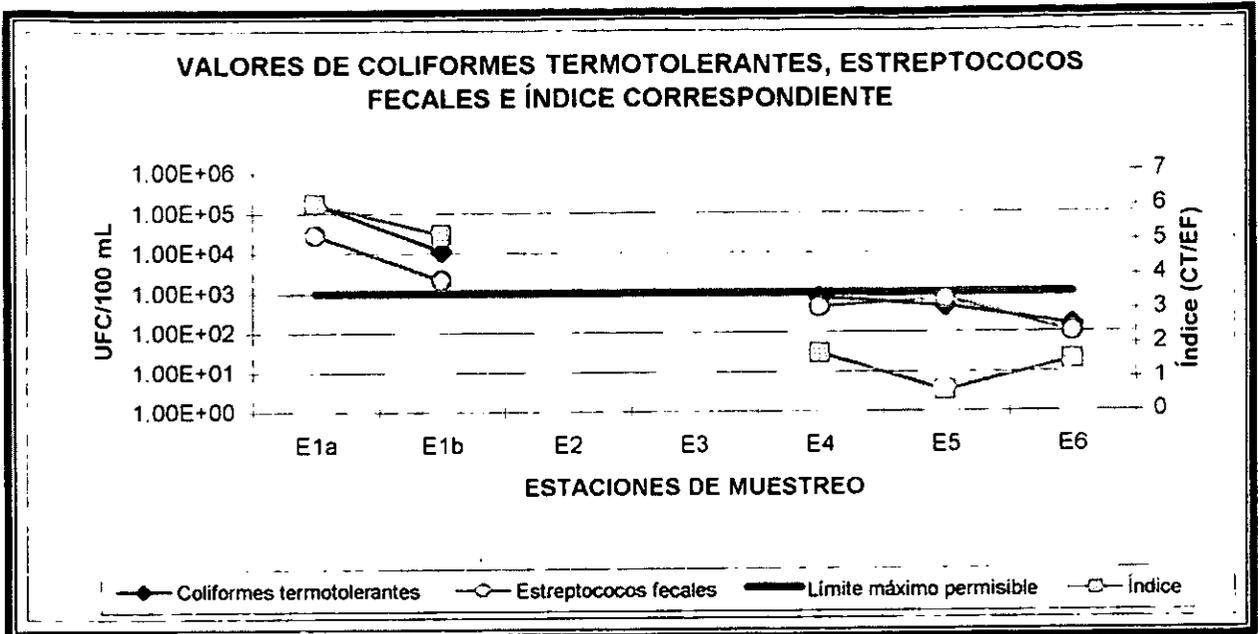


FIG. 23 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE OCTUBRE DE 1999 PARA EL ALGO NABOR CARRILLO

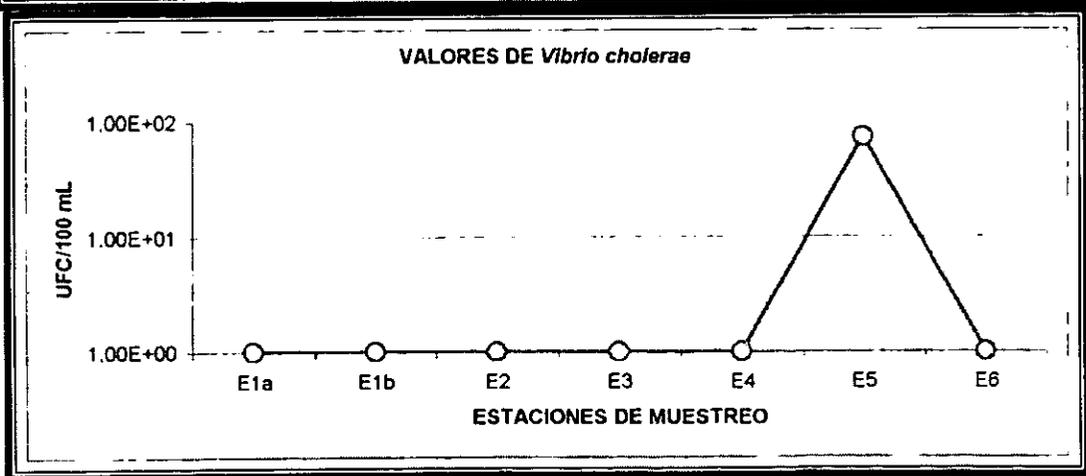
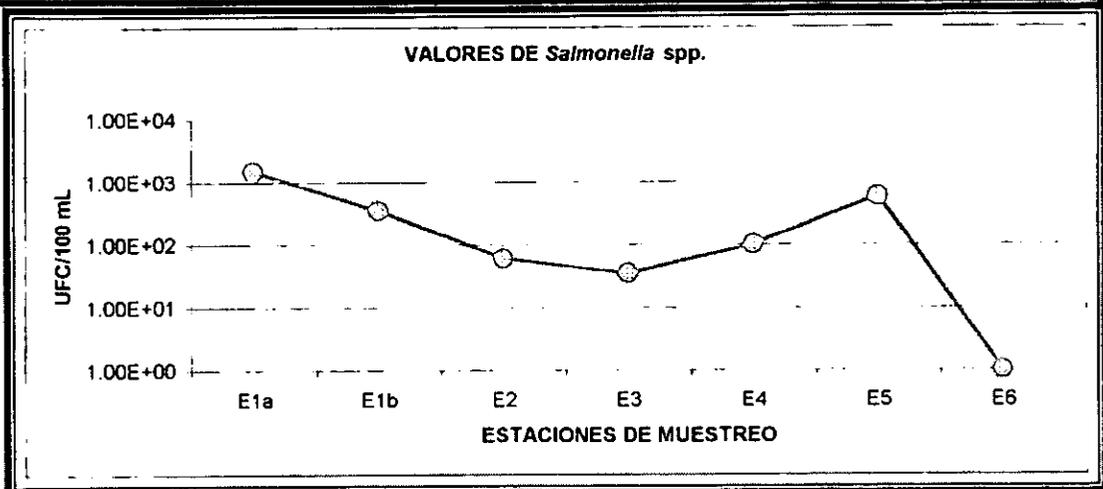
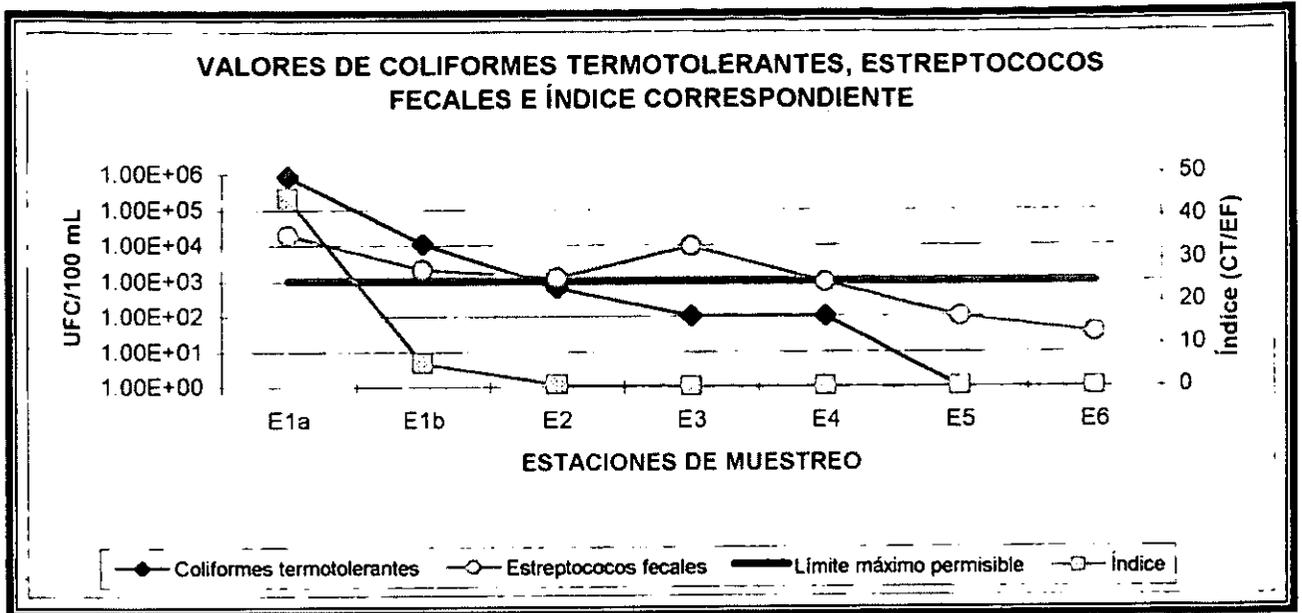


FIG. 24 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE NOVIEMBRE DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

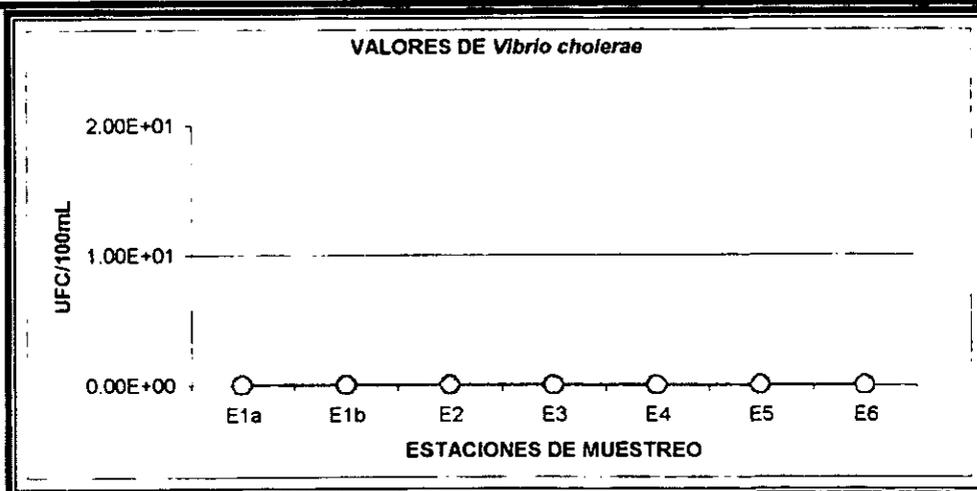
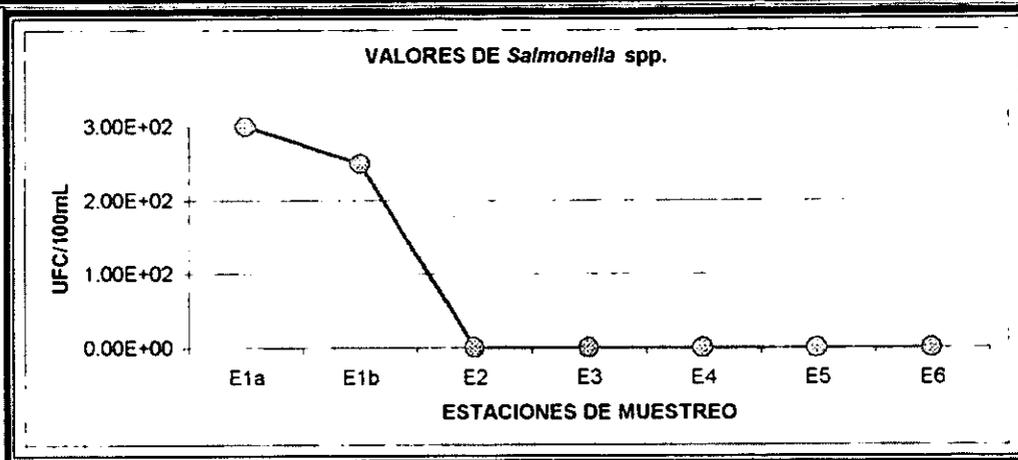
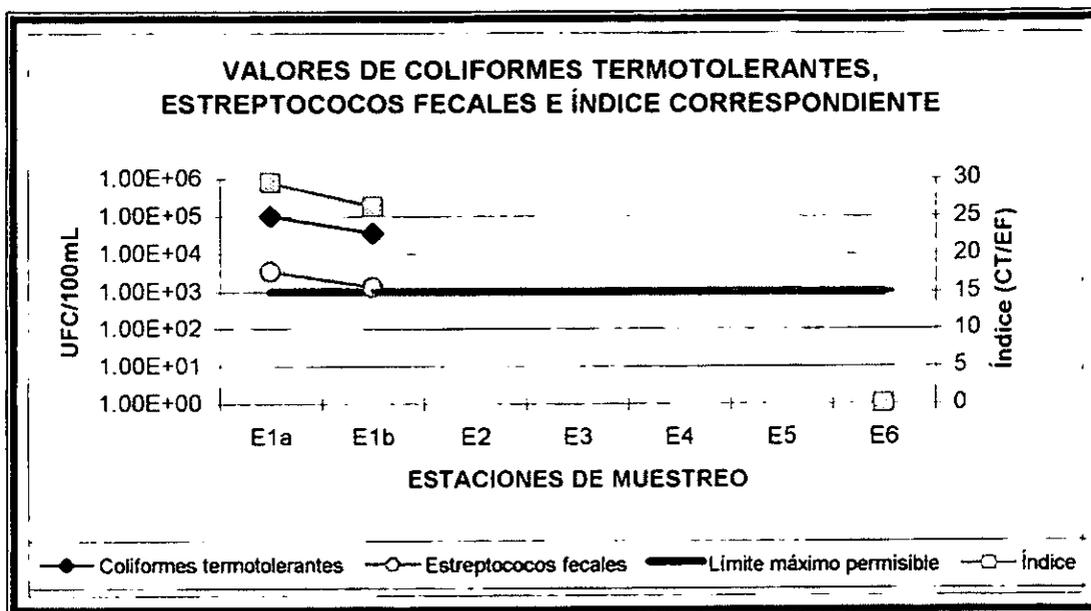


FIG. 25 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE DICIEMBRE DE 1999 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

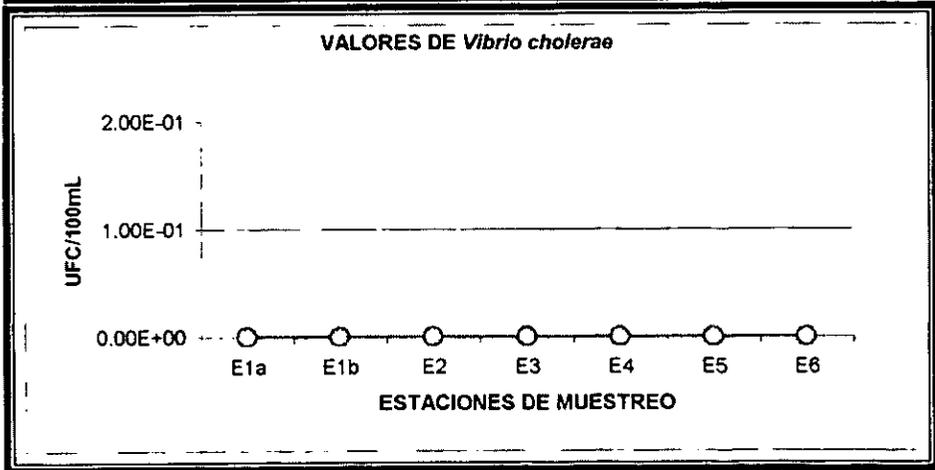
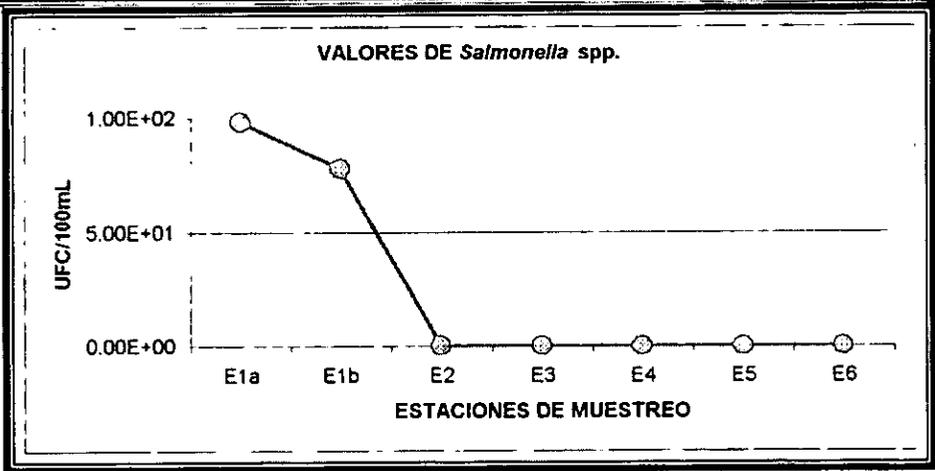
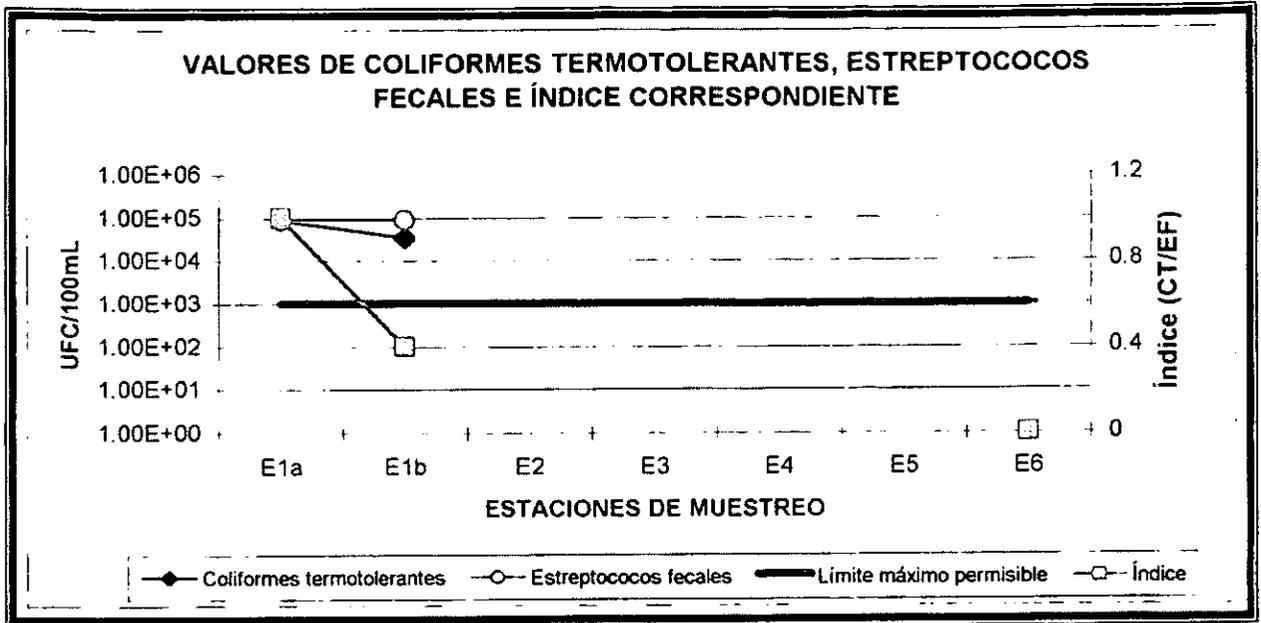


FIG. 26 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE ENERO DEL 2 000 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

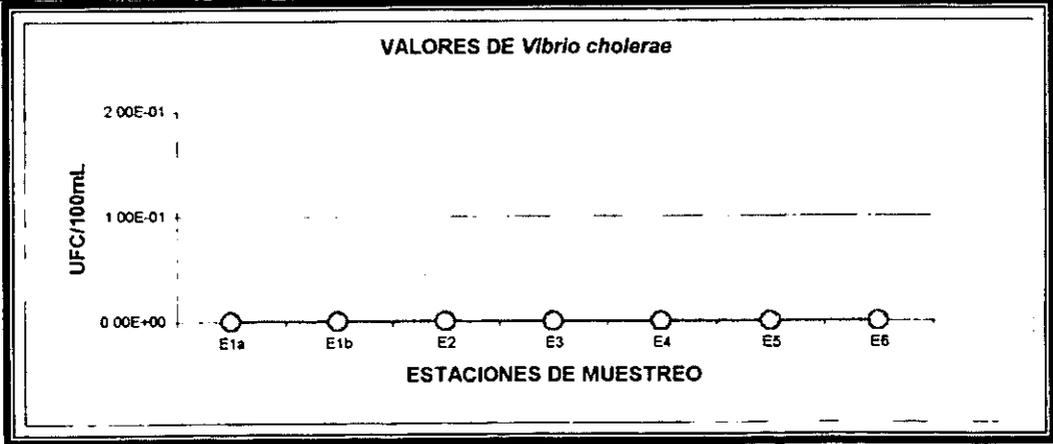
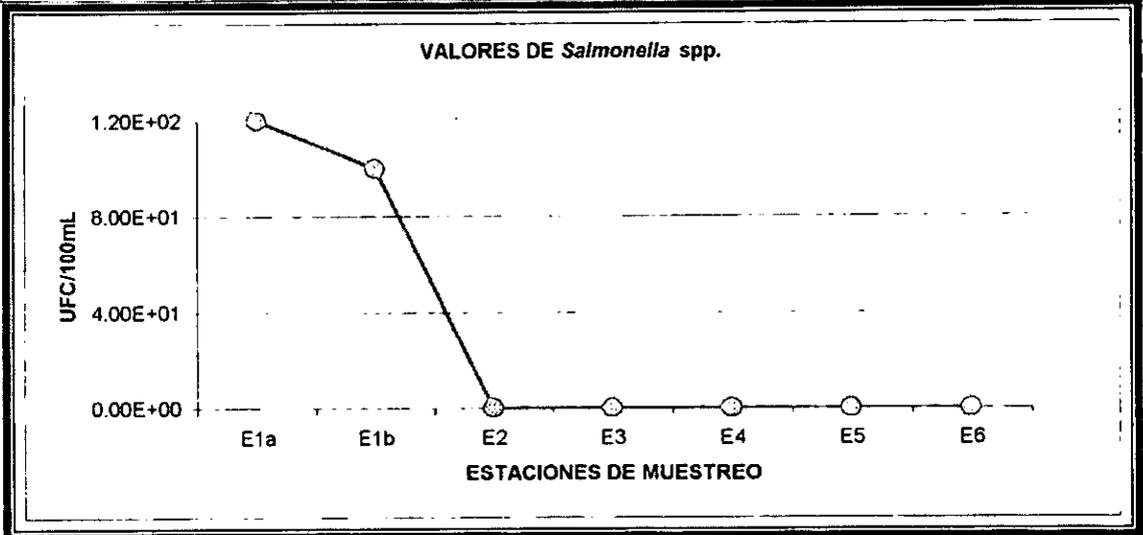
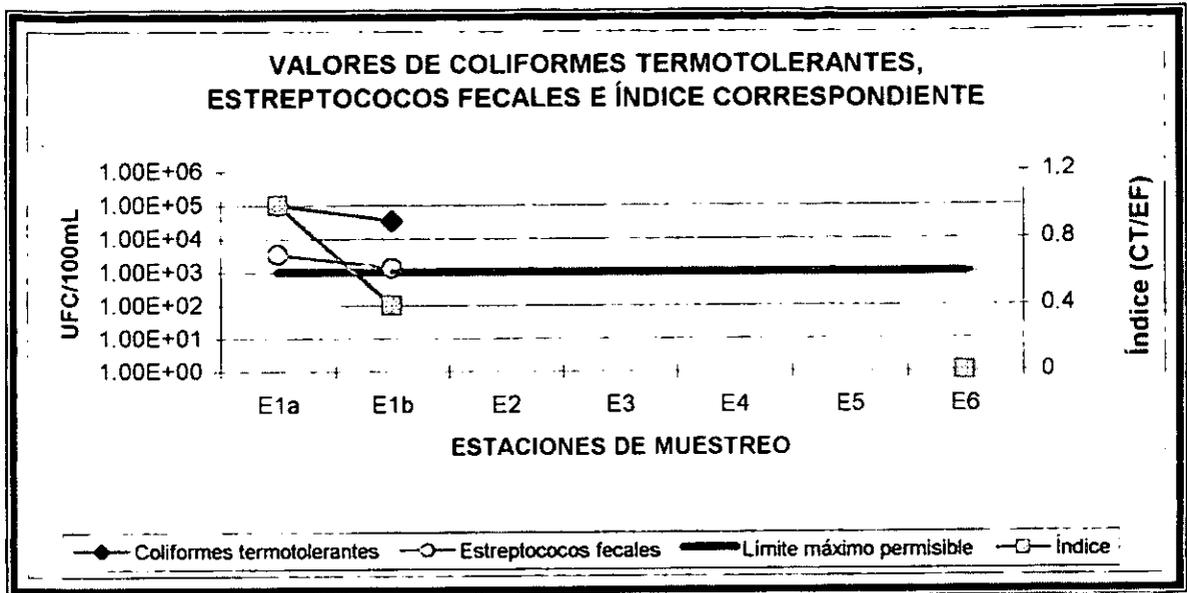
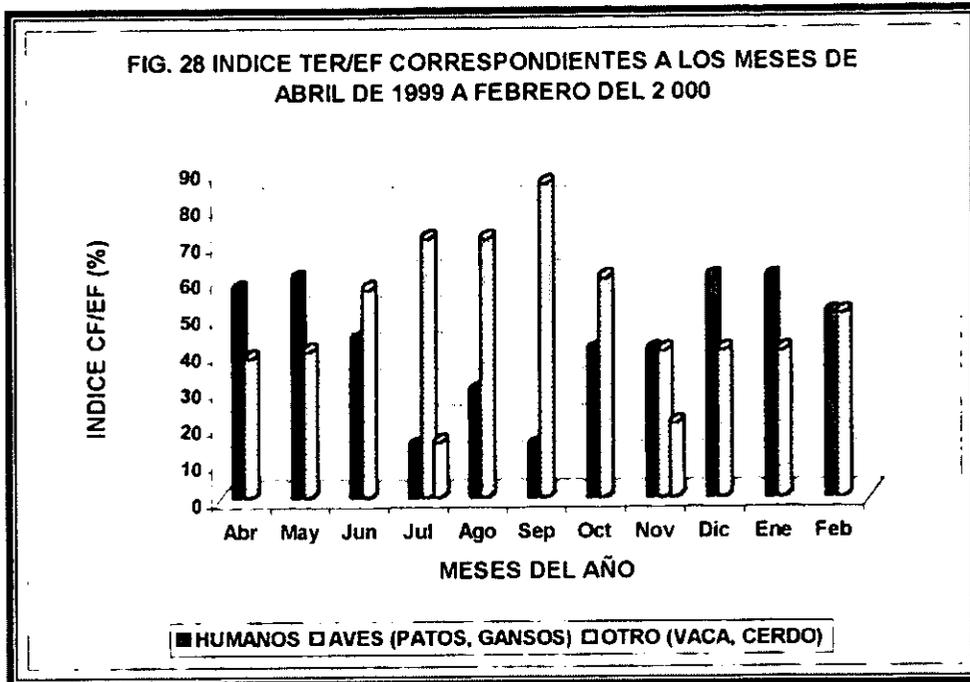


FIG. 27 VALORES MICROBIOLÓGICOS CORRESPONDIENTES AL MES DE FEBRERO DEL 2 000 PARA EL LAGO NABOR CARRILLO

En la figura 28 se presentan las principales fuentes de contaminación del embalse obtenido por medio del índice Termotolerantes / Estreptococos fecales (Metcalf y Eddy, 1991), los resultados muestran que el principal aporte es por humanos y aves, principalmente patos.



4. AMIBAS ANFIZOICAS

4.1. Aislamiento, Identificación y Patogenicidad de Amibas Anfizoicas

De las amibas anfizoicas aisladas e identificadas del lago Nabor Carrillo, las dos cepas de *Acanthamoeba* spp. probadas mostraron ser virulentas en ratón, lo cual hace inferir de forma indirecta la posible patogenicidad en humanos. La Tabla 23 muestra el porcentaje de patogenicidad en ratones por la vía intracerebral. Es importante indicar que si bien algunos organismos no han mostrado ser hasta hoy patógenos, no se descarta la posibilidad que se demuestre lo contrario, como ocurrió con *Balamuthia mandrillaris* que se describió como patógena, más o menos, recientemente (Martínez y Visvesvara, 1993) si se encuentran en un número elevado y pueden invadir otros órganos convirtiéndose en oportunistas y con ello un riesgo para la salud.

TABLA 23 PORCIENTO DE PATOGENICIDAD DE *Acanthamoeba* spp. EN RATONES

Cepas	% Patogenicidad
	Intracerebral
2b	100
5b	100
Tiempo de deceso (días)	3-5
Patogenicidad	+

En la prueba por vía nasal los ratones sobrevivieron a los 21 días que dura la prueba, por lo que al concluir el período se autopsiaron y se les extrajo: hígado, cerebro, riñón y pulmones. En los cinco ratones la amiba se recuperó del cerebro y pulmones. Tal resultado demuestra la capacidad de invasión de la amiba probada y por lo tanto, también, su patogenicidad.

Para las pruebas de desinfección con UV de los cultivos axénicos de *Acanthamoeba* spp. considerando número y viabilidad de los trofozoítos y quistes fue necesario aplicar dosis muy altas, por un lado posiblemente a causa del % de transmitancia del agua del lago de Nabor Carrillo y por otro, de la gran resistencia que los microorganismos a causa de la presencia de paredes en los quistes, las cuales son secretadas como una especie de "armadura extracelular", como el caso del género *Acanthamoeba* spp., cuyo quiste presenta dos paredes: una externa de consistencia fosfoproteica y una interna de celulosa. Las figuras 29 y 30 muestran la inactivación obtenida de *Acanthamoeba culbertsoni* (cepa de referencia ATCC 30171 usada como control) y *Acanthamoeba* spp. aislada del lago en unidades logarítmicas, a diferentes dosis efectivas de radiación con UV. En ambas cepas, para lograr una reducción tanto de quistes como de trofozoítos de 4 unidades logarítmicas, se requirieron tiempos efectivos por arriba de los 1 200 segundos (> 20 minutos) con dosis efectivas mayores a 173 mWs/cm², lo que en términos económicos de operación no es redituable. Ello implicaría someter al agua del lago a algún proceso que incremente la transmitancia (%) y de esta forma, reducir el tiempo efectivo de desinfección.

FIG. 29 INACTIVACIÓN DE *Acanthamoeba culbertsoni* POR DESINFECCIÓN CON UV

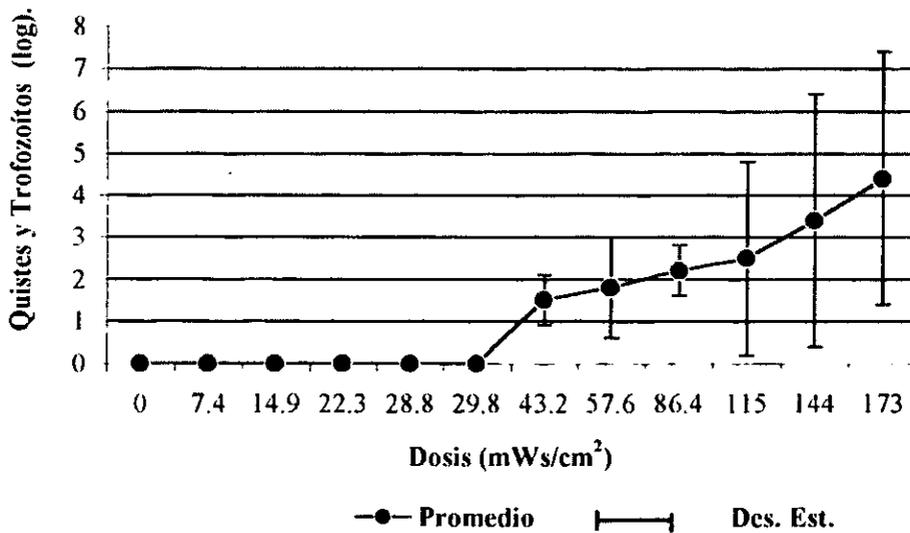
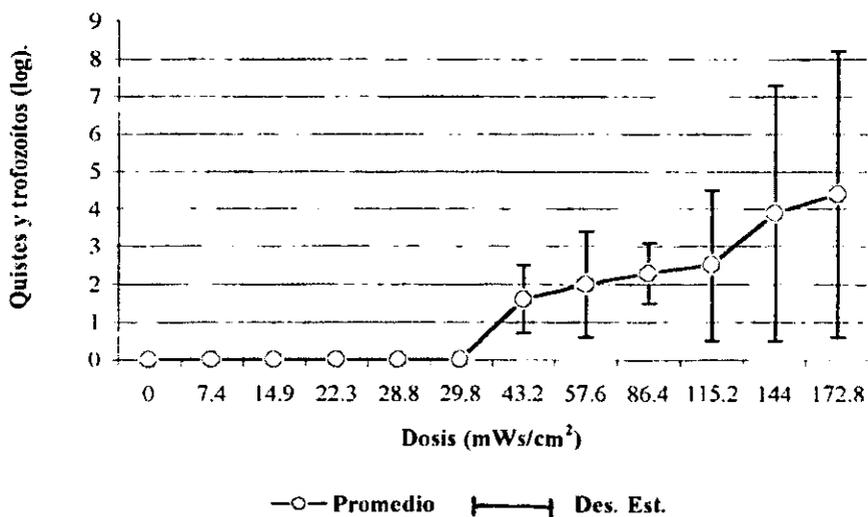


FIG. 30 INACTIVACIÓN DE *Acanthamoeba* spp. POR DESINFECCIÓN CON UV



CONCLUSIONES

1. Físico-químicos

En el ciclo de estudio de casi un año (11 meses) se observó cómo los factores climáticos (viento y lluvia), así como las características morfométricas (extensa superficie, poca profundidad y orientación topografía), confieren al lago un comportamiento especial, principalmente, en lo referente a:

- Temperatura; se observaron dos períodos de mezcla combinados con dos de estratificación térmica, misma que probablemente permanece sólo durante algunas horas del día para romperse posteriormente. Dado que aun durante las fases de estratificación, ésta a menudo lo es por una baja diferencia de temperatura ($0.5\text{ }^{\circ}\text{C} - 1.0\text{ }^{\circ}\text{C}$), se puede concluir que el Nabor Carrillo presenta un régimen polimíctico cálido, quedando en duda si es continuo o discontinuo.
- Oxígeno disuelto; presentó un comportamiento clinogrado, con una sobresaturación superficial (saturación $>140\%$ en la mayor parte del ciclo de estudio), con lo cual se podría considerar al Nabor Carrillo a una especie de bosque o pulmón en el área.
- La actividad fotosintética neta que produce la sobresaturación de oxígeno (fotosíntesis neta) se da aproximadamente en los primeros 0.25 m de la columna, por lo que a menos de 50 cm de profundidad los niveles de oxígeno ya se encuentran por debajo del mínimo necesario (1.9 ± 1.6) para la cría de peces aun de baja calidad.

Debido a lo anterior, podemos mencionar que el lago Nabor Carrillo:

- a) Es un embalse polimíctico cálido,
- b) Presenta un comportamiento clinogrado para el OD a pesar del régimen de mezcla, debido a la bomba de oxígeno en superficie.
- c) Es inadecuado para actividades piscícolas por la falta de oxígeno en el fondo
- d) Es de baja transparencia, zona fótica en aproximadamente los primeros 25 cm.
- e) Sería conveniente evaluar el funcionamiento del lago como bosque o pulmón en el área de Texcoco.

Así mismo y debido en gran medida a la influencia y combinación de los tres tipos de vientos (altura, convectivos y rasantes) en el lago, existió poca o casi nula diferenciación espacial durante todo el periodo de estudio y, con respecto al comportamiento vertical, a excepción del oxígeno disuelto, % de saturación de oxígeno y disco de Secchi, el resto de los parámetros determinados no presentaron diferencias apreciables.

En cuanto a la calidad fisicoquímica del agua en el ciclo de muestreo, es evidente un marcado incremento en los valores de la conductividad, pH y alcalinidad entre la entrada, interior y salida del lago Nabor Carrillo, variando desde 8.3 hasta 10, de 2 000 hasta 5 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y de 560 mg L^{-1} a 1 420 mg L^{-1} (con dominancia de carbonatos), respectivamente. Tales parámetros son evidencia de la alta concentración de cierto tipo de iones, que en orden de dominancia son:

Unidades	Iones en Orden de Dominancia						
	Sodio	Potasio	Magnesio	Calcio	Cloruros	Carbonato	Sulfato
mmo L^{-1}	47	4.1	1.64	0.84	24	6.8	4.4
mg L^{-1}	1090	162	20	17	1090	418	216

- f) Esta situación representa un serio problema para su reúso en la agricultura, debido a que los valores de cationes y aniones sobrepasan por mucho los límites máximos permisibles y el RAS es $> 60 \text{ mmol L}^{-1}$.
- g) Con respecto a los nutrientes, existe una entrada alta de estos al cuerpo de agua, debido al tipo de aguas tratadas, con altas concentraciones procedentes de la degradación de desechos humanos y domésticos, que lo alimentan. Siendo el nitrógeno el elemento limitante con base en el fósforo, situación recurrente en lagos alimentados con aguas tratadas.
- h) Por último y en cuanto a los parámetros fisicoquímicos determinados, los valores de las concentraciones de metales pesados se encuentran muy por debajo de los límites máximos permisibles para riego agrícola, por lo que no constituyen por el momento ningún problema a este respecto.

2. Bacteriológicos

Dentro del lago Nabor Carrillo se logra el mejoramiento de la calidad bacteriológica, cuyos niveles se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles para la agricultura, lo cual

posiblemente se deba a la combinación de los diversos factores físico-químicos y de competencia característicos del lago como:

- Incidencia de luz solar
- PH > 9.0
- Alta concentración de oxígeno disuelto superficial
- Alta concentración de iones

3. Helmintos

En cuanto a los huevos de helminto, las determinaciones realizadas (0.2 H/L) permitirían recomendar la reutilización para el riego irrestricto (agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada).

4. Amibas Anfizoicas y Desinfección con UV

Desafortunadamente, para el caso de las amibas de vida libre potencialmente patógenas los resultados no son tan alentadores. Diversos géneros de amibas fueron identificadas, siendo la de mayor preocupación *Acanthamoeba* spp. por representar un serio riesgo de salud por su virulencia en ratones, lo que permite inferir de forma indirecta la posible patogenicidad en humanos, así como requerir altas dosis de luz UV (> 173 mWs/cm²) para su destrucción. Lo que elimina la posibilidad de utilizar el lago para actividades recreativas.

Tales resultados crean la necesidad de considerar a algunos grupos de los protozoos, amibas anfizoicas, como un tercer grupo indicador de contaminación microbiológicos dentro de la normatividad actual del reúso de agua residual tratada.

El lago Nabor Carrillo podría considerarse, dentro de un papel ecológico:

- Como sitio de refugio, alimentación, reproducción y crianza de multitud de aves migratorias que allí llegan año con año.
- Para el cultivo de *Spirulina* spp. o de otras especies con pHs óptimos altos
- Como un “bosque” o “pulmón” del área.



AVES MIGRATORIAS LAGO NABOR CARRILLO
(Fuente: Cruickshank, 1998)

BIBLIOGRAFÍA

1. Alcocer D. J., Chávez A. M. y Escobar B. E. (1993). La limnología en México (historia y perspectiva futura de las investigaciones limnológicas). *Ciencia*, **44**: 441-453.
2. Analytab Products. (1993). *Analytical profile index enterobacteriaceae and other gram-negative bacteria*. Division of Sherwood Medical. 200 Express Street, Plainview. New York. 11803. pp 90.
3. Apenes O. (1944). The Primitive Salt Production of Lake Texcoco, Mexico. *Ethnos.*, **1**: 35-40.
4. Arredondo-Figueroa J. L. y Aguilar C. (1987). *Bosquejo histórico de las investigaciones limnológicas, realizadas en lagos mexicanos, con especial énfasis en su ictiofauna*. *Contribuciones en Hidrobiología* S. Gómez y V. Arenas. Universidad Nacional Autónoma de México, México pp. 91-133.
5. APHA, AWWA, WPCF. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association Washington, D.C. pp.
6. Athié L. (1987). *Calidad y cantidad del agua en México*. Universo Veintiuno, México. pp. 152.
7. Bassols A. (1981). *Recursos naturales de México*. Ed. Nuestro Tiempo. México. pp. 37-49.
8. Beadle L. C. (1969). Osmotic regulation and the adaptation of freshwater animals to inland saline waters. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **17**: 421-429.
9. Bradbury J. (1971). Paleolimnology of lake Texcoco. Mexico. Evidence from Diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, **16**: 180-200

10. Brock T. D. (1988). La vida a alta temperatura. *Mundo Científico* **81**: 664-673.
11. Cairns W. L., Sakamoto G., Comair C.B. y Gehr R. (1993). *Assessing UV disinfection of a physico-chemical effluent by medium pressure lamps using a collimated beam and pilot plant*. Trojan Technologies Inc. 3020 Gore Road, London, Ontario Canada N5V 4T7.
12. Červa L. (1969). Amoebic meningoencephalitis: Axenic culture of *Naegleria*. *Sci.*, **163**: 576.
13. Chávez C. T. y Huerta A. L. (1984). *Estudios ecológicos previos a la creación de un refugio de vida silvestre en el ex - lago de Texcoco*. Memorias del IV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria Ambiental México. pp. 641-647.
14. Coche A. (1969). Aspects of physical and chemical limnology of lake Kariba, Africa. A general outline. In. L.E. Obeng (Eds). *Man-made lakes: The Accra Symposium*. Ghana Universities: pp. 116-122.
15. Colborn T. y Clement C. (1992). *Chemically-induced alterations in sexual and functional development. The wildlife/human connection: advances in modern environmental toxicology* Vol. XXI, Princeton Scientific Publishing Company, Princeton, New Jersey.
16. Comisión Nacional de Población (CONAPO). (1998). *La situación demográfica de México*. Secretaría de Gobernación. pp. 81-92.
17. Coronado G. R. y López O. E. (1980). Análisis protozoológico de diez piscinas localizadas en el Distrito Federal y el Estado de Morelos, México. *Rev. Latino-Americana Microbiol.*, **22**: 157-160.
18. Culbertson C. G. (1981). Amebic meningoencephalitis. *Antibiotics Chemoter.* **30**: 28-53.

19. Curtis T. P., Mara D. D. Y Silva S. S. (1992). Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization water. *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**: 1335-1343.
20. Crawford P. J. y Resenberg D.M. (1984). Breakdown of conifer needle debris in a new northern reservoir, Southern Indian lake, Manitoba. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, **1**: 449-458.
21. Cruickshank G. G. (1984). *Proyecto Texcoco*. IV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental S.M.I.S.A.A.C. México. pp 680-684.
22. Davies-Colley R. J., Donnison A. M. y Speed D. J. (1997). Sunlight wavelengths inactivating faecal indicator microorganisms in waste stabilisation ponds. *Wat. Sci. Tech.*, **35**:219-225.
23. De Jonckheere J.F. (1977). Use of an axenic medium for differentiation between pathogenic and non pathogenic *Naegleria fowleri* isolates. *Appl. Environ. Microbiol.*, **33**: 751-757.
24. De Jonckheere J.F. (1980). Grow characteristics, cytopathic effect in cell culture, and virulence in mice of 36 type strains belonging to 19 different *Acanthamoeba* spp. *Appl. Environ. Microbiol.* **39**: 681-685.
25. De Jonckheere J.F. (1984). *Postgraduate course on biochemical techniques for the diagnosis of primary amoebic meningoencephalitis*. UNAM. México. pp. 1-70.
26. Díaz Z. G. (1987). *Informe final del proyecto: Control de malezas acuáticas SARH*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). México.
27. Drever J. (1997). *The geochemistry of natural waters: Surface and groundwater environments*. Prentice Hall. México. pp. 1-68.

28. Ellis M. M. (1937). Detection and measurement of stream pollution. *Bul. Bureau Fish.* **48**: 365-437.
29. Fahey R. J. (1990). The UV effect on wastewater. *Wat. Eng. Manag.*, **137**:1-4.
30. Feachem G., Bradley J., Garelick H. y Mara D. (1983). *Sanitation and disease health aspects of excreta and wastewater management*. Chichester, John Wiley and Sons. pp. 235-297.
31. Feuillade, J. (1985). *Le Lac de Nantua*. INRA, Paris. pp. 165.
32. Fowler M. y Carter F. (1965). Acute pyogenic meningitis probably due to *Acanthamoeba* spp. *Br. Med. J.*, **2**: 740:742.
33. Galat D. y Robinson. (1983). Predicted effects on increasing salinity on the crustacean zooplankton community of Pyramid lake, Nevada. *Hidrobiol.*, **105**: 137-142.
34. García E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). pp. 247.
35. García E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen*. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México. pp. 35.
36. García M. y Falcón G. (1977). *Nuevo atlas Porrúa de la República Mexicana* Ed. Porrúa. México. 197 p.
37. Garduño H. (1990). *Planeación, manejo e investigación del recurso hidráulico*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Comisión Nacional del Agua (CNA).

38. Golterman y Kowne. (1980). International biological programme 22. E. D. Le Cren and Lowe-Mc-Conell (Eds). *The functioning of freshwater ecosystems*. Cambridge University Press.
39. Golterman H. L. (1978). *Methods for physical analysis of fresh waters*. London. pp. 235.
40. Grocock N. H. (1984). Disinfection of drinking water by ultraviolet light. *J. Inst. Wat. Eng. Sci.*, **38**: 163-172.
41. Hammer, U. T. (1986). *Saline lake ecosystems of the world*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. pp. 616.
42. Hutchinson G. E. (1957). *A treatise on limnology*. Vol I. Geography physics and chemistry. Part 1 and 2. John Wiley and Sons. New York, NY. pp. 1015.
43. Hutchinson, G. E. y Löffler H. (1956). The thermal classification of lakes. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, **42**: 84-86.
44. INEGI. (1984). *Carta hidrológica de aguas superficiales E-14-3 SPP*. México. Escala 1: 250000.
45. Jevons C. (1982). Ultraviolet systems in water treatment. *Effluent Wat. Treat. J.*, **J22**: 161-172.
46. Jiménez B. y Chávez A. (1998). *Posibilidades de reúso en el Distrito Federal y el Valle de México*. 1^{er} Simposio Latinoamericano de Tratamiento y Reúso del Agua y Residuos Industriales. Memorias Tomo II. 25 al 29 de Mayo. México D.F. pp. 58.
47. Jiménez B., Chávez A. y Maya C. (1997). *Desinfección de efluentes para reúso agrícola*. Instituto de Ingeniería Coordinación Ambiental. Grupo: Tratamiento y Reúso. UNAM. pp. 25.

48. Jiménez, C. B. y Ramos H. J. G. (1997). *Revisión de los criterios ecológicos de calidad del agua para uso agrícola*. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Instituto de Ingeniería, UNAM. pp. 181.
49. Kashimada K., Kamiro N., Yamamoto K. y Ohgaki S. (1996). Assessment of photoreactivation following ultraviolet light disinfection. *Wat. Sci. Tech.*, **10-11**: 261-269.
50. Kool H. J., Kreijl C. F. y Hrubec J. (1985). Mutagenic and carcinogenic properties of drinking water in water chlorination. (R.L. Jolley, R.J. Bull, W.P. Davis, S. Katz, M.H., Roberts, Jr. and V.A. Jacobs). (Eds). *Chemistry, environmental impact and health effects*. **5**: 187-205, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
51. Ladislao U. (1985). Los hijos adoptivos de Texcoco: Lagos artificiales. *Información Científica y Tecnológica* **107**: 17-19.
52. Lavoie M.C. (1983). Identification of strains isolated as total and fecal coliforms and comparison of both groups as indicators of fecal pollution in tropical climates. *Can. J. Microbiol.*, **29**: 689-693.
53. Lewis Jr., W. M. (1983). A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **40**:1979-1787.
54. López C.E., De León B.B. y De Jonckheere J.F. (1989). Meningoencefalitis amebiana primaria por *Naegleria* en un adolescente de Huetamo Michoacán, México. *Bolet. Med. Hosp. Inf. México*. **46**: 619-622.
55. Margalef R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega Barcelona España. pp. 779-867.
56. Martínez A. J., M.D. (1993). Free-living amebas: Infection of the central nervous system. *The Mount Sinai J. Med.*, **60**: 271-277.

57. Martínez A. J., Guerra A. E., García J., Céspedes G., González J. y Visvesvara G. (1994). Granulomatous amebic encephalitis: a review and report of a spontaneous case from Venezuela. *Acta Neuropathol.* **87**: 430-434.
58. Martínez A. J. y Visvesvara G. S. (1997). Free-living, amphizoic and opportunistic amebas. *Brain Patol.*, **7**: 583-589.
59. Martino P. (1989). *Curso básico sobre eutroficación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. CEPIS.
60. Mascaró M. L., Mascaró M. C., Osuna A., Pérez M.I. y González C.J. (1986). Study of an ameboflagellate isolated from the nasal mucosa of man. *J. Protozool.*, **33**: 89-93
61. Mata G. M. (1986). *Condiciones hidrogeológicas y perspectivas de utilización de las aguas subterráneas en el área del ex - lago de Texcoco* Tesis Geología. ESIA IPN México.
62. Metcalf y Eddy. (1991). *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*. McGraw-Hill United States. pp. 101.
63. Morris D., Audet, A-M., Angelillo I.T., Chalmers T.C. y Mosteller F. (1992) Chlorination, chlorination by products and cancer: A meta -analysis. *Am. J. Publ. Health*, **82**: 955-963.
64. Moeller J. R. y Calkins J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon desing. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.*, **52**: 2443-2451.
65. Norma Oficial Mexicana. (NOM-PA-CCA-033/93) *Que establece las condiciones para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en el riego agrícola*. Diario Oficial de la Federación. Junio 28 de 1993. pp. 125-128.

66. Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996). *Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales*. Diario Oficial de la Federación. Enero 6 de 1997. pp. 67-81.
67. Organización Mundial de la Salud (OMS). (1985). Guías para la calidad del agua potable Vol. I. Recomendaciones *Publicación Científica*. No. 481 OPS. pp 137.
68. Page F. C. (1988). *A new key to freshwater and soil Gymnamoebae*. Freshwater Biological Association Scientific Publication England. 122 p.
69. Palerm A. (1955). *The agricultural bases of urban civilization in Mesoamerica. irrigation civilizations: A comparative study*. Julian H. Steward, Washington pp. 28-42
70. Paschalski, J. (1964). Circulation types of lakes. *Polsk. Arch. Hyd.*, **12**: 283-408.
71. Patrick (1977). *Ecology Diatomic*. 303 pp.
72. Pearson H. W., Mara D. D., Mills S. W. y Smallman D. J. (1987). Physicochemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, **19**: 145-152.
73. Pérez, J. R., Gómez, N. E. y Hernández, E. (1982). Factor agua pp 176-289 en SARH (Ed): *Manual de Factores Ambientales SARH*, México. D. F. pp. 706.
74. Ransome M. E., Whitmore T.N. y Carrington E.G. (1993). Effect of disinfectants on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Wat. Supply.*, **11**: 103-117
75. Reid y Wood. (1976) *Ecology of inland waters and estuaries*.
76. Rice E.W. y Hoff J.C. (1981). Inactivation of *Giardia lamblia* cysts by UV irradiation. *Appl. Environ. Microbiol.*, **42**: 546-547.

77. Rivera F., Romero R. y Medina F. (1984). Meningoencefalitis amebiana primaria producida por *Naegleria fowleri*. *Rev. Fac. Med.*, **27**: 113-122
78. Rodríguez P. E. (1984). Meningoencefalitis por *Naegleria fowleri*. Informe de un caso. *Infectol.* **IV**: 263-266.
79. Ruttner, F. (1963). *Fundamentals of limnology*. University of Toronto Press, Toronto, Canada.
80. Sheldon C., M.D. (1993). Amebic brain abscess and meningoencephalitis. Seminars in Neurology. *Thieme Med. Publ.*, **13**: 153-160.
81. Sleigh M.A. (1989). *Protozoa and other protists*. Edward Arnold A Division of Hodder and Stoughton Chapman and Hall. New York, USA. pp 54-263
82. Serruya C. y Pollingher U., 1983. *Lakes of warm belt*. Cambridge University Press. New York.
83. Stumm W. y Morgan J. J. (1996). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. New York: Wiley- interscience. Cahp. 8, 10, and 11.
84. Tarín V. M. y Velásquez A. L. (1986). Lavado de suelos en el ex - lago de Texcoco. *Rev.Ing. Hid.* **1**: 30-49 II Época.
85. Tebbutt T. (1994). *Fundamentos de control de la calidad del agua*. Limusa. México. pp. 233.
86. Thomann, R. V. (1972). *Systems analysis and water quality management*, McGraw-Hill Book Company, New York.
87. Turner R. E. (1993). Carbon, nitrogen, and phosphorus leaching rates from *Spartina alterniflora* salt marshes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **92**: 135-140.

88. Valenzuela G., López C. E. y De Jonckheere J.F. (1984). Primary amoebic meningoencephalitis in a young male from northwestern Mexico. *Trans. Royal. Society. Trop. Med. Hyg.*, **78**: 558-559.
89. Vilaclara G., Chávez M., Lugo A., González H. y Gaytán M. (1993). Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla state, Mexico. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **25**: 435-440.
90. Welch P. S. (1948). *Limnological methods*. Ed. McGraw. USA. pp 34-366.
91. Wetzel R. G. (1975). *Limnology*. W. B. Saunders Co. Philadelphia USA. pp 71-79.
92. Wetzel R. G. (1983). *Limnology*. Saunders College Publishing, Philadelphia. Pp. 767.
93. Wolfe R. L. (1990). Ultraviolet disinfection of potable water. Current technology and research. *Environ. Sci. Tech.*, **24**:768-773.

ANEXO 1

ANÁLISIS BACTERIOLÓGICO

A.1.1. Técnica API-20E

Se realiza como confirmación de las pruebas de NMP y filtro de membrana desarrolladas para la cuantificación de coliformes termotolerantes.

Desarrollo de la Técnica

Prueba de Oxidasa

Con un aplicador de madera estéril tomar una colonia perfectamente aislada de la caja de agar BHI con cultivo de 24 horas, y aplicar en papel filtro impregnado con reactivo de oxidasa. Un resultado negativo (sin coloración púrpura o morada) continuar, en caso contrario la confirmación es negativa y las pruebas de NMP o filtro de membrana no son confiables.

Suspensión Bacteriana Homogénea

Preparar una suspensión bacteriana con una concentración aproximada a 300×10^6 bacterias/mL de *Escherichia coli*, por medio de la comparación en turbiedad con el tubo No. 1 de la escala de Mc Farland.

Con un aplicador de madera un asa de siembra estéril tomar del centro de la colonia de la caja de agar BHI y depositar en un tubo de 5 mL de solución salina estéril al 0.85%. Homogeneizar agitándolo en un vortex automático. Es importante considerar que no deben pasar más de 15 minutos entre la preparación de la suspensión y la inoculación de las tiras reactivas del API-20E.

Inoculación de las Galerías o Tiras Reactivas

Etiquetar una cámara de incubación con la clave específica de la muestra y la fecha correspondientes en la lengüeta lateral. Con ayuda de una pizeta, llenar los alvéolos con agua destilada para proporcionar una atmósfera húmeda y colocar dentro de la tira reactiva a utilizar. Incubar durante 10 minutos a $35 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0.2 \text{ }^\circ\text{C}$., antes de su inoculación.

Una transcurrido el tiempo, llenar cada uno de los microtubos de la tira reactiva con la suspensión bacteriana perfectamente homogeneizada, con el siguiente procedimiento:

- Los microtubos marcados con un recuadro, se llenan completamente, tanto el tubo como la cúpula.
- Los microtubos señalados con una raya, se llenan parcialmente, y después las cúpulas se sellan con aceite de parafina.
- El resto de los microtubos se llenaron únicamente los tubos.

Cerrar las cámaras e inocular a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 18 a 24 horas.

Transcurrido el tiempo de incubación se observan las tiras reactivas, si la prueba de la glucosa y tres o más, microtubos y tres ó más microtubos son positivos, proceder a leer los resultados. En caso contrario, las tiras se deberán incubar 24 horas más.

Lectura de las Reacciones Bioquímicas

Transcurrido el tiempo de incubación, agregar los reactivos correspondientes, y registrar los resultados considerando para una prueba positiva o una prueba negativa (ver cuadro 1, Cuadro 2, para Sistema API-20E Lectura de Reacciones en la Galería)

Obtención del Código de Identificación

- Si la reacción fue positiva (+) o negativa (-), se registran las lecturas en el lugar correspondiente del formato proporcionado por el fabricante.
- El formato está dividido en siete triadas, cada prueba tiene un valor numérico asignado: la primera tiene el valor "1", la segunda "2" y la tercera "4".
- Para obtener el valor de cada triada, se suman solamente los valores de las pruebas positivas, obteniendo así siete números que forman un código, el cual se compara con los del index del API-20E, para identificar a la bacteria.

TABLA A-1: SISTEMA API-20E LECTURA DE REACCIONES EN LA GALERIA

Tubo	Lectura Positiva	Lectura Negativa	Observaciones
ONPG	Amarillo	Incoloro	1) Un matiz Amarillo es una reacción positiva 2) El tubo VP antes de la adición del reactivo puede ser utilizado como control negativo.
ADH	Rojo o naranja	Amarillo	Un matiz anaranjado puede considerarse como reacción positiva
LDC	Rojo o naranja	Amarillo	Un matiz anaranjado puede considerarse como reacción positiva
ODC	Rojo o naranja	Amarillo	
CIT	Turquesa o azul oscuro	Verde brillante o amarillo	Tubo y cúpula pueden ser útiles. La reacción se lee en la cúpula
H ₂ S	Depósito negro	Sin depósito negro	La producción de H ₂ S muchas veces pasa a un depósito negro pesado a una línea negra escasa alrededor del fondo del tubo. Un castaño en el medio es una reacción negativa a menos que un depósito negro esté presente
URE	Naranja	Amarillo	<i>Klebsiella</i> , <i>Proteus</i> y <i>Yersinia</i> dan rutinariamente una reacción positiva
TDA	Adicionar una gota de FeCl ₃ , Café	Adicionando una gota de FeCl ₃ Amarillo	Reacción inmediata. Muchos organismos producen un color anaranjado dorado, debido a la producción de indol. Respuesta negativa.
IND	Adicionar una gota de reactivo de Kovacs Rojo (superficial)	Adicionar una gota de reactivo de Kovacs Amarillo	La reacción puede leerse después de dos minutos de la reacción de Kovacs. En ocasiones el HCl presente en el reactivo de Kovacs tiende a reaccionar con el plástico de la cúpula resultando un cambio positivo (amarillo) a un café o rojo, esta respuesta debe ser considerada negativa.
VP	Adicionar una gota de KOH al 40 % y posteriormente una gota de α-naftol. Rojo	Adicionar una gota de KOH al 40% y posteriormente una gota de α-naftol Incoloro	Esperar 10 minutos antes de considerar la reacción negativa. Un color rosa pálido será interpretado como negativo, una coloración rosa oscuro o rojo como positiva.
GEL	Difusión del pigmento	Sin difusión	Las partículas sólidas de la gelatina se pueden difundir por todas partes del tubo después de la inoculación. A menos que la difusión ocurra la reacción es negativa. Cierta grado de difusión puede ser considerada como positiva.
Fermentación MAN, IND, SOR RHA, SAC, MEL AMY, ARA	Amarillo	Azul Azul verde	Oxidación Gram negativas. La utilización de la oxidación de carbohidratos comienza en la porción aérea del tubo, por tanto esta reacción sólo puede ser leída de la superficie hacia el fondo del tubo. Un color amarillo en la porción superior del tubo y un azul en el fondo indican una utilización oxidativa del azúcar, esta reacción puede considerarse positiva sólo para las no enterobacterias, bacilos Gram negativos. Una reacción negativa para organismos fermentadores semejantes a enterobacterias.
Fermentación GLU	Después de leer la reacción GLU adicionar dos gotas de ácido sulfanílico 0.8% y dos gotas de N-dimetil-alfa-naftalina 0.5N	Después de leer la reacción GLU adicionar dos gotas de ácido sulfanílico 0.8 % y dos gotas de N-dimetil-alfa-naftalina 0.5N	Antes de la adición del reactivo observar el tubo GLU (positivo o negativo) para burbujas

TABLA 2-A. SIGNIFICADO DE LAS ABREVIATURAS PARA LA LECTRA DEL SISTEMA API-20E

Abreviaturas	Significado
ONPG	O-Nitrofenil-β-d- galactosido
ADH	Arginina dihidrolasa
LDC	Lisina descarboxilasa
ODC	Omitina descarboxilasa
CIT	Utilización de citrato
H ₂ S	Producción de ácido sulfhídrico
URE	Hidrólisis de la urea
IND	Producción de indol
VP	Pruebas de Voges Proskauer (acetoin)
GEL	Hidrólisis de la gelatina
MAN	Manitol
SAC	Sacarosa
MEL	Melobiosa
AMY	Amigdalina
ARA	Arabinosa
INO	Inositol
SOR	Sorbitol
RHA	Ramosa
GLU	Glucosa

Preparación de Reactivos

Reactivo de Erlich

Pesar 1.0 g de p-dimetil-amino-benzaldehído y disolver en 85 mL de alcohol etílico absoluto grado reactivo, posteriormente agregar 20 mL de ácido clorhídrico concentrado y agitar.

Solución Salina 0.85%

Pesar 8.5 g de cloruro de sodio y disolver en 1000 mL d agua destilada estéril, esterilizar en autoclave a 121 °C, durante 15 minutos. Guardar en frasco claro.

Estándares Nefelométricos de McFarland

Preparar 10 tubos de rosca de igual tamaño, que hayan sido cuidadosamente lavados y enjuagados. Preparar ácido sulfúrico (H_2SO_4) puro al 1%. Preparar una solución acuosa de cloruro de bario ($BaCl_2$) al 1 %. Colocar en cada tubo las cantidades de cada solución como se indica a continuación (cada tubo tendrá un volumen final de 10 mL de sulfato de bario)

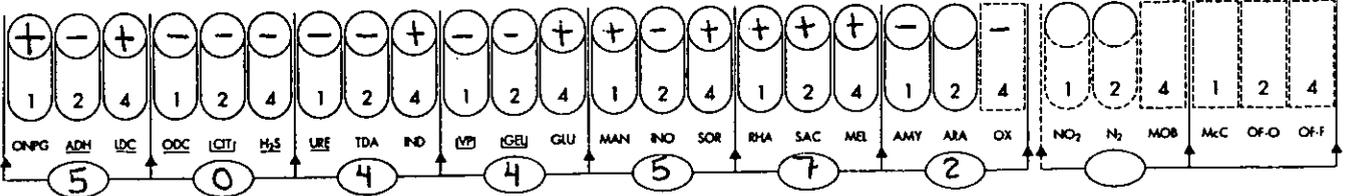
Número del Tubo	H_2SO_4 (mL)	$BaCl_2$ (mL)	Densidad Celular (Aproximada)
1	9.9	0.1	300×10^6
2	9.8	0.2	600×10^6
3	9.7	0.3	900×10^6
4	9.6	0.4	1200×10^6
5	9.5	0.5	1500×10^6
6	9.4	0.6	1800×10^6
7	9.3	0.7	2100×10^6
8	9.2	0.8	2400×10^6
9	9.1	0.9	2700×10^6
10	9.0	1.0	3000×10^6

Los tubos se sellan con papel parafilm

FORMATOS API-20E PARA LA PRUEBA CONFIRMATORIA

api 20 E

07223 A REF.: Nabor Carrillo
018 014 010
 Origine / Source / Herkunft / Origen / Prelievo : 1 B Tubo



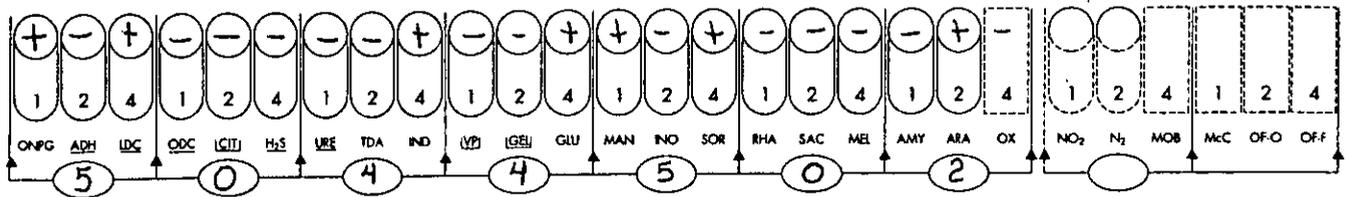
Imprimé en France / Printed in France

Autres tests / Other tests / Weitere Tests / Altri tests / Otros tests :

Ident. :
Escherichia coli

api 20 E

07223 A REF.: Nabor Carrillo
018 014 010
 Origine / Source / Herkunft / Origen / Prelievo : 1 A Filtro Membrana



Imprimé en France / Printed in France

Autres tests / Other tests / Weitere Tests / Altri tests / Otros tests :

Ident. :
Escherichia coli

A.1.2. Técnica Filtro de Membrana (APHA, AWWA, WPCF., 1995)

Diluciones Seriadadas

Las diluciones seriadas se realizarán en tubos con tapón de rosca conteniendo 9 mL de agua de dilución, no se recomienda agua destilada, ya que carece de los iones metálicos esenciales, de capacidades amortiguadoras y quelante. Una dilución decimal se obtiene mezclando una parte de la muestra en 9 partes de diluyente (10^{-1}), homogeneizada perfectamente para continuar hasta la dilución adecuada dependiendo de las características de la muestra.

Filtración de la muestra

Para la filtración se seguirán los siguientes pasos:

- Armar el equipo de filtración y colocar la membrana filtrante estéril sobre el soporte poroso, utilizando las pinzas esterilizadas por flameo.
- Colocar el embudo superior y asegurarlo con las pinzas especiales.
- Vaciar de 20 a 30 mL de agua de dilución estéril para humedecer la membrana. Añadir el volumen de la muestra que se ha elegido y aplicar vacío.
- Después de que la muestra ha pasado a través del vacío enjuagar el embudo con 20 a 30 mL de agua de dilución estéril.
- Desarmar el aparato de filtración, y con ayuda de unas pinzas flameadas con alcohol retirar la membrana con la muestra ya filtrada y depositarla en una caja Petri conteniendo el medio selectivo. La cuadrícula debe quedar hacia la parte superior
- Asegurarse de que no queden burbujas atrapadas entre el medio y la membrana.
- Las cajas Petri con la muestra son colocadas en bolsas de plástico con cierre hermético a prueba de agua. La temperatura y tiempo de incubación dependen según el tipo de bacteria con el que se esté trabajando.

Cálculos

Los resultados se reportaran como unidades formadoras de colonias/100mL (UFC/100mL). con la siguiente fórmula:

(colonias contadas/mL de muestra filtrada) (100)

Preparación de Medios de Cultivo

Agar mFC (para determinación de coliformes fecales)

Pesar 3.7 g de medio deshidratado y disolverlo en 100 mL de agua destilada, Distribuir en cajas Petri estériles de 2 a 3 mL de medio es condiciones de asepsia. Evitar que los medios de cultivo se espongan excesivamente al calor durante la disolución del medio.

Caldo de Tetrionato de Müller (para determinación de *Salmonella* spp.)

Disolver 16 g del medio en un litro de agua destilada y calentar a ebullición, dejar enfriar y almacenar en refrigeración. Agregar 2 mL de la solución de lugol por cada 100 mL del caldo. Una vez adicionado, no deberá ser calentado y deberá usarse el mismo día de su preparación. Distribuir 3 mL en cajas petri conteniendo pads.

Agar Xilosa Lisina Desoxicolato (para determinación de *Salmonella* spp.)

Resuspender el medio en 1 000 mL de agua destilada, agitando frecuentemente hasta que hierva, un sobrecalentamiento produce precipitación cuya reacción puede ser satisfactoria, pero las colonias tienden a ser muy pequeñas. Ajustar el pH a 6.9 ± 0.2 . No esterilizar, dejar enfriar a 50 °C y vaciar 3 mL en cajas petri estériles.

Agar de Bismuto de Sulfito (para determinación de *Salmonella* spp.)

Suspender 52 g del polvo en 1 000 mL de agua destilada, mezclar perfectamente. Al lograr una suspensión uniforme, calentar agitando frecuentemente y hervir un minuto. Dejar enfriar a unos 45 °C. Agitar el medio o hacer rotar los recipientes para dispersar el precipitado y vacira 3 mL en cajas petri estériles. El medio debe emplearse el mismo día de su preparación.

Agua Peptonada Alcalina (APA) (para enriquecimiento de *Vibrio cholerae*).

Disolver 10 g de bacto peptona, 10 g de NaCl en agua 1 000 mL de agua destilada, ajustar el pH a 9.0 con una solución 1 M de NaOH. Esterilizar a 121 °C, durante 15 minutos

Agar Tiosulfato Citrato Sales Biliares Sacarosa (TCBS, para determinación de *Vibrio cholerae*)

Suspender 89 g del medio deshidratado en 1 000 mL de agua destilada y calentar hasta el punto de ebullición. Vaciar sin esterilizar en placas de Petri estériles. Utilizar lo antes posible, no es conveniente usarlo si tiene más de 24 horas de haberse preparado.

Agar KF (Estreptococos fecales)

Suspender 76.4 g del polvo en 1 000 mL de agua destilada, mezclar perfectamente. Disolver el medio calentándolo en un baño de agua hirviendo o calentándolo y agitando frecuentemente. Hervir durante 5 minutos después de completarse la solución. Enfriar hasta 50 o 60 °C y agregar 1.0 mL de solución TTC 1 % estéril a cada 100 mL de agar. Distribuir 3 mL del medio en placas de Petri estériles. Se recomienda utilizarse el mismo día de su preparación.

Preparación de Reactivos

Solución de Lugol

Disolver 6 g de cristales de yoduro de potasio por agitación en 20 mL de agua destilada y agregar poco a poco 6 gramos de cristales de yodo. Almacenar en oscuridad.

Hidróxido de Sodio 0.2M.

Pesar 0.8 g de hidróxido de sodio, colocar en un matraz volumétrico y completar un volumen de 100 mL con agua destilada.

Solución Patrón A

Disolver 34 g de fosfato monopotásico en 500 mL de agua destilada. Ajustar el pH a 7.2 ± 0.5 con solución de hidróxido de sodio 1N, aforar a un litro con agua destilada. Esterilizar en autoclave a 121°C durante 15 minutos y almacenar en refrigerador.

Solución Patrón B

Disolver 81.1 g de cloruro de magnesio en 1 000 mL de agua destilada. Esterilizar en autoclave a 121°C durante 15 minutos, almacenar en refrigerador.

Agua de Dilución

Agregar 1.25 mL de la solución patrón A y 5 mL de la solución patrón B a un litro de agua destilada. Distribuir en tubos de rosca en cantidades que aseguren un volumen de 9.5 ± 0.2 mL. Esterilizar durante 15 minutos a 121°C.

ANEXO 2

AMEBAS DE VIDA

LIBRE POTENCIALMENTE

PATÓGENAS (ANFIZOICAS)

A.2. Aislamiento e identificación de Amibas

Inicialmente se realizará el aislamiento de las amibas anfitoicas, utilizando para ello el método descrito por De Jonckheere (1977):

- Volúmenes de 0.1 mL de la muestra se sembrarán sobre placas con medio agar no nutritivo con *Enterobacter aerogenes* (medio NNE).
- Las placas se incubarán de forma invertida dentro de bolsas de plástico a 30 y 37 °C., transcurrida una semana y bajo el invertoscopio (Zeiss D) con aumentos de 200 x se separarán, de cada caja de agar con NNE, todos aquellos organismos de forma y tamaño diferente. Este procedimiento o clonación servirá para aislar cada una de las cepas.
- Las amibas separadas de esta forma serán sembradas en medio NNE nuevo, marcando las zonas con mayor número de organismos en forma de trofozoítos y cortando pequeños trozos de agar en la zona marcada e incubadas a 37 °C por 2 a 3 días. La identificación se realizará por medio de la observación de estructuras de quistes y trofozoítos por medio del microscopio de contraste de fases; el criterio morfológico será básico para establecer un diagnóstico de los organismos hasta nivel de género. Para la identificación morfológica se hará uso de las claves taxonómicas de Page (1988).
- En el caso de que disminuyan los nutrientes del medio NNE, será necesario realizar la recuperación en agar fresco de prequistes (trofozoítos que adoptan una forma redondeada sin que por ello formen todavía una doble pared característica del género) o de quistes.
- Las amibas aisladas serán sometidas a la prueba de transformación amebo-flagelar con el fin de inducir la formación de flagelos para diferenciar y facilitar el diagnóstico de las amibas. La prueba consistirá en colocar unas gotas de agua destilada sobre la superficie de una caja NNE inoculada con la ameba, e incubarla a 37 °C durante 2 horas (Mascaró *et al.*, 1986).
- Se realizarán observaciones constantes cada 30 minutos, para detectar la presencia de formas flageladas. Al iniciarse la migración de las amibas sobre la superficie de la placa de NNE, se marcarán las zonas con mayor número de

organismos en forma de trofozoítos de amibas y se introducirán en el medio PBSGM con suero fetal y antibióticos (Chang modificado) para incubarse a 30 °C.

- Los tubos con medio PBSGM inoculados serán observados en el microscopio invertido y se realizarán resiembras semanales a partir de aquellos que presenten buen crecimiento de organismos, de igual manera y a partir de estos cultivos axénicos se tomarán muestras para identificar a las amibas de vida libre o anfitriónicas.

Pruebas de Patogenicidad de Amibas

Se realizarán las pruebas de patogenicidad, utilizando para ello ratones de la especie *Mus musculus* de la cepa CD-1 de 3 a 6 semanas de edad, blancos, machos, los cuales se mantienen en el bioterio en condiciones normales, sin tratamiento previo. La patogenicidad de las amibas se probará en dos fases:

- Por inoculación intracerebral (IC): Se realizará a partir del concentrado de amibas en cultivo axénico o monoxénico (con bacteria muerta), y en máxima tasa de crecimiento por centrifugación a 2 500 rpm durante 10 minutos de un subcultivo de amibas de aproximadamente 7 días, se debe alcanzar una concentración de aproximadamente 100 000 de células por mL de medio. El conteo de las amibas se realizará en cámara de Neubauer para hematocitos con profundidad de 0.1 mm de profundidad. El sedimento se tomará con una jeringa para insulina y se inoculará un lote de 5 ratones de 3 a 6 semanas de edad por cada cepa de ameba. A cada ratón se le inoculará un volumen de 0.02 mL del concentrado de amibas asegurándose de introducir no menos de 10 000 amibas. La aplicación será intracerebral a través de los huesos parietales o de la articulación interparietal, hacia la línea media del cráneo o a la altura de las orejas. Paralelamente se inocularán sólo con medio de cultivo sin amibas un lote de 5 ratones, que servirán de grupo control.

- Por instilación nasal (IN): Con el mismo procedimiento para la concentración de amibas para la misma cepa y con una jeringa de 1 mL, se aplicarán 2 gotas (0.02 mL) de la suspensión de amibas en los orificios nasales de otro lote de 5 ratones.

Los ratones inoculados de las dos maneras se revisarán diariamente para observar cambios en el comportamiento, signos vitales como reflejos, respiración, sudoración, coloración del pelaje y sobre todo el período y el número en que murieron para comprobar si la cepa era patógena. Se considera patógena a una amiba cuando la mortalidad de los ratones inoculados vía intracerebral alcanza el 50 % o más (De Jonckheere, 1980).

Una vez que los ratones mueran o bien se cumpla el tiempo de prueba se realizará la extracción de los órganos (cerebro, corazón, pulmón y riñón) se resiembran en medio NNE para reconocimiento de que los daños que estos pudieran haber sufrido en la prueba.

Preparación de Medios de Cultivo.

Agar no Nutritivo con una capa de una capa de *Enterobacter aerogenes* muerta (Medio NNE).

Mezclar en seco 0.120 g de NaCl, 0.004 g de MgSO₄.7H₂O, 0.004 g de CaCl₂.2H₂O, 0.142 g de Na₂HPO₄, 0.136 g KH₂PO₄ y 15 g de agar bacteriológico; disolverlos en 1000 mL de agua destilada y calentar hasta punto de ebullición. Esterilizar a 121 °C durante 15 minutos y dejar enfriar a 60 °C. Vaciar de 15 a 20 mL en cajas Petri estériles.

Una vez que el agar ha solidificado en las cajas, se inocula con 0.5 mL de una solución de bacteria *E. aerogenes* muerta, distribuyéndola homogéneamente por toda la superficie del medio con una varilla acodada. La bacteria se obtiene cosechándola a partir de cultivos puros en solución con agua destilada e inactivándola en baño María a 70 °C por 30 minutos.

Las cajas de NNE se dejan reposar una hora aproximadamente y se guardan en refrigeración.

Medio líquido Fosfato, Biotriptasa, Suero, Medio de Glucosa (PBSGM, Chang modificado).

Este medio se utiliza para aislar, axenizar y mantener las cepas de amibas de vida libre que hayan crecido en el medio NNE (De Jonckheere, 1984). Disolver 16.6 g de biotriptasa, 2.7 g de dextrosa, 1.5 g de Na_2HPO_4 y 0.9 g de KH_2PO_4 en 1 000 mL de agua destilada. Envasar en tubos de rosca 0.3 mL de medio, esterilizar a 121 °C a 15 libras de presión durante 15 minutos.

Después de esterilizado el medio y ya frío, se agrega a cada tubo 0.3 mL de suero fetal de ternera adicionado con penicilina y kanamicina a una concentración de $200 \mu\text{g mL}^{-1}$ de cada antibiótico. Los tubos se conservan en refrigeración, hasta antes de su utilización.

ANEXO 3

TABLAS DE RESULTADOS OBTENIDOS Y REPORTE EMITIDOS POR LOS LABORATORIOS CONTRATADOS

TABLA 1-A PERFILES DE OXIGENO DISUELTTO (mg L⁻¹) Y TEMPERATURA (°C)

Prof (cm)	E2		E2		E2		E2		E2		E2		E2		E2		E2		E2			
	13-Abril	11-Mayo	15-Junio	06-Julio	02-Agosto	06-Septiembre	05-Octubre	04-Noviembre	14-Diciembre	04-Enero	16-Febrero	04-Enero	14-Diciembre	04-Enero	16-Febrero	04-Enero	14-Diciembre	04-Enero	16-Febrero	04-Enero	16-Febrero	
	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C
0	15.0	23.0	14.2	22.5	14.0	21.0	6.6	18.0	14.0	21.0	5.5	19.5	NR	NR	13.5	16.0	6.5	12.0	2.3	12.0	12.0	17.0
10	12.4	23.0	13.0	22.5	14.0	21.0	6.6	18.2	14.0	21.0	4.5	19.5	NR	NR	13.5	16.0	6.5	12.0	2.1	12.0	8.5	16.0
20	11.9	22.9	11.5	22.4	13.5	21.0	2.5	18.0	14.0	21.0	4.5	19.5	NR	NR	13.0	16.0	6.0	12.0	2.0	12.0	8.5	16.0
30	10.5	22.7	11.1	22.4	13.5	21.0	2.3	18.0	13.8	21.0	1.5	19.5	NR	NR	13.0	16.0	6.0	12.0	2.0	12.0	3.5	15.0
40	10.0	22.7	10.1	22.2	13.5	21.0	2.2	18.0	13.4	21.0	0.6	19.5	NR	NR	13.0	16.0	6.0	12.0	1.8	12.0	3.4	15.0
50	9.1	22.5	9.0	22.2	13.0	20.8	2.1	18.0	13.2	20.8	0.4	19.5	NR	NR	13.0	16.0	5.8	12.0	1.7	12.0	1.6	15.0
60	8.7	22.1	8.1	22.2	12.5	20.5	2.0	18.0	13.0	20.5	0.5	19.5	NR	NR	12.0	16.0	5.8	12.0	1.6	12.0	1.6	15.0
70	7.1	22.0	7.5	22.1	12.0	20.5	2.0	18.0	12.5	19.5	0.8	19.2	NR	NR	11.0	16.0	5.8	12.0	1.6	12.0	1.3	15.0
80	6.9	21.7	6.0	22.0	12.0	20.5	0.5	18.0	12.0	19.5	0.8	19.2	NR	NR	11.0	16.0	5.8	12.0	1.6	12.0	1.2	14.5
90	5.7	21.5	6.0	22.0	11.5	20.5	0.3	17.5	11.5	19.5	1.0	19.2	NR	NR	11.0	16.0	5.5	12.0	1.6	12.0	0.6	14.5
100	5.9	21.3	5.8	22.0	11.0	20.0	0.2	17.5	11.2	19.0	1.0	19.2	NR	NR	11.0	16.0	5.5	12.0	1.6	12.0	0.5	14.0
110	5.7	21.1	5.5	22.0	11.0	20.0	0.2	17.4	11.2	19.0	0.7	19.0	NR	NR	10.0	16.0	5.5	12.0	1.5	12.0	0.5	14.0
120	5.5	21.0	5.4	21.9	10.0	20.0	0.5	17.5	11.2	19.0	0.2	19.0	NR	NR	10.0	15.5	5.2	12.0	1.5	12.0	0.4	14.0
130	5.3	21.0	5.4	21.8	9.0	19.8	0.4	17.0	11.0	18.8	0.2	19.0	NR	NR	8.5	15.5	5.2	12.0	1.5	12.0	-0.4	14.0
140	5.1	21.0	5.3	21.6	8.5	19.0	0.2	17.0	11.0	18.0	0.2	19.0	NR	NR	8.5	15.5	5.0	12.0	1.5	12.0	0.3	14.0
150	5.0	20.9	5.3	21.5	8.0	19.0	0.1	17.0	8.5	18.0	0.2	19.0	NR	NR	8.0	15.5	4.6	12.0	1.5	12.0	0.3	14.0
160	5.0	20.5	5.1	21.0	7.0	19.0	0.1	17.0	8.2	18.0	0.2	19.0	NR	NR	7.0	15.5	4.5	12.0	1.0	12.0	0.3	14.0
170	4.3	20.0	4.6	20.5	6.0	19.0	0.1	17.0	7.2	18.0	0.2	19.0	NR	NR	6.0	15.5	4.5	12.0	1.0	12.0	0.2	14.0
180	3.6	19.9	4.0	20.5	4.5	19.0	0.1	17.0	6.0	18.0	0.2	19.0	NR	NR	4.5	15.5	4.5	12.0	1.0	12.0	0.2	14.0
190	3.5	19.7	3.6	20.5	3.2	19.0	0.0	17.0	5.4	18.0	0.2	19.0	NR	NR	0.5	15.5	4.5	12.0	1.0	12.0	0.2	14.0
200	3.3	19.5	3.1	20.3	2.2	19.0	0.0	17.0	3.3	18.0	0.1	19.0	NR	NR	0.5	15.5	4.2	12.0	0.8	12.0	0.2	14.0
210	2.7	19.5	2.9	20.0	1.4	19.0	0.0	17.0	2.0	18.0	0.1	19.0	NR	NR	0.4	15.0	4.2	12.0	0.6	12.0	0.2	14.0
220	2.5	19.3	2.5	20.0	1.2	19.0	0.0	17.0	1.2	18.0	0.1	19.0	NR	NR	0.4	15.0	4.2	12.0	0.6	12.0	0.2	14.0
230	2.2	19.3	2.5	19.9	0.4	19.0	0.0	17.0	1.2	18.0	0.1	19.0	NR	NR	0.4	15.0	4.2	12.0	0.6	12.0	0.2	14.0
240	2.0	19.2	2.3	19.6	0.2	19.0	0.0	17.0	1.2	18.0	0.1	19.0	NR	NR	0.2	15.0	4.2	12.0	0.5	12.0	0.2	14.0
250	2.0	19.0	2.1	19.6	0.2	19.0	0.0	17.0	1.2	18.0	0.1	19.0	NR	NR	0.2	15.0	4.0	12.0	0.5	12.0	0.2	14.0
260	1.9	19.0	1.5	19.5																		
270	1.8	19.0	1.2	19.5																		
Máx.	15.0	23.0	14.2	22.5	14.0	21.0	6.6	18.0	14.0	21.0	5.5	19.5	NR	NR	13.5	16.0	6.5	12.0	2.3	12.0	12.0	17.0
Mín.	1.8	19.0	1.2	19.5	0.2	19.0	0.0	17.0	1.2	18.0	0.1	19.0	NR	NR	0.2	15.0	4.0	12.0	0.5	12.0	0.2	14.0
Prom.	5.9	20.9	5.9	21.2	8.2	19.8	1.1	17	8.9	19.1	0.9	19.2	NR	NR	7.7	15.7	5.1	12.0	1.4	12.0	1.8	14.5
d. s.	3.6	1.4	3.5	1.1	5.0	0.8	1.8	0.5	4.7	1.2	1.5	0.2	NR	NR	5.0	0.4	0.8	0.0	0.5	0.0	3.1	0.8
c. v.	60.5	6.6	59.8	5.1	60.9	4.3	165	2.7	52.6	6.5	162	1.1	NR	NR	65.7	2.4	15.4	0.0	38.3	0.0	172	5.5

Observaciones: NR, a causa del fuerte viento no fue posible realizar el muestreo en esta estación en el mes de octubre

TABLA 1-B PERFILES DE OXIGENO DISUELTTO (mg L⁻¹) Y TEMPERATURA (°C)

Prof (cm)	E3		E3		E3		E3		E3		E3		E3		E3		E3		E3			
	13-Abril		11-Mayo		15-Junio		06-Julio		02-Agosto		06-Septiembre		05-October		04-Noviembre		14-Diciembre		04-Enero		16-Febrero	
	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C
0	16.0	22.0	14.0	21.5	15.5	23.0	4.5	18.0	16.0	22.0	2.0	19.5	NR	NR	16.0	17.0	14.8	16.0	12.1	14.6	11.0	16.0
10	15.5	22.0	13.5	21.5	14.0	22.0	5.1	18.0	16.0	22.0	2.0	19.5	NR	NR	16.0	17.0	14.0	15.0	12.1	14.0	10.0	16.0
20	14.0	21.9	12.5	21.4	14.0	22.0	2.3	18.0	16.0	22.0	0.5	19.5	NR	NR	15.8	17.0	12.0	14.0	12.1	14.0	5.0	15.0
30	12.5	21.7	12.1	21.4	13.8	22.0	2.0	17.8	14.5	21.0	0.5	19.5	NR	NR	15.0	16.0	9.8	13.0	12.1	14.0	3.4	15.0
40	11.0	21.7	11.1	21.2	13.5	21.5	0.9	17.8	13.6	20.5	0.4	19.5	NR	NR	15.0	16.0	8.5	12.5	12.0	14.0	3.0	15.0
50	10.5	21.5	10.0	21.2	12.0	21.5	0.8	17.8	13.0	20.5	0.4	19.5	NR	NR	15.0	16.0	8.4	12.5	11.0	14.0	2.3	15.0
60	10.0	21.1	9.5	21.2	11.0	21.5	0.9	17.7	13.0	20.5	0.4	19.5	NR	NR	15.0	16.0	8.1	12.5	10.5	14.0	1.5	14.5
70	9.5	21.0	8.5	21.1	11.0	21.0	1.5	17.7	13.0	20.5	0.4	19.2	NR	NR	15.0	16.0	8.1	12.0	10.0	14.0	1.2	14.5
80	9.0	20.7	7.0	21.0	10.0	21.0	1.8	17.8	13.0	20.0	0.4	19.2	NR	NR	15.0	16.0	8.0	12.0	10.0	13.5	0.8	14.5
90	8.5	20.5	6.0	21.0	9.5	20.0	2.2	17.8	12.4	20.0	0.4	19.2	NR	NR	15.0	16.0	8.0	12.0	10.0	13.5	0.5	14.5
100	8.0	20.3	5.5	21.0	9.0	20.0	3.0	17.5	12.2	19.8	0.4	19.2	NR	NR	13.0	15.0	7.5	12.0	9.5	13.5	0.5	14.5
110	7.5	20.1	5.5	21.0	7.0	20.0	4.2	17.5	12.0	19.8	0.3	19.2	NR	NR	12.6	15.0	7.5	12.0	9.1	13.5	0.5	14.5
120	7.5	20.0	5.2	20.9	5.0	20.0	4.3	17.0	12.0	19.8	0.3	19.2	NR	NR	12.4	15.0	7.5	12.0	8.4	13.0	0.7	14.0
130	6.0	20.0	5.2	20.8	4.0	20.0	4.0	17.0	12.0	19.8	0.2	19.2	NR	NR	12.4	15.0	7.0	11.5	7.5	13.0	0.5	14.0
140	5.5	20.0	5.0	20.6	3.0	20.0	4.0	17.0	12.0	19.5	0.2	19.0	NR	NR	0.7	15.0	6.4	11.5	6.9	13.0	0.5	14.0
150	5.5	20.0	5.0	20.5	2.0	19.5	3.3	17.0	11.5	19.5	0.2	19.0	NR	NR	0.7	15.0	6.4	11.5	6.5	13.0	0.5	14.0
160	5.0	20.0	5.0	20.5	2.0	19.5	2.2	17.0	11.0	19.5	0.2	19.0	NR	NR	0.5	15.0	3.8	11.5	6.4	13.0	0.5	14.0
170	4.0	20.0	5.0	20.5	1.5	19.5	1.2	17.0	10.5	19.5	0.2	19.0	NR	NR	0.5	15.0	3.5	11.5	6.2	13.0	0.3	14.0
180	3.5	19.5	4.4	20.5																		
190	3.0	19.5	4.0	20.5																		
200	3.0	19.0	3.5	20.3																		
Máx.	16.0	22.0	14.0	21.5	15.5	23.0	4.5	18.0	16.0	22.0	2.0	19.5	NR	NR	16.0	17.0	14.8	16.0	12.1	14.6	11.0	16.0
Mín.	3.0	19.0	3.5	20.3	1.5	19.5	1.2	17.0	10.5	19.5	0.2	19.0	NR	NR	0.5	15.0	3.5	11.5	6.2	13.0	0.3	14.0
Prom.	8.3	20.6	7.5	20.9	8.7	20.7	2.7	17.5	13.0	20.3	0.5	19.3	NR	NR	11.6	15.7	8.3	12.5	9.6	13.6	2.4	14.6
d. s.	3.9	0.9	3.4	0.4	4.8	1.1	1.4	0.4	1.8	0.9	0.5	0.2	NR	NR	6.3	0.8	2.9	1.3	2.2	0.5	3.2	0.6
c. v.	47.2	4.4	45.5	1.8	54.5	5.2	52.3	2.3	13.7	4.3	104.8	1.0	NR	NR	53.9	4.8	35.2	10.2	22.5	3.7	136	4.3

Observaciones: NR, a causa del fuerte viento no fue posible realizar el muestreo en esta estación en el mes de octubre

TABLA I-C PERFILES DE OXIGENO DISUELTTO (mg L⁻¹) Y TEMPERATURA (°C)

Prof (cm)	E4		E4		E4		E4		E4		E4		E4		E4		E4		E4			
	13-Abril	11-Mayo	15-Junio	06-Julio	02-Agosto	06-Septiembre	05-Octubre	04-Noviembre	14-Diciembre	04-Enero	16-Febrero	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	OD	T°C	
0	14.0	23.0	17.5	23.8	14.0	23.0	12.0	20.0	1.2	20.5	4.0	19.5	2.8	16.5	6.0	14.0	13.5	14.5	11.8	15.0	2.5	15.0
10	13.7	23.0	17.1	23.6	14.0	22.5	12.0	20.0	1.2	20.5	3.8	19.5	2.8	16.5	5.0	14.0	12.8	14.5	11.8	14.5	2.3	15.0
20	13.0	23.0	16.0	23.0	13.5	22.2	5.0	18.0	1.3	20.5	2.5	19.2	1.7	16.5	5.0	14.0	12.2	14.0	11.0	14.0	1.8	15.0
30	12.5	23.0	14.0	22.8	13.0	22.2	1.8	18.0	1.3	20.5	2.0	19.2	1.7	16.5	5.0	14.0	12.2	14.0	10.5	14.0	1.8	15.0
40	12.0	22.9	12.0	22.5	12.5	22.0	1.4	18.0	1.3	20.5	2.0	19.2	1.7	16.5	4.6	14.0	8.5	13.0	10.0	14.0	1.3	15.0
50	10.5	22.9	10.3	22.4	12.5	22.0	0.7	18.0	1.1	20.5	1.5	19.0	0.8	16.5	3.6	14.0	8.5	13.0	10.0	14.0	1.3	15.0
60	9.7	22.9	7.8	22.1	12.5	21.5	0.6	18.0	0.7	20.5	1.5	19.0	0.6	16.5	2.8	14.0	7.0	13.0	8.9	14.0	1.2	15.0
70	9.5	22.8	7.0	21.9	12.0	21.5	0.5	18.0	0.7	20.5	1.5	19.0	0.6	16.5	2.0	14.0	6.5	13.0	8.9	14.0	1.2	15.0
80	8.9	22.7	6.8	21.7	11.5	21.5	0.5	18.0	0.7	20.5	0.8	19.0	0.3	16.5	2.0	14.0	6.2	13.0	8.8	13.5	1.2	15.0
90	7.6	22.6	6.0	21.5	11.0	21.5	0.2	18.0	0.6	20.5	0.8	19.0	0.3	16.5	2.0	14.0	6.0	12.5	8.8	13.5	1.0	15.0
100	6.1	22.5	5.9	20.0	11.0	21.0	0.2	18.0	0.5	20.5	0.5	19.0	0.2	16.5	2.0	14.0	6.0	12.5	8.8	13.5	1.0	15.0
110	5.8	22.3	5.5	20.0	10.5	21.0	0.1	18.0	0.4	20.5	0.5	19.0	0.2	16.5	2.0	14.0	6.0	12.5	8.5	13.5	1.0	15.0
120	5.8	22.3	5.3	19.8	10.0	21.0	0.1	18.0	0.4	20.5	0.5	19.0	0.2	16.5	2.0	14.0	6.0	12.5	8.5	13.5	0.8	15.0
130	5.5	22.1	5.0	19.6	8.5	21.0	0.0	18.0	0.7	20.5	0.5	19.0	0.2	16.5	1.7	14.0	6.0	12.5	8.5	13.5	0.7	15.0
140	5.3	22.1	4.8	19.5	8.5	21.0	0.0	18.0	0.7	20.5	0.5	19.0	0.2	16.5	1.7	14.0	6.0	12.5	8.5	13.5	0.6	15.0
150	5.0	22.0	3.5	19.4	8.0	21.0	0.0	18.0	0.6	20.5	0.5	19.0	0.2	16.5	1.7	14.0	6.0	12.5	8.5	13.5	0.4	15.0
160	4.0	22.0	3.2	19.3	7.0	20.5	0.0	17.8	0.4	20.5	0.2	19.0	0.2	16.5	1.7	14.0	5.8	12.5	8.5	13.5	0.3	15.0
170	3.0	22.0	2.5	19.3	6.0	20.5	0.0	17.8	0.3	20.5	0.2	19.0	0.2	16.5	1.6	14.0	5.6	12.5	8.5	13.5	0.3	15.0
180	2.5	21.9	2.5	19.0	4.5	20.5	0.0	17.8	0.3	20.5	0.2	19.0	0.2	16.5	1.6	14.0	5.5	12.5	8.5	13.5	0.3	14.5
190	2.3	21.9	2.5	19.0	2.5	20.5	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.2	16.5	1.6	14.0	5.5	12.0	8.5	13.5	0.2	14.5
200	2.1	21.9	2.5	19.0	2.0	20.0	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.2	16.5	1.6	14.0	5.5	12.0	8.5	13.5	0.2	14.5
210	2.0	21.9	2.5	19.0	1.5	20.0	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.1	16.5	1.5	14.0	2.8	12.0	8.5	13.5	0.2	14.5
220	1.8	21.7	2.1	19.0	0.4	20.0	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.1	16.5	1.5	14.0	0.7	12.0	8.5	13.5	0.2	14.5
230	1.8	21.0	2.1	19.0	0.4	20.0	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.1	16.5	1.2	14.0	0.7	12.0	8.5	13.5	0.2	14.5
240	1.7	20.6	2.0	19.0	0.2	20.0	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.1	16.5	0.5	14.0	0.5	12.0	8.5	13.5	0.2	14.5
250	1.5	20.3	1.9	19.0	0.2	20.0	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.1	16.5	0.4	14.0	0.3	12.0	8.5	13.5	0.2	14.5
260	1.5	20.0	1.5	18.9																		
270	1.2	19.5	1.3	18.9																		
Máx.	14.0	23.0	17.5	23.8	14.0	23.0	12.0	20.0	1.2	20.5	4.0	19.5	2.8	16.5	6.0	14.0	13.5	14.5	11.8	15.0	2.5	15.0
Mín.	1.2	19.5	1.3	18.9	0.2	20.0	0.0	17.8	0.2	20.5	0.2	19.0	0.1	16.5	0.4	14.0	0.3	12.0	4.2	13.5	0.2	14.5
Prom.	6.1	22.0	6.1	20.4	8.0	21.1	1.4	18.1	0.6	20.5	1.0	19.1	0.6	16.5	2.4	14.0	6.2	12.7	8.0	13.7	0.9	14.8
d. s.	4.3	1.0	5.0	1.7	4.9	0.9	3.3	0.6	0.4	0.0	1.1	0.1	0.8	0.0	1.5	0.0	3.6	0.8	2.4	0.4	0.7	0.2
c. v.	70.5	4.3	81.1	8.2	61.7	4.1	245	3.2	65.1	0.0	111.8	0.8	132	0.0	62.4	0.0	57.5	5.9	30.3	2.8	79.1	1.4

Observaciones:

TABLA 2-A DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE ABRIL DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (CaCO ₃)		pH	Conduc. (µS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					mg L ⁻¹	mol L ⁻¹				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	Vibrio cholerae	
E1	Superficie	NR	NR	18.0	717	7.2 x 10 ⁻³	8.4	2100			1.5 x 10 ³	2.1 x 10 ⁴	8.1 x 10 ³	ND
	Superficie	14.1	209	18.0	645	1.3 x 10 ⁻²	8.1	2290	NR	3.3 x 10 ³	4.2 x 10 ³	2.8 x 10 ²	64	
E2	Medio	4.0	NA	20.0	1318	1.3 x 10 ⁻²	10.3	5020		3.3 x 10 ³	2.3 x 10 ²	ND	ND	
	Fondo	1.8	NA	19.5	1316	1.3 x 10 ⁻²	10.1	5110		1.6 x 10 ²	1.3 x 10 ²	ND	ND	
	Superficie	13.8	211	22.0	1300	1.3 x 10 ⁻²	10.4	5080	NR	8.0 x 10 ²	6.0 x 10 ³	2.0 x 10 ²	1.1 x 10 ²	
E3	Medio	2.9	NA	21.0	1312	1.3 x 10 ⁻²	10.1	5130		1.2 x 10 ²	2.3 x 10 ²	33	ND	
	Fondo	1.5	NA	19.5	1306	1.3 x 10 ⁻²	10.3	5300		1.1 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND	ND	
	Superior	15.0	230	22.5	1193	1.2 x 10 ⁻²	10.3	4950	NR	7.0 x 10 ²	6.0 x 10 ³	ND	3.2 x 10 ²	
E4	Medio	3.4	NA	21.6	1190	1.2 x 10 ⁻²	10.2	5120		6.3 x 10 ²	1.3 x 10 ²	87	ND	
	Fondo	1.0	NA	19.5	1186	1.2 x 10 ⁻²	10.0	5110		1.3 x 10 ²	ND	21	ND	
	Superficie	15.0	231	23.0	1232	1.2 x 10 ⁻²	10.4	5100	NR	5.6 x 10 ³	5.4 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND	
E5	Medio	5.1	NA	21.0	1224	1.2 x 10 ⁻²	10.4	5070		3.3 x 10 ²	2.0 x 10 ²	ND	ND	
	Fondo	1.8	NA	19.0	1220	1.2 x 10 ⁻²	10.1	5040		2.2 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND	24	
	Superficie	14.0	216	22.7	1236	1.2 x 10 ⁻²	10.3	5080	NR	1.0 x 10 ²	3.6 x 10 ³	ND	9.0 x 10 ²	
E6	Medio	1.8	NA	18.5	1230	1.2 x 10 ⁻²	10.1	5100		2.0 x 10 ²	3.3 x 10 ²	ND	ND	
	Fondo	0.6	NA	17.6	1226	1.2 x 10 ⁻²	10.1	5120		1.3 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND	ND	
	Superficie	15.0	236	24.0	1253	1.3 x 10 ⁻²	10.3	5090	NR	1.0 x 10 ³	8.1 x 10 ³	23	1.5 x 10 ²	
E7	Medio	15.0	NA	24.0	1257	1.3 x 10 ⁻²	10.0	5080		3.3 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND	ND	
	Fondo	15.0	NA	24.0	1262	1.3 x 10 ⁻²	10.1	5080		3.3 x 10 ²	ND	ND	ND	
	Superficie	13.0	200	20.0	1198	1.2 x 10 ⁻²	10.5	5100	NR	6.4 x 10 ²	1.8 x 10 ²	ND	ND	
E8	Medio	13.0	NA	20.5	1169	1.2 x 10 ⁻²	10.3	5110		3.3 x 10 ²	3.3 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND	
	Fondo	13.5	NA	18.5	1162	1.2 x 10 ⁻²	10.3	5100		3.3 x 10 ²	ND	ND	ND	
	Superficie	13.5	203	20.0	1221	1.2 x 10 ⁻²	10.5	5020	NR	1.0 x 10 ²	4.5 x 10 ³	20	1.0 x 10 ²	
E9	Medio	5.8	NA	20.5	1199	1.2 x 10 ⁻²	10.4	5100		3.3 x 10 ²	3.3 x 10 ²	ND	16	
	Fondo	2.0	NA	18.5	1193	1.2 x 10 ⁻²	10.4	5090		3.3 x 10 ²	ND	ND	ND	
	Superficie	13.2	205	23.0	1086	1.1 x 10 ⁻²	10.4	5100	NR	3.5 x 10 ²	1.0 x 10 ³	ND	ND	
E10	Medio	6.4	NA	21.8	1117	1.1 x 10 ⁻²	10.1	5010		ND	98	ND	ND	
	Fondo	1.2	NA	19.0	1118	1.1 x 10 ⁻²	10.2	4990		ND	ND	ND	ND	
	Superficie	9.8	156	24.0	1214	1.2 x 10 ⁻²	10.1	5100	NR	42	ND	ND	1.0 x 10 ²	
Promedio	Superficie	13.6	208	21.6	1118	1.2 x 10 ⁻²	10.0	4546	NR	1.5 x 10 ⁴	5.0 x 10 ³	7.9 x 10 ²	1.6 x 10 ²	
	Medio	6.4	NA	21.2	1224	1.3 x 10 ⁻²	10.2	5082	NR	6.2 x 10 ²	2.2 x 10 ²	24	2	
	Fondo	4.3	NA	19.5	1221	1.2 x 10 ⁻²	10.2	5104	NR	5.2 x 10 ²	48	2	3	
Promedio		8.3	208	20.7	1183	1.2 x 10 ⁻²	10.1	4886	NR	5.9 x 10 ³	2.0 x 10 ³	3.1 x 10 ²	62	
Valor mínimo		0.6	156	17.6	645	7.2 x 10 ⁻³	8.1	2100	NR	ND	ND	ND	ND	
Valor máximo		15.0	236	24.0	1318	1.3 x 10 ⁻²	10.1	5300	NR	1.5 x 10 ⁵	2.1 x 10 ⁴	8.1 x 10 ³	3.2 x 10 ²	
Desviación estándar		5.8	22.7	2.0	151	1.1 x 10 ⁻³	0.5	60.7	NR	4.4*	3.6*	33*	2.2*	
% C. V.		70.1	10.8	9.8	12.8	9.1	5.3	1.2	NR	118.0*	110.2*	127.5*	125.4*	

Observaciones: NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No se detectó * log.
Día sumamente caluroso.

TABLA 2-B DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE MAYO DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc. (μS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenoflateína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	Vibrio cholerae	
E1	Superficie	NR	NR	18.5	740	21	8.4	2130			2.0 x 10 ⁵	2.1 x 10 ³	1.1 x 10 ²	NR
E2	Superficie	15.0	231	23.5	1200	289	10.0	5110	NR		3.1 x 10 ⁴	1.2 x 10 ³	1.6 x 10 ²	ND
	Medio	15.0	NA	21.0	1210	296	10.0	5120			NR	NR	NR	NR
	Fondo	15.0	NA	19.5	1208	296	10.4	5120			NR	NR	NR	NR
E3	Superficie	14.6	233	25.0	1196	290	10.4	5130	NR		6.4 x 10 ²	4.8 x 10 ²	3.2 x 10 ²	ND
	Medio	3.4	NA	23.0	1190	280	10.2	5124			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.8	NA	20.5	1185	274	10.5	5130			NR	NR	NR	NR
E4	Superficie	15.0	234	23.5	1200	292	10.4	5120	NR		2.7 x 10 ²	6.0 x 10 ²	4.0 x 10 ²	3.2 x 10 ²
	Medio	1.2	NA	21.0	1208	302	10.2	5128			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.9	NA	18.0	1206	302	10.0	5100			NR	NR	NR	NR
E5	Superficie	14.2	230	22.5	1217	316	10.5	5050	NR		3.2 x 10 ²	1.4 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND
	Medio	6.3	NA	21.8	1219	329	10.4	5100			NR	NR	NR	NR
	Fondo	1.2	NA	19.5	1220	326	10.2	5100			NR	NR	NR	NR
E6	Superficie	17.5	245	23.8	1241	320	10.4	5130	NR		87	36	ND	9.0 x 10 ²
	Medio	2.5	NA	19.3	1251	330	10.2	5124			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.7	NA	18.2	1250	329	10.0	5240			NR	NR	NR	NR
E7	Superficie	17.0	265	27.0	1286	362	10.2	5120	NR		1.0 x 10 ²	1.0 x 10 ³	90	1.5 x 10 ²
	Medio	6.0	NA	26.5	1227	308	10.1	5200			NR	NR	NR	NR
	Fondo	2.0	NA	25.0	1228	310	10.0	5224			NR	NR	NR	NR
E8	Superficie	14.0	220	23.5	1247	324	10.4	5100	NR		1.0 x 10 ²	2.0 x 10 ²	ND	ND
	Medio	6.3	NA	22.5	1245	316	10.2	5110			NR	NR	NR	NR
	Fondo	4.8	NA	21.0	1240	350	10.1	5120			NR	NR	NR	NR
E9	Superficie	14.5	229	24.0	1211	310	10.3	5136	NR		1.0 x 10 ²	1.5 x 10 ²	ND	ND
	Medio	6.8	NA	21.0	1205	300	10.0	5130			NR	NR	NR	NR
	Fondo	3.0	NA	19.5	1209	294	9.9	5120			NR	NR	NR	NR
E10	Superficie	15.2	242	24.5	1199	298	10.0	5100	NR		1.5 x 10 ²	1.2 x 10 ²	ND	ND
	Medio	8.1	NA	22.5	1195	288	10.1	5110			NR	NR	NR	NR
	Fondo	3.2	NA	21.0	1196	248	10.0	5200			NR	NR	NR	NR
E11	Superficie	11.5	186	25.0	1224	308	10.2	5160	NR		1.2 x 10 ²	78	ND	ND
	Superficie	14.9	232	23.7	1178	284	10.1	4844	NR		2.1 x 10 ⁴	5.5 x 10 ²	1.1 x 10 ²	1.2 x 10 ²
	Medio	6.2	NA	22.1	1217	305	10.1	5127	NA		NR	NR	NR	NR
Promedio	Fondo	3.5	NA	20.2	1216	303	10.1	5150	NA		NR	NR	NR	NR
	Promedio	8.4	232	22.1	1202	297	10.1	5027	NR		2.1 x 10 ⁴	5.5 x 10 ²	1.1 x 10 ²	1.2 x 10 ²
	Valor mínimo	0.8	186	18.0	740	12	8.2	2130	NR		1.0 x 10 ²	36	ND	ND
Desviación estándar	Valor máximo	17.5	265	27.0	1286	362	10.5	5240	NR		2.0 x 10 ⁵	2.1 x 10 ³	1.6 x 10 ²	9.0 x 10 ²
	Desviación estándar	6.1	20.1	2.4	90	58	0.4	548.9	NR		4.8*	2.8*	2.1*	2.4*
	% C. V.	72	8.7	10.9	7.5	19.6	3.6	10.9	NR		110.5*	102.4*	105.5*	116.5

Observaciones: NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No se detectó * log.

TABLA 2-C DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE JUNIO DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc. (µS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenoflaeina				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	Vibrio cholerae	
1 E1a	Superficie	NR	NR	18.0	740	0	8.2	2130			8.6 x 10 ⁵	3.6 x 10 ⁴	5.3 x 10 ²	9.9 x 10 ²
1 E1b	Superficie	NR	NR	18.1	630	0	8.0	2120			7.6 x 10 ⁴	3.4 x 10 ³	1.3 x 10 ²	ND
2 E2	Superficie	14.0	209	21.0	1320	318	9.8	5400	12		1.6 x 10 ²	2.9 x 10 ³	ND	ND
	Medio	10.0	NA	20.0	1318	314	9.8	5230			NR	NR	NR	NR
3 E3	Fondo	0.2	NA	19.0	1316	310	9.9	5300			NR	NR	NR	NR
	Superficie	15.5	240	23.0	1300	336	10.0	5280	10		9.8 x 10 ²	3.0 x 10 ²	1.0 x 10 ²	1.1 x 10 ²
4 E4	Medio	10.0	NA	21.0	1312	328	9.8	5300			NR	NR	NR	NR
	Fondo	1.5	NA	19.5	1306	326	9.9	5300			NR	NR	NR	NR
5 E5	Superficie	14.0	216	23.0	1260	324	9.8	5250	10		1.2 x 10 ²	7.2 x 10 ²	36	ND
	Medio	10.0	NA	21.0	1220	318	9.9	5280			NR	NR	NR	NR
6 E6	Fondo	0.2	NA	20.0	1218	310	9.8	5240			NR	NR	NR	NR
	Superficie	17.5	270	22.0	1308	320	9.9	5180	12		5.3 x 10 ²	3.6 x 10 ²	1.3 x 10 ²	9.0 x 10 ²
Promedio	Medio	7.5	NA	20.5	1304	324	9.9	5205			NR	NR	NR	NR
	Fondo	2.0	NA	19.0	1306	324	9.9	5260			NR	NR	NR	NR
Promedio	Superficie	NR	NA	22.0	1290	312	10.0	5400			60	1.0 x 10 ²	ND	ND
	Medio	15.3	233.8	21.0	1121	230	9.4	4394	11		1.3 x 10 ⁵	6.5 x 10 ³	1.3 x 10 ²	2.9 x 10 ²
Desviación estándar	Fondo	9.4	NA	20.6	1289	310	9.9	5254	NA		NR	NR	NR	NR
	Medio	1.0	NA	19.4	1286	336	9.9	5275	NA		NR	NR	NR	NR
Valor mínimo		8.5	233.8	20.5	1210	278	9.6	4858	11		1.3 x 10 ⁵	6.5 x 10 ³	1.3 x 10 ²	2.9 x 10 ²
Valor máximo		0.2	209	19.0	630	0	8.0	2120	10		60	1.0 x 10 ²	ND	ND
% C. V.		17.5	270	18.0	1340	336	10.0	5400	12		8.5 x 10 ⁵	3.6 x 10 ⁴	5.3 x 10 ²	9.9 x 10 ²
		6.0	23.9	1.6	217	109	0.6	1111	1		5.5*	4.1*	2.3*	2.7*
		70.6	10.2	7.8	17.9	39.3	6.5	22.9	9.1		107.4*	108.5*	109.5*	108.1*

Observaciones: NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No se detectó * log

TABLA 2-D DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE JULIO DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc. (μS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenolftaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	Vibrio cholerae	
1 E1a	Superficie	NR	NR	15.3	760	0	8.2	2160			1.2 x 10 ⁵	2.7 x 10 ³	3.0 x 10 ²	1.2 x 10 ²
1 E1b	Superficie	NR	NR	15.2	610	0	8.0	2150			2.0 x 10 ⁴	6.0 x 10 ³	2.8 x 10 ²	ND
2 E2	Superficie	6.6	93	18.0	1288	444	10.0	5380	12		3.7 x 10 ²	1.1 x 10 ³	1.4 x 10 ²	78
	Medio	0.5	NA	17.5	1300	452	10.0	5440			NR	NR	NR	NR
3 E3	Fondo	0.0	NA	17.0	1256	432	9.9	5450			NR	NR	NR	NR
	Superficie	4.5	63	18.0	1288	424	10.0	5470	12		7.7 x 10 ²	8.3 x 10 ²	ND	ND
	Medio	1.8	NA	17.8	1236	438	10.0	5450			NR	NR	NR	NR
4 E4	Fondo	1.2	NA	17.0	1230	444	10.0	5480			NR	NR	NR	NR
	Superficie	12.0	175	20.0	1360	388	10.0	5570	12		2.4 x 10 ²	3.8 x 10 ²	ND	ND
	Medio	0.1	NA	18.0	1221	410	9.9	5450			NR	NR	NR	NR
5 E5	Fondo	0.0	NA	17.8	1236	440	9.9	5130			NR	NR	NR	NR
	Superficie	1.8	26	17.2	1218	399	9.8	5500	10		1.0 x 10 ²	6.0 x 10 ²	48	ND
	Medio	1.0	NA	17.0	1210	395	9.8	5510			NR	NR	NR	NR
6 E6	Fondo	0.2	NA	16.8	1193	398	9.9	5550			NR	NR	NR	NR
	Superficie	NR	NR	20.0	1214	404	10.0	5500			25	2.0 x 10 ²	ND	ND
	Superficie	6.2	89	17.7	1105	294	9.4	4533	11.5		2.0 x 10 ⁴	1.7 x 10 ³	1.1 x 10 ²	28
Promedio	Medio	0.9	NA	17.6	1242	424	9.9	5463	NA		NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.4	NA	17.2	1229	429	9.9	5403	NA		NR	NR	NR	NR
	Promedio	2.5	89	17.5	1175	365	9.7	5013	11.5		2.0 x 10 ⁴	1.7 x 10 ³	1.1 x 10 ²	28
	Valor mínimo	0.0	26	15.2	610	0	8.0	2150	10		25	2.0 x 10 ²	ND	ND
	Valor máximo	12	175	20.0	1360	452	10.0	5570	12		1.2 x 10 ⁵	6.0 x 10 ³	3.0 x 10 ²	1.2 x 10 ²
	Desviación estándar	3.5	55	1.3	205	144	0.6	1165	0.9		4.6*	3.3*	2.1*	1.7*
	% C. V.	1.4	61.8	7.6	17.5	39.6	6.5	23.2	7.8		108.0*	102.8*	104.1*	116.9*

Observaciones: NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No detectado * log.

TABLA 2-E DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE AGOSTO DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc. (µS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL			
					Total	Fenolfaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	Vibrio cholerae
1 E1a	Superficie	NR	NR	17.5	700	16	8.5	2310		2.4 x 10 ⁴	1.3 x 10 ³	1.1 x 10 ²	NR
1 E1b	Superficie	NR	NR	16.9	600	28	8.7	2020		7.2 x 10 ³	2.5 x 10 ²	65	NR
2 E2	Superficie	16.0	325	22.0	1292	460	10.4	5380	09	4.2 x 10 ²	7.5 x 10 ²	24	NR
	Medio	13.0	NA	20.0	1244	448	10.3	5360		NR	NR	NR	NR
3 E3	Fondo	10.5	NA	19.5	1268	448	10.3	5440		NR	NR	NR	NR
	Superficie	14	205	20.0	1276	452	10.3	5405	10	1.8 x 10 ²	3.2 x 10 ²	ND	NR
4 E4	Medio	12	NA	20.6	1264	444	10.3	5400		NR	NR	NR	NR
	Fondo	7.2	NA	19.0	1280	444	10.3	5090		NR	NR	NR	NR
	Superficie	1.2	22	19.0	1296	456	10.2	5540	09	4.4 x 10 ²	1.6 x 10 ²	ND	NR
5 E5	Medio	0.4	NA	18.6	1286	464	10.2	5490		NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.2	NA	18.2	1272	452	10.1	5500		NR	NR	NR	NR
	Superficie	2.4	35	18.8	1287	444	10.3	5540	11	36	1.4 x 10 ²	ND	NR
6 E6	Medio	1.1	NA	17.8	1253	456	10.1	5530		NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.1	NA	17.8	1284	456	10.3	5335		NR	NR	NR	NR
	Superficie	NR	NR	21.5	1248	420	10.6	5224		98	1.2 x 10 ²	ND	NR
Promedio	Superficie	8.4	147	19.4	1100	325	9.9	4488	9.8	4.6 x 10 ³	4.3 x 10 ²	28	NR
	Medio	6.6	NA	19.3	1262	453	10.2	5445	NA	NR	NR	NR	NR
	Fondo	4.5	NA	18.6	1276	450	10.3	5341	NA	NR	NR	NR	NR
Promedio		6.5	147	19.1	1190	393	10.1	4971	9.8	4.6 x 10 ³	4.3 x 10 ²	28	NR
Valor mínimo		0.1	22	16.9	600	16	8.5	2020	09	3.6	1.2 x 10 ²	ND	NR
Valor máximo		16.0	325	22.0	1292	460	10.6	5540	11	2.4 x 10 ⁴	1.3 x 10 ³	1.1 x 10 ²	NR
Desviación estándar		6.0	126	1.5	213	146	0.6	1108	0.8	4.0*	2.6*	16*	NR
% C. V.		92.3	85.7	7.6	17.9	37.1	5.9	22.3	8.2	107.8*	100.2*	112.6*	NR

Observaciones: NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No se detectó * log

TABLA 2-F DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE SEPTIEMBRE DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc (μS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenolfaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	<i>Salmonella</i> spp.	<i>Vibrio</i> <i>cholerae</i>	
1 E1a	Superficie	NR	NR	16.5	716	0	8.2	2300			1.6 x 10 ⁴	1.5 x 10 ⁵	3.8 x 10 ³	ND
1 E1b	Superficie	NR	NR	16.0	628	0	8.1	1820			1.1 x 10 ³	1.5 x 10 ⁴	1.1 x 10 ²	30
2.E2	Superficie	5.5	80	19.5	1236	404	9.9	5140	09		4.5 x 10 ²	1.6 x 10 ²	4.5 x 10 ²	7.0 x 10 ²
	Medio	0.2	NA	19.0	1208	396	9.8	5020			NR	NR	NR	NR
3 E3	Fondo	0.1	NA	19.0	1200	394	9.8	5120			NR	NR	NR	NR
	Superficie	2.0	29	19.5	1220	372	9.8	5330	10		9.0 x 10 ²	7.7 x 10 ²	ND	1.1 x 10 ²
	Medio	0.4	NA	19.2	1198	364	9.8	4860			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.2	NA	19.0	1206	400	9.9	5090			NR	NR	NR	NR
4 E4	Superficie	4.0	58	19.0	1212	399	9.9	5100	09		2.3 x 10 ²	8.6 x 10 ²	72	1.6 x 10 ²
	Medio	0.5	NA	19.0	1198	389	9.8	5080			NR	NR	NR	NR
5 E5	Fondo	0.2	NA	19.0	1228	356	9.7	5010			NR	NR	NR	NR
	Superficie	2.0	29	19.2	1230	388	9.9	5050	09		80	63	54	ND
	Medio	0.2	NA	19.0	1228	380	9.8	5280			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.1	NA	19.0	1230	396	9.8	5270			NR	NR	NR	NR
6 E6	Superficie	NR	NR	17.0	1204	398	9.8	5220			20	18	73	ND
Promedio	Superficie	3.4	49	18.1	1064	280.1	9.4	4280	9.3		2.7 x 10 ³	2.4 x 10 ⁴	6.5 x 10 ²	1.4 x 10 ²
	Medio	0.3	NA	19.1	1208	382	9.8	5060	NA		NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.2	NA	19.0	1216	387	9.8	5123	NA		NR	NR	NR	NR
	Promedio	1.3	49	18.6	1143	336	9.6	4713	9.3		2.7 x 10 ³	2.4 x 10 ⁴	6.5 x 10 ²	1.4 x 10 ²
Valor mínimo	0.1	29	16.0	628	0	8.1	1820	9			20	18	ND	ND
Valor máximo	5.5	80	19.5	1328	404	9.9	5330	10			1.6 x 10 ⁴	1.5 x 10 ⁵	3.8 x 10 ³	7.0 x 10 ²
Desviación estándar	1.8	25	1.1	186	132	0.6	1051	0.4			3.7*	4.7*	3.1*	2.4*
% C. V.	139.1	50.6	5.9	16.3	39.4	6.0	22.3	4.7			109.0*	108.5*	111.8*	111.6*

Observaciones: NA No Aplica, NR No se Realizó, *log
Día nublado, con viento y lluvia

TABLA 2-G DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE OCTUBRE DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L CaCO ₃)		pH	Conduc (µS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenolftaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	Vibrio cholerae	
1 E1a	Superficie	NR	NR	12.0	724	0	8.1	2270			1.7 x10 ⁵	2.8 x10 ⁴	1.4 x10 ²	ND
1 E1b	Superficie	NR	NR	12.5	610	13	8.4	2100			1.1 x10 ⁴	2.1 x10 ³	9.0 x10 ²	ND
2 E2	Superficie													
	Medio													
	Fondo													
3 E3	Superficie													
	Medio													
	Fondo													
4 E4	Superficie	2.8	38	16.5	1220	244	9.6	5390	09		7.3 x10 ²	4.2 x10 ²	75	24
	Medio	0.2	NA	16.5	1224	248	9.3	5430						
	Fondo	0.1	NA	16.5	1216	236	9.4	5410						
5 E5	Superficie	6.0	81	16.0	1252	252	9.1	5330	10		4.5 x10 ²	6.9 x10 ²	2.0 x10 ²	ND
	Medio	2.9	NA	16.0	1224	256	9.4	5330						
	Fondo	2.0	NA	16.0	1232	252	9.6	5250						
6 E6	Superficie	NA	NA	19.0	1228	288	9.1	5360			1.5 x10 ²	1.0 x10 ²	66	ND
	Superficie	4.4	60	15.2	1007	159	8.9	4090	9.5		3.6 x10 ⁴	6.3 x10 ³	2.8 x10 ²	5
	Medio	1.6	NA	16.3	1224	252	9.4	5380	NA		NR	NR	NR	NR
	Fondo	1.1	NA	16.3	1224	244	9.5	5330	NA		NR	NR	NR	NR
Promedio		2.3	60	15.6	1103	199	9.1	4652	9.5		3.6 x10 ⁴	6.3 x10 ³	2.8 x10 ²	5
Valor mínimo		0.1	38	12.0	610	0	8.1	2100	9		1.5 x10 ²	1.0 x10 ²	66	ND
Valor máximo		6.0	81	19.0	1252	288	9.6	5430	10		1.7 x10 ⁵	2.8 x10 ⁴	9.0 x10 ²	24
Desviación estándar		2.2	30.4	2.0	235	104	0.5	1320	0.5		4.8*	4.1*	2.5*	1.0*
% C. V.		93.2	51.1	12.9	21.3	52.2	5.4	28.4	5.3		105.8*	107.6*	104.2*	151.3*

Observaciones: Debido al fuerte viento no fue posible muestrear las estaciones 3 E3 y E4
 NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No se detectó * log.

TABLA 2-H DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE NOVIEMBRE DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc (μS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenolftaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	Vibrio cholerae	
1 E1a	Superficie	NR	NR	16.5	732	0	8.2	2460			8.4 x 10 ⁵	1.9 x 10 ⁴	1.5 x 10 ³	ND
1 E1b	Superficie	NR	NR	16.3	620	0	8.0	2420			1.1 x 10 ⁴	2.0 x 10 ³	3.5 x 10 ²	ND
2.E2	Superficie	13.5	185	16.0	1308	320	9.6	5370	10		6.3 x 10 ²	1.2 x 10 ³	60	ND
	Medio	10.0	NA	15.5	1356	300	9.5	5190			NR	NR	NR	NR
3 E3	Fondo	0.2	NA	15.0	1312	304	9.5	5240			NR	NR	NR	NR
	Superficie	18.0	250	17.0	1300	312	9.9	5500	10		1.0 x 10 ²	9.1 x 10 ³	34	ND
	Medio	15.0	NA	16.0	1316	340	9.6	5490			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.5	NA	15.0	1204	336	9.6	5540			NR	NR	NR	NR
4 E4	Superficie	6.0	78	14.0	1284	324	9.6	5640	09		1.0 x 10 ²	9.1 x 10 ²	1.0 x 10 ²	ND
	Medio	2.0	NA	14.0	1324	312	9.3	5390			NR	NR	NR	NR
5 E5	Fondo	0.4	NA	14.0	1304	316	9.4	5240			NR	NR	NR	NR
	Superficie	7.0	91	14.0	1300	320	9.5	5120	10		1.4 x 10 ²	1.0 x 10 ²	59	73
6 E6	Medio	4.8	NA	14.0	1308	312	9.0	5250			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.2	NA	14.0	1316	300	9.4	5280			NR	NR	NR	NR
Promedio	Superficie	NR	NR	22.0	1284	312	9.6	5690			ND	34	ND	ND
	Medio	11.1	151	16.5	1118	227	9.2	4600	9.8		1.2 x 10 ⁵	4.6 x 10 ³	3.7 x 10 ²	10
Desviación estándar	Fondo	8.0	NA	14.9	1326	316	9.4	5330	NA		NR	NR	NR	NR
	Medio	0.3	NA	14.5	1284	314	9.3	5325	NA		NR	NR	NR	NR
% C. V.	Fondo	6.5	151	15.5	1218	274	9.5	4988	9.8		1.2 x 10 ⁵	4.6 x 10 ³	3.7 x 10 ²	10
	Promedio	0.2	78	14.0	620	0	9.0	5120	9.0		ND	34	ND	ND
Valor mínimo		18.0	250	23.9	1356	340	9.9	2420	10.0		8.4 x 10 ⁵	1.9 x 10 ⁴	1.5 x 10 ³	73
Valor máximo		6.3	81	2.0	216	108	0.5	1012	0.4		5.5*	73.8*	2.7*	1.4*
% C. V.		98.0	53.9	12.9	17.7	39.4	5.5	20.3	4.4		108.2*	10.5*	106.4*	141.5*

Observaciones: NA No Aplica NR No se Realizó ND: No se detectó *log
Día nublado por la mañana (07:30 a 09:30) con intensa neblina y soleado con poco viento (10:00 a 12:00)

TABLA 2-1 DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE DICIEMBRE DE 1999

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (° C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc (μS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secchi (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenolftaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	<i>Vibrio cholerae</i>	
1 E1a	Superficie	NR	NR	12.0	703	18	8.4	2300			1.0 x 10 ⁵	3.4 x 10 ³	3.0 x 10 ²	ND
	Superficie	NR	NR	12.0	600	26	8.6	2019			3.4 x 10 ⁴	1.3 x 10 ³	2.5 x 10 ²	ND
2.E2	Superficie	5.5	68	12.0	1336	336	9.4	5350	09		NR	NR	NR	NR
	Medio	5.2	NA	12.0	1368	344	9.4	5290			NR	NR	NR	NR
3 E3	Fondo	4.0	NA	12.0	1364	348	9.3	5270	10		NR	NR	NR	NR
	Superficie	14.8	200	16.0	1352	328	9.6	5350			NR	NR	NR	NR
4 E4	Medio	8.0	NA	12.0	1352	324	9.6	5360			NR	NR	NR	NR
	Fondo	3.5	NA	11.5	1348	316	9.6	5600			NR	NR	NR	NR
5 E5	Superficie	13.5	175	14.5	1344	336	9.7	5230	09		NR	NR	NR	NR
	Medio	6.0	NA	12.5	1352	328	9.6	5480			NR	NR	NR	NR
6 E6	Fondo	0.3	NA	12.0	1328	300	9.6	5590			NR	NR	NR	NR
	Superficie	10.0	129	14.0	1364	352	9.4	5600	09		NR	NR	NR	NR
Promedio	Superficie	6.5	NA	12.5	1340	328	9.4	5470			NR	NR	NR	NR
	Medio	0.5	NA	12.5	1368	300	9.2	5330			NR	NR	NR	NR
Promedio	Superficie	NR	NR	19.8	1388	348	9.9	5720			ND	ND	ND	ND
	Medio	11.0	143	14.3	1155	249	9.3	4510	9.3		4.5 x 10 ⁴	1.6 x 10 ³	1.8 x 10 ²	ND
Promedio	Fondo	6.4	NA	12.3	1353	331	9.5	5400	NA		NR	NR	NR	NR
	Medio	2.1	NA	12.0	1352	316	9.4	5448	NA		NR	NR	NR	NR
Promedio	Fondo	6.5	143	13.2	1260	289	9.4	4997	9.3		4.5 x 10 ⁴	1.6 x 10 ³	1.8 x 10 ²	ND
	Superficie	0.3	68	11.5	600	18	8.4	2019	09		ND	ND	ND	ND
Desviación estándar	Valor mínimo	14.8	200	19.8	1388	352	9.9	5720	10.0		4.5 x 10 ⁴	4.5 x 10 ⁴	4.5 x 10 ⁴	ND
	Valor máximo	4.3	58	2.1	240	106	0.4	1123	0.4		4.6*	3.1*	2.1*	0.0
Desviación estándar	% C. V.	66.8	40.6	16.2	19.0	36.6	4.2	22.5	4.7		99.3*	98.5*	93.6*	0.0
	Observaciones:	NA: No Aplica	NR: No se Realizó	ND: No se detectó	* log									

TABLA 2-J DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE ENERO DEL 2 000

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc. (μS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secci (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenolfaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	<i>Salmonella</i> spp.	<i>Vibrio</i> <i>cholerae</i>	
1 E1a	Superficie	NR	NR	12.0	560	0	7.9	2230			8.9 x 10 ³	8.9 x 10 ⁴	98	ND
1 E1b	Superficie	NR	NR	12.0	572	0	8.0	2021			3.4 x 10 ³	8.9 x 10 ⁴	78	ND
2 E2	Superficie	2.3	28	12.0	1200	392	9.4	5890	11		NR	NR	NR	NR
	Medio	1.5	NA	12.0	1188	396	9.5	5690			NR	NR	NR	NR
3 E3	Fondo	0.5	NA	12.0	1408	388	9.3	5820			NR	NR	NR	NR
	Superficie	12.1	159	14.6	1196	396	9.5	5630	09		NR	NR	NR	NR
4 E4	Medio	10.0	NA	13.5	1200	400	9.5	5740			NR	NR	NR	NR
	Fondo	6.2	NA	13.0	1300	400	9.4	5640			NR	NR	NR	NR
5 E5	Superficie	11.8	156	15.0	1364	401	9.4	5510	11		NR	NR	NR	NR
	Medio	8.5	NA	13.5	1400	396	9.5	5750			NR	NR	NR	NR
6 E6	Fondo	4.2	NA	13.5	1408	380	9.3	5520			NR	NR	NR	NR
	Superficie	3.6	41	12.0	1400	392	9.4	5570	09		NR	NR	NR	NR
Promedio	Medio	2.8	NA	12.0	1404	400	9.4	5870			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.4	NA	12.0	1356	401	9.2	5650			NR	NR	NR	NR
Valor mínimo	Superficie	NR	NR	19.4	1420	401	9.6	5790			ND	ND	ND	ND
	Superficie	7.5	97	13.9	1102	283	9.0	4663	10.0		4.1 x 10 ⁴	8.9 x 10 ⁴	88	ND
Valor máximo	Medio	5.7	NA	12.8	1298	398	9.5	5763	NA		NR	NR	NR	NR
	Fondo	2.8	NA	12.6	1368	392	9.3	5658	NA		NR	NR	NR	NR
Desviación estándar	Promedio	5.3	97	13.2	1225	343	9.2	5221	10.0		8.9 x 10 ³	8.9 x 10 ⁴	88	ND
	Valor mínimo	0.4	28	12.0	560	0	7.9	2021	09		8.9 x 10 ⁴	8.9 x 10 ⁴	78	ND
% C. V.	Valor máximo	12.1	156	19.4	1420	401	9.6	5890	11		8.9 x 10 ⁴	8.9 x 10 ⁴	98	ND
	Desviación estándar	4.3	70	2.0	282	139	0.5	1263	1.2		2.5*	3.1*	1.0*	0.0*
		80.6	72.8	15.0	23.0	40.6	5.7	24.2	11.5		92.4*	91.2*	51.4*	0.0*

Observaciones: NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No se detectó * log.

TABLA 2-K DATOS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS PARA EL MES DE FEBRERO DEL 2 000

Estación	Nivel	OD (mg L ⁻¹)	% Saturación Oxígeno	T (°C)	Alcalinidad (mg L ⁻¹ CaCO ₃)		pH	Conduc (µS cm ⁻¹)	Profundidad Disco Secci (cm)	UFC/100mL				
					Total	Fenolftaleína				Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Salmonella spp.	<i>Vibrio cholerae</i>	
1 E1a	Superficie	NR	NR	12.5	660	0	8.2	2030			1.0 x 10 ⁵	3.4 x 10 ³	1.2 x 10 ²	Ausencia
	Superficie	NR	NR	12.1	580	0	8.3	2120			3.4 x 10 ⁴	1.3 x 10 ³	1.0 x 10 ²	Ausencia
	Superficie	12.0	170	17.0	1320	312	9.6	5450	09		NR	NR	NR	NR
2.E2	Medio	0.4	NA	14.0	1284	324	9.5	5360			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.2	NA	14.0	1304	316	9.5	5270			NR	NR	NR	NR
3 E3	Superficie	11.0	149	16.0	1300	324	9.6	5350	09		NR	NR	NR	NR
	Medio	0.5	NA	14.5	1328	308	9.5	5220			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.3	NA	14.0	1348	316	9.5	4980			NR	NR	NR	NR
4 E4	Superficie	2.5	33	15.0	1352	312	9.5	5790	08		NR	NR	NR	NR
	Medio	0.7	NA	15.0	1334	332	9.5	5790			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.2	NA	14.5	1350	330	9.5	5760			NR	NR	NR	NR
5 E5	Superficie	1.7	22	13.5	1338	320	9.6	5670	09		NR	NR	NR	NR
	Medio	0.5	NA	13.5	1342	324	9.6	5300			NR	NR	NR	NR
	Fondo	0.3	NA	13.5	1348	316	9.5	5640			NR	NR	NR	NR
6 E6	Superficie	NR	NR	NR	1328	300	9.9	5580			ND	ND	ND	ND
	Superficie	6.8	94	15.7	1125	224	9.2	4570	8.8		4.5 x 10 ⁴	1.6 x 10 ³	ND	ND
	Medio	0.5	NA	14.3	1322	322	9.5	5418	NA		NR	NR	NR	NR
Promedio	Fondo	0.3	NA	14.0	1338	320	9.5	5413	NA		NR	NR	NR	NR
	Promedio	2.5	94	14.8	1234	276	9.4	5021	8.8		4.5 x 10 ⁴	1.6 x 10 ³	73	ND
	Valor mínimo	0.2	22	13.5	580	0	8.2	2030	8.0		ND	ND	ND	ND
Valor máximo	Valor máximo	12.0	170	17.0	1350	324	9.9	5790	9.0		1.0 x 10 ⁵	3.4 x 10 ³	1.2 x 10 ²	ND
	d.s.	4.3	77	1.2	242.2	108	0.5	1177	0.5		2.8*	3.1*	1.7*	0.0*
	c.v.	168.5	82.2	8.1	19.6	39	4.9	23.5	5.7		86.9*	98.5*	92.2*	0.0*

Observaciones: NA: No Aplica NR: No se Realizó ND: No se detectó * log.

TABLA 2-L DATOS OBTENIDOS DE ALCALINIDAD TOTAL Y A LA FENOLFTALEÍNA DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000

Estación	Nivel	mol L ⁻¹																			
		Mayo		Junio		Julio		Agosto		Septiembre		Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero		Febrero	
E1a	Superior	7.4x10 ⁻³	2.1x10 ⁻³	7.4x10 ⁻³	0.0	7.6x10 ⁻³	0.0	7.2x10 ⁻³	0.0	7.2x10 ⁻³	0.0	7.0x10 ⁻³	1.8x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	0.0	6.6x10 ⁻³	0.0	6.6x10 ⁻³	0.0	6.6x10 ⁻³	0.0
	Superior	NR	NR	6.3x10 ⁻³	0.0	6.1x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	2.8x10 ⁻³	2.8x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	0.0	6.0x10 ⁻³	2.6x10 ⁻³	5.7x10 ⁻³	0.0	5.8x10 ⁻³	0.0	5.8x10 ⁻³	0.0	5.8x10 ⁻³	0.0
E1b	Superior	1.2x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³
	Medio	1.2x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	4.3x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.4x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³
E2	Fondo	1.2x10 ⁻³	2.9x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.7x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³
	Superior	1.2x10 ⁻³	2.8x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.7x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³
E3	Medio	1.2x10 ⁻³	2.7x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³
	Fondo	1.2x10 ⁻³	2.9x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³
E4	Superior	1.2x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.4x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.7x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³
	Medio	1.2x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.4x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.7x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³
E5	Fondo	1.2x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.4x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.7x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³
	Superior	1.2x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.4x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.7x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³
E6	Medio	1.2x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	NR	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³
	Fondo	1.2x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	NR	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³
Promedio	Superior	1.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³
	Medio	1.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	3.8x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³
Valor mínimo	Superior	1.1x10 ⁻³	2.6x10 ⁻³	1.1x10 ⁻³	2.9x10 ⁻³	1.1x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.1x10 ⁻³	2.3x10 ⁻³	NR	1.1x10 ⁻³	2.5x10 ⁻³	2.5x10 ⁻³	1.1x10 ⁻³	2.5x10 ⁻³	2.5x10 ⁻³	1.1x10 ⁻³	2.2x10 ⁻³	2.2x10 ⁻³
	Medio	1.2x10 ⁻³	3.1x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³
Valor máximo	Superior	1.3x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.3x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³
	Medio	1.3x10 ⁻³	3.0x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.3x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	NR	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³
Desviación estándar	Superior	7.4x10 ⁻⁴	2.1x10 ⁻⁴	7.4x10 ⁻⁴	0.0	6.1x10 ⁻⁴	0.0	6.0x10 ⁻⁴	6.0x10 ⁻⁴	7.4x10 ⁻⁴	0.0	6.2x10 ⁻⁴	1.8x10 ⁻⁴	5.6x10 ⁻⁴	0.0	6.6x10 ⁻⁴	0.0	6.6x10 ⁻⁴	0.0	6.6x10 ⁻⁴	0.0
	Medio	1.2x10 ⁻³	3.3x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	1.4x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	4.6x10 ⁻³	1.2x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	NR	1.3x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	3.5x10 ⁻³	1.3x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³
% C. V.		10.2	26.4	17.2	39.3	15.8	39.6	18.3	37.1	15.9	56.4	21.2	52.2	17.8	51.3	22.3	52.3	17.8	51.3	22.3	51.3

Observaciones: T: total, P: fenolftaleína

TABLA 3-A DATOS OBTENIDOS DE BICARBONATOS Y CARBONATOS DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000

Estación	Nivel	Mayo			Junio			Julio			Agosto			Septiembre			Octubre			Noviembre			Diciembre			Enero			Febrero								
		B	C		B	C		B	C		B	C		B	C		B	C		B	C		B	C		B	C		B	C							
		mg L ⁻¹																																			
E1a	Superior	437	14		451	0		464	0		407	19		437	0		442	0		447	0		407	22		407	22		342	0		342	0				
E1b	Superior	NR	NR		384	0		372	0		332	34		383	0		356	16		372	0		334	31		334	31		343	0		343	0		354	0	
E2	Superior	379	347		417	382		244	533		227	552		261	552		NR	NR		407	384		405	403		415	413		254	470		242	475		388	374	
	Medio	377	355		421	377		242	542		212	538		254	538		NR	NR		461	360		415	418		386	466		242	475		388	389				
E3	Fondo	376	355		425	372		239	518		227	538		251	540		NR	NR		429	365		407	418		386	466		386	410		379	379				
	Superior	376	348		383	403		268	509		227	542		290	542		NR	NR		412	374		425	394		246	475		398	389							
E4	Medio	384	336		400	394		220	526		229	533		287	533		NR	NR		388	408		429	389		244	480		370	370							
	Fondo	389	329		399	391		209	533		239	533		248	540		NR	NR		325	403		437	379		305	480		437	379							
E5	Superior	376	350		373	389		356	466		234	547		252	547		595	293		388	389		410	403		343	481		444	374							
	Medio	368	362		357	382		245	492		218	557		256	557		444	298		427	374		425	394		371	475		409	398							
E6	Fondo	367	362		365	372		217	528		224	542		315	542		454	283		410	379		444	422		395	456		421	396							
	Superior	357	379		407	384		256	479		243	533		277	533		456	302		403	384		403	422		376	470		426	384							
Promedio	Superior	342	395		400	389		256	474		208	547		285	547		547	307		417	374		468	360		338	481		437	379							
	Fondo	346	391		401	389		242	478		207	547		267	547		444	302		437	360		468	360		338	481		444	360							
Promedio	Superior	371	370		406	374		248	485		249	504		307	379		450	191		406	272		401	299		326	340		413	269							
	Medio	383	301		403	276		315	353		274	390		307	379		439	303		423	379		379	398		306	478		414	387							
Promedio	Fondo	370	359		397	381		227	514		224	540		270	542		449	293		400	377		439	379		356	471		426	383							
	Valor mínimo	315	335		399	333		272	438		246	471		287	466		447	239		408	329		417	347		329	411		417	331							
Promedio	Valor máximo	342	314		357	0		209	0		207	19		200	0		356	0		325	0		334	22		242	0		354	0							
	Desviación estándar	389	395		451	403		464	542		407	557		437	552		456	442		461	408		468	422		386	481		444	398							
Promedio	% C. V.	21.6	90.9		24.0	131		68	173		54	181		52	184		60	124		32	130		28	127		54	161		23	130							
		6	27		6	39		25	40		23	38		18	39		14	52		8	39		7	37		16	39		6	39							

Observaciones: B: bicarbonatos (HCO₃), C: carbonatos (CO₃)

TABLA 3-B DATOS OBTENIDOS DE BICARBONATOS Y CARBONATOS DE MAYO DE 1999 A FEBRERO DEL 2 000

Estación	Nivel	Mayo			Junio			Julio			Agosto			Septiembre			Octubre			Noviembre			Diciembre			Enero			Febrero		
		B	C	B	C	B	C	C	B	C	B	C	B	C	B	C	C	B	C	B	C	B	C	B	C	B	C	B	C		
E1a	Superior	7.2x10 ⁻³	2.3x10 ⁻³	7.4x10 ⁻³	0.0	7.6x10 ⁻³	3.2x10 ⁻³	7.2x10 ⁻³	0.0	7.2x10 ⁻³	0.0	7.3x10 ⁻³	0.0	6.7x10 ⁻³	3.7x10 ⁻³	0.0	6.7x10 ⁻³	0.0	6.7x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	0.0	6.7x10 ⁻³	0.0	6.7x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	0.0	6.7x10 ⁻³	0.0	6.7x10 ⁻³	0.0	
	Superior	NR	NR	6.1x10 ⁻³	0.0	6.1x10 ⁻³	5.7x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	0.0	5.8x10 ⁻³	2.7x10 ⁻³	6.1x10 ⁻³	0.0	5.5x10 ⁻³	5.2x10 ⁻³	0.0	5.5x10 ⁻³	0.0	5.5x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	0.0	5.5x10 ⁻³	0.0	5.5x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	0.0	5.5x10 ⁻³	0.0	5.5x10 ⁻³	0.0	
	Superior	NR	NR	8.9x10 ⁻³	0.0	8.9x10 ⁻³	9.2x10 ⁻³	4.3x10 ⁻³	9.2x10 ⁻³	9.2x10 ⁻³	NR	6.7x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	7.8x10 ⁻³																	
E2	Medio	6.2x10 ⁻³	5.9x10 ⁻³	6.9x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	9.0x10 ⁻³	6.8x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	6.9x10 ⁻³																			
	Fondo	6.2x10 ⁻³	5.9x10 ⁻³	7.0x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	9.0x10 ⁻³	6.7x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	7.0x10 ⁻³																			
	Superior	6.2x10 ⁻³	5.9x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	6.7x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.8x10 ⁻³	8.8x10 ⁻³	6.1x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	6.8x10 ⁻³																			
E3	Medio	6.3x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	4.7x10 ⁻³	8.9x10 ⁻³	6.4x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	7.0x10 ⁻³																			
	Fondo	6.3x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	3.4x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	8.9x10 ⁻³	6.7x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	7.2x10 ⁻³																			
	Superior	6.2x10 ⁻³	5.8x10 ⁻³	6.1x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	5.8x10 ⁻³	5.8x10 ⁻³	6.1x10 ⁻³	9.1x10 ⁻³	6.8x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	7.2x10 ⁻³																			
E4	Medio	6.0x10 ⁻³	6.0x10 ⁻³	5.9x10 ⁻³	6.4x10 ⁻³	5.8x10 ⁻³	5.8x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	9.3x10 ⁻³	7.0x10 ⁻³	6.1x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³																			
	Fondo	6.0x10 ⁻³	6.0x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	5.2x10 ⁻³	9.0x10 ⁻³	6.7x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³	7.3x10 ⁻³																			
	Superior	5.9x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	6.7x10 ⁻³	6.4x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	3.6x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	8.9x10 ⁻³	6.4x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³	7.5x10 ⁻³																			
E5	Medio	5.6x10 ⁻³	6.0x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.7x10 ⁻³	9.1x10 ⁻³	6.8x10 ⁻³	5.3x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³																			
	Fondo	5.7x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.2x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	9.1x10 ⁻³	6.8x10 ⁻³	5.0x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³																			
	Superior	6.1x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	4.1x10 ⁻³	8.4x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³	7.2x10 ⁻³																			
E6	Superior	6.3x10 ⁻³	5.0x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	5.1x10 ⁻³	5.1x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³																					
	Medio	6.0x10 ⁻³	6.0x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	9.1x10 ⁻³	7.0x10 ⁻³	5.1x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³																			
	Fondo	6.1x10 ⁻³	6.0x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	9.0x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	7.2x10 ⁻³																			
Promedio	Superior	6.2x10 ⁻³	5.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	6.6x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.0x10 ⁻³	4.7x10 ⁻³	8.9x10 ⁻³	6.8x10 ⁻³	5.3x10 ⁻³	6.2x10 ⁻³																			
	Medio	6.0x10 ⁻³	6.0x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	4.4x10 ⁻³	9.1x10 ⁻³	7.0x10 ⁻³	5.0x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³																			
	Fondo	6.1x10 ⁻³	6.0x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	6.5x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	3.9x10 ⁻³	4.5x10 ⁻³	9.0x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	6.3x10 ⁻³	7.2x10 ⁻³																			
Valor mínimo																															
Valor máximo																															
Derivación estándar																															
% C. V.																															
Observaciones:	B: bicarbonatos (HCO ₃); C: carbonatos (CO ₃)																														

TABLA 4-A DATOS BALANCE GENERAL

Estación	Nivel	SST (mg · L ⁻¹)		Calcio* (mg L ⁻¹)		Magnesio* (mg L ⁻¹)		Hierro* (mg L ⁻¹)		Sodio* (mg L ⁻¹)		Potasio* (mg L ⁻¹)		Dureza Total (CaCO ₃)			
														Junio		Septiembre	
		Junio	Sep.	Junio	Sep.	Junio	Sep.	Junio	Sep.	Junio	Sep.	Junio	Sep.	Junio	Sep.	mg L ⁻¹	mol L ⁻¹
E1a	Superior	30	33	295	290	49	52	0.32	0.32	340	300	57	51	219	2.2x10 ⁻³	217	2.2x10 ⁻³
	Medio	192	162	16	16	20	18	0.25	0.29	1051	1182	136	172	125	1.2x10 ⁻³	118	1.2x10 ⁻³
E2	Medio	192	162	16	15	20	19	0.20	0.20	1070	1149	134	173	125	1.2x10 ⁻³	120	1.2x10 ⁻³
	Fondo	204	250	19	20	21	19	1.04	1.03	1065	1155	139	175	125	1.2x10 ⁻³	118	1.2x10 ⁻³
E3	Superior	188	168	16	16	19	18	0.30	0.29	1023	1140	141	171	115	1.1x10 ⁻³	121	1.2x10 ⁻³
	Medio	186	150	16	15	20	19	0.37	0.33	1025	1122	140	173	119	1.2x10 ⁻³	119	1.2x10 ⁻³
E4	Fondo	180	156	16	15	20	19	0.36	0.29	1017	1141	136	174	121	1.2x10 ⁻³	120	1.2x10 ⁻³
	Superior	178	150	15	15	21	19	0.46	0.36	1028	1084	150	168	142	1.4x10 ⁻³	122	1.2x10 ⁻³
E5	Medio	176	132	15	14	20	20	0.45	0.39	1013	1114	148	173	133	1.3x10 ⁻³	119	1.2x10 ⁻³
	Fondo	868	166	25	20	33	21	4.51	2.39	1009	1107	140	172	122	1.2x10 ⁻³	120	1.2x10 ⁻³
E6	Superior	178	156	16	14	21	20	0.35	0.27	1110	1148	159	175	121	1.2x10 ⁻³	114	1.1x10 ⁻³
	Medio	178	160	16	15	21	20	0.38	0.34	1012	1126	158	172	120	1.2x10 ⁻³	117	1.2x10 ⁻³
Promedio	Fondo	230	204	18	17	23	21	1.22	1.02	1331	1031	154	177	121	1.2x10 ⁻³	119	1.2x10 ⁻³
	Superior	176	173	16	16	20	20	0.60	0.60	1034	1034	177	178	116	1.2x10 ⁻³	118	1.2x10 ⁻³
Promedio	Superior	157	140	62	61	25	25	0.38	0.42	931	981	137	141	140	1.4x10 ⁻³	135	1.4x10 ⁻³
	Medio	183	151	16	15	20	20	0.4	0.31	1030	1030	145	173	124	1.2x10 ⁻³	119	1.2x10 ⁻³
Promedio	Fondo	371	194	20	18	24	20	1.8	1.18	1106	1109	142	175	122	1.2x10 ⁻³	119	1.2x10 ⁻³
	Superior	225	159	17	36	23	22	0.77	0.58	1065	1060	151	165	130	1.3x10 ⁻³	126	1.3x10 ⁻³
Valor mínimo		30	33	15	14	19	18	0.2	0.20	340	300	57	51	115	1.1x10 ⁻³	112	1.1x10 ⁻³
Valor máximo		868	250	295	290	49	52	4.5	1.03	1331	1182	178	178	219	2.2x10 ⁻³	217	2.2x10 ⁻³
Desviación estándar		183	44	72	71	8	8	7	0.56	202	215	26	32	25	2.6x10 ⁻⁴	25	2.6x10 ⁻⁴
% C. V.		81	28	195	198	33	39	139	97	20	20	18	19	20	20	20	20
Calibración del estándar				5.000		10.00		5.00		80.00		20.00					
Lectura				2.027		5.12		1.195		49.83		10.15					
				2.017						50.85		9.90					

Observaciones: * Las muestras fueron acidificadas con ácido nítrico a pH < 2. con un valor de ensayo de acidimetría del 65% y digeridas por el método SW 846-3015 para agua residual, al término de la digestión se aforaron a 50 mL.
En el proceso de digestión y análisis se incluyen estándares y duplicados

TABLA 4-B DATOS BALANCE GENERAL

Estación	Nivel	SDT (mg L ⁻¹)		Cloruros (mg L ⁻¹)		Sulfatos (mg L ⁻¹)		Fosfatos (mg L ⁻¹)		DBO ₅ (mg L ⁻¹)	DQO** (mg L ⁻¹)	Nitrogeno Total** (mg L ⁻¹)	Nitratos (mg L ⁻¹)	Nitrogeno Amoniacal** (mg L ⁻¹)	Nitritos (mg L ⁻¹)
		Junio	Sep.	Junio	Sep.	Junio	Sep.	Total	P-PO ⁴						
E1a	Superior	980	980	270	266	140	178	86	83	42	31	34	1.05	34.30	1.20
	Superior	2800	2330	859	829	220	211	15	12	39	296	15	0.66	1.20	0.19
E2	Medio	2600	2950	854	815	228	212	15	13	35	332	14	0.42	1.33	0.12
	Fondo	2670	2910	875	832	221	210	14	12	37	336	15	0.42	1.50	0.16
E3	Superior	2660	2820	793	664	224	205	15	12	40	332	16	0.42	1.34	0.19
	Medio	2650	2880	805	794	224	204	15	12	36	338	14	0.40	1.50	0.14
E4	Fondo	2750	2820	814	805	228	220	14	11	33	346	15	0.43	1.70	0.18
	Superior	2660	2770	921	875	213	206	15	13	39	325	15	0.48	1.30	0.18
E5	Medio	2690	2760	929	889	211	207	14	13	37	329	14	0.43	1.60	0.14
	Fondo	2810	2880	935	873	211	202	14	12	35	327	14	0.41	1.90	0.16
E6	Superior	2630	2760	908	880	224	215	15	13	38	299	16	0.43	1.40	0.18
	Medio	2760	2790	891	873	225	220	15	13	35	331	14	0.38	1.50	0.13
Promedio	Fondo	2790	2940	897	882	222	210	13	11	33	338	15	0.41	1.70	0.16
	Superior	2600	2820	909	938	223	211	15	12	35	308	15	0.41	1.91	0.18
Promedio	Superior	2388	2413	777	750	213	204	27	24	39	265	19	0.58	6.91	0.35
	Medio	2675	2845	870	843	222	211	15	13	36	333	14	0.41	1.48	0.13
Promedio	Fondo	2755	2888	880	848	220	211	14	11	34	337	15	0.42	1.70	0.16
	Valor mínimo	2575	2672	833	801	218	208	20	17	37	305	16	0.48	3.87	0.24
Desviación estándar	Valor máximo	980	980	270	266	175	178	13	11	33	31	14	0.40	<0.35	0.12
	Desviación estándar	2810	2950	935	938	228	220	86	83	42	346	34	1.05	34.30	1.20
% C. V.	Desviación estándar	448	491	162	160	13	10	18	18	3	77	5	0.17	8.44	0.27
	% C. V.	17	18	19	20	6	5	94	106	7	25	31	35.0	218.0	113.0

Observaciones: ** Las muestras fueron acidificadas con ácido nítrico pH < 2, con un valor de acidimetría del 65%
 Las muestras fueron digeridas por el método SW 846-3015 para agua residual, al término se aforaron a 50 mL.
 En el proceso de digestión y análisis se incluyen estándares y duplicados

TABLA 4-C BALANCE GENERAL DE METALES DEL LAGO NABOR CARRILLO PARA EL MES DE SEPTIEMBRE DE 1999

Estación	Nivel	METALES PESADOS (mg/L)								Huevos de Helminito H/L	Hora de Muestreo
		Pb	Cd	Hg	Cr	As*	Ba				
E1	Entrada	< 0.19	0.03	< 0.005	< 0.078	0.009	< 0.46	0.0	12:10		
E2	Fondo	< 0.19	0.03	< 0.005	< 0.078	0.011	< 0.46	0.2	10:45		
E3	Fondo	0.23	0.03	< 0.005	0.103	0.012	< 0.46	0.0	11:15		
E4	Fondo	0.26	0.04	< 0.005	0.113	0.012	< 0.46	0.2	11:50		
E5	Fondo	0.24	0.04	< 0.005	0.112	0.0080	< 0.46	0.0	09:10		
E6	Salida	0.27	0.04	< 0.005	0.130	0.009	< 0.46	0.0	12:20		
Promedio		0.23	0.03	0.005	0.102	0.010	< 0.46	0.07			
Valor mínimo		< 0.19	0.03	0.005	< 0.078	0.008	< 0.46	0.00			
Valor máximo		0.27	0.04	< 0.005	0.130	0.012	< 0.46	0.20			
Desviación estándar		0.03	0.002	0.0	0.02	0.002	0.00	0.10			
% C.V.		14.4	5.1	0.0	20.3	16.9	0.0	154.9			
Calibración del estándar		10.00	2.000	0.025	5.000	0.005	20.00				
Lecturas		5.024	1.038 1.039	0.0245	2.015	0.0048	10.26				

Géneros identificados: *Ascaris* sp.

Las muestras para metales pesados fueron acidificadas con ácido nítrico a pH < 2 con un ensayo de acidimetría del 65%

*Metaloide

Los análisis se realizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer 1100B. Arsénico y mercurio por la técnica de generación de hidruros y los demás por la técnica de flama aire-acetileno. excepto bario que requiere de flama oxido nitroso-acetileno.

TABLA 4-D BALANCE IÓNICO PARA ÉPOCA DE SECAS (JUNIO) Y ÉPOCA DE LLUVIAS (SEPTIEMBRE)

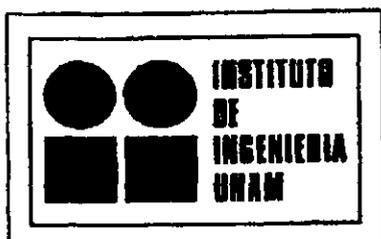
Secas

Estació	Nivel	Calcio		Magnesio		Sodio		Hierro		Potasio		Sulfatos		Cloruros		Bicarbonatos		Carbonatos		Fosfatos		Nitratos		Suma de cationes		Suma de aniones		error
		mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	
E1a	Sup	295	14.72	49	4.03	340	14.6	0.32	0.01	57	1.46	140.0	2.91	270	7.62	451	7.39	0	0.0	86.00	2.72	1.050	0.017	35.0	20.66	14.34		
	Sup	16.2	0.81	19.8	1.63	1051	45.7	0.25	0.01	136	3.48	220.0	4.58	859	24.23	417	6.84	382	12.7	14.84	0.47	0.560	0.011	51.6	48.86	2.77		
	Medio	16.3	0.81	20.4	1.68	1070	46.5	0.20	0.01	134	3.43	228.0	4.75	854	24.09	421	6.90	372	12.6	14.84	0.47	0.423	0.007	52.5	48.78	3.64		
E2	Fondo	19	0.95	21.2	1.74	1065	46.3	1.04	0.04	139	3.55	221.3	4.61	875	24.68	425	6.97	372	12.4	13.55	0.43	0.415	0.007	52.6	49.09	3.46		
	Sup	16.1	0.80	19.1	1.57	1023	44.5	0.30	0.01	141	3.61	224.0	4.66	793	22.37	383	6.28	403	13.4	14.96	0.47	0.420	0.007	50.5	47.22	3.34		
	Medio	16.4	0.82	19.8	1.63	1025	44.6	0.37	0.01	140	3.58	224.0	4.66	805	22.71	400	6.56	394	13.1	14.36	0.45	0.396	0.006	50.6	47.52	3.16		
E3	Fondo	16.1	0.80	19.8	1.63	1017	44.2	0.36	0.01	136	3.48	228.1	4.75	814	22.96	399	6.54	391	13.0	13.69	0.43	0.426	0.007	50.2	47.72	2.49		
	Sup	15.1	0.75	20.6	1.69	1028	44.7	0.46	0.02	150	3.84	212.8	4.43	921	25.98	373	6.11	389	13.0	14.68	0.46	0.480	0.008	51.0	49.96	1.04		
	Medio	15.4	0.77	20.3	1.67	1013	44.1	0.45	0.02	148	3.78	210.5	4.38	929	26.20	357	5.85	382	12.7	14.44	0.46	0.432	0.007	50.3	49.64	0.67		
E4	Fondo	25.3	1.26	32.7	2.69	1009	43.9	0.51	0.16	140	3.58	210.8	4.39	935	26.37	365	5.98	372	12.4	13.56	0.43	0.410	0.007	51.6	49.58	1.98		
	Sup	15.6	0.78	21	1.73	1110	48.3	0.35	0.01	159	4.07	223.5	4.65	908	25.81	407	6.67	384	12.8	14.92	0.47	0.427	0.007	54.9	50.21	4.43		
	Medio	15.9	0.79	20.6	1.69	1012	44.0	0.38	0.01	158	4.04	225.2	4.69	891	25.13	400	6.56	389	13.0	14.63	0.46	0.383	0.006	50.6	49.81	0.75		
E5	Fondo	17.8	0.89	23.2	1.91	1031	44.8	1.22	0.04	154	3.94	221.5	4.61	897	25.30	420	6.89	410	13.7	13.06	0.41	0.410	0.007	51.6	50.88	0.72		
	Sup	16.3	0.81	20.4	1.68	1034	45.0	0.60	0.02	177	4.53	223.4	4.65	909	25.64	406	6.66	374	12.5	14.53	0.46	0.406	0.007	52.0	49.88	2.10		

LLUVIAS

Estació	Nivel	Calcio		Magnesio		Sodio		Hierro		Potasio		Sulfatos		Cloruros		Bicarbonatos		Carbonatos		Fosfatos		Nitratos		Suma de cationes		Suma de aniones		error
		mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	mg/L	meq	
E1a	Sup	285	14.22	52	4.278	300	13.0	0.120	0.004	51	1.304	178.0	3.706	266	7.503	437	7.164	0	0	32.86	18.37	1.050	0.017	35.0	20.66	14.34		
	Sup	16	0.798	18.1	1.489	1080	47.0	0.218	0.008	172	4.399	210.8	4.389	829	23.38	261	4.279	552	18.4	53.67	0.47	0.560	0.011	51.6	48.86	2.77		
	Medio	15.1	0.753	19.3	1.588	1049	45.6	0.201	0.007	173	4.424	211.9	4.412	815	22.99	254	4.164	538	17.93	52.40	0.47	0.423	0.007	52.5	48.78	3.64		
E2	Fondo	20.3	1.013	19.2	1.579	1055	45.9	1.030	0.037	175	4.475	210.2	4.376	832	23.47	251	4.115	540	18	52.99	0.43	0.415	0.007	52.6	49.09	3.46		
	Sup	15.6	0.778	18	1.481	1004	43.7	0.286	0.01	171	4.373	205.3	4.274	664	18.73	290	4.754	542	18.07	50.31	0.47	0.420	0.007	50.5	47.22	3.34		
	Medio	15.4	0.768	19.3	1.588	1022	44.5	0.325	0.012	173	4.424	204.4	4.255	794	22.4	287	4.705	533	17.77	51.25	0.45	0.396	0.006	50.6	47.52	3.16		
E3	Fondo	15	0.749	19	1.563	1041	45.3	0.285	0.01	174	4.45	220.3	4.587	805	22.71	248	4.066	540	18	52.05	0.43	0.426	0.007	50.2	47.72	2.49		
	Sup	14.6	0.729	19.1	1.571	1084	47.2	0.362	0.013	168	4.296	205.9	4.287	875	24.68	252	4.131	547	18.23	53.76	0.46	0.480	0.008	51.0	49.96	1.04		
	Medio	13.7	0.684	19.5	1.604	1114	48.5	0.378	0.014	173	4.424	206.7	4.303	889	25.08	256	4.197	557	18.57	55.18	0.43	0.410	0.007	51.6	49.58	1.98		
E4	Fondo	20	0.998	20.8	1.711	1107	48.2	2.398	0.086	172	4.399	201.8	4.201	873	24.62	315	5.164	542	18.07	55.35	0.47	0.427	0.007	54.9	50.21	4.43		
	Sup	14.3	0.714	19.7	1.621	1120	48.7	0.286	0.01	175	4.475	215.0	4.476	880	24.82	277	4.541	533	17.77	55.54	0.41	0.410	0.007	51.6	49.81	0.75		
	Medio	14.5	0.724	19.8	1.629	1126	49.0	0.344	0.012	172	4.399	219.5	4.57	873	24.62	285	4.672	547	18.23	55.74	0.46	0.383	0.006	50.6	49.81	0.75		
E5	Fondo	16.8	0.838	21	1.728	1125	48.9	1.015	0.036	177	4.527	210.0	4.372	882	24.88	267	4.377	547	18.23	56.06	0.41	0.410	0.007	51.6	50.88	0.72		
	Sup	15.9	0.793	20	1.645	1130	49.2	0.598	0.021	178	4.552	210.8	4.389	938	26.46	249	4.082	478	15.93	56.16	0.46	0.406	0.007	52.0	49.88	2.10		

La prueba es aceptable si los valores del error son < 5 (Drever, 1997)



COORDINACIÓN DE INGENIERÍA AMBIENTAL
ANÁLISIS DE METALES POR ESPECTROFOTOMETRÍA DE
ABSORCIÓN ATÓMICA

Equipo Perkin Elmer, modelo 1100B

Proyecto: _____

Descripción: Muestras de agua, Lago Nabor Carrillo

Responsable: Dra. Blanca Jiménez Cisneros

Fecha de solicitud 6 de junio de 1999

Metales solicitados: 14 muestras para análisis de Ca, Fe, K, Mg, Na y 6 muestras para análisis de As, Ba, Cd, Cr, Hg, Pb.

Características de las muestras: Se recibieron 14 muestras líquidas, acidificadas a pH < 2.

Fecha de entrega: 25 de julio de 1999

RESULTADOS

MUESTRA	IDENT.	RESULTADOS, mg/L					
		As	Ba	Cr	Cd	Hg	Pb
9905-1	SUPERIOR 1	0.009	< 0.46	< 0.078	0.034	< 0.005	< 0.19
9905-4	FONDO 2c	0.011	< 0.46	< 0.078	0.032	< 0.005	< 0.19
9905-7	FONDO 3c	0.012	< 0.46	0.103	0.034	< 0.005	0.233
9905-10	FONDO 4c	0.012	< 0.46	0.113	0.036	< 0.005	0.256
9905-13	FONDO 5c	0.0080	< 0.46	0.112	0.035	< 0.005	0.244
9905-14	SUPERIOR 6	0.009	< 0.46	0.130	0.037	< 0.005	0.267

MUESTRA	IDENT.	RESULTADOS, mg/L				
		Ca	Fe	Mg	Na	K
9905-1	SUPERIOR 1	16.9	0.322	18.6	1092	166
9905-2	SUPERIOR 2 ^a	16.2	0.247	19.8	1182	172
9905-3	MEDIO 2b	16.3	0.203	20.4	1149	173
9905-4	FONDO 2c	19.0	1.041	21.2	1155	175
9905-5	SUPERIOR 3 ^a	16.1	0.303	19.1	1140	171
9905-6	MEDIO 3b	16.4	0.374	19.8	1122	173
9905-7	FONDO 3c	16.1	0.358	19.8	1141	174
9905-8	SUPERIOR 4 ^a	15.1	0.456	20.6	1084	168
9905-9	MEDIO 4b	15.4	0.446	20.3	1114	173
9905-10	FONDO 4c	25.3	4.512	32.7	1107	172
9905-11	SUPERIOR 5 ^a	15.6	0.350	21.0	1148	175
9905-12	MEDIO 5b	15.9	0.376	20.6	1126	172
9905-13	FONDO 5c	17.8	1.218	23.2	1125	177
9905-14	SUPERIOR 6	16.3	0.604	20.4	1130	178

OBSERVACIONES:

Las muestras fueron digeridas por el método SW 846-3015 para agua residual, al término de la digestión las muestras se aforaron a 50 ml.

En el proceso de digestión y análisis se incluyen estándares y duplicados.

El costo de los análisis es de \$6654.00

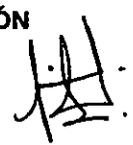
ANÁLISIS

QI. Ma. Guadalupe Urquiza Moreno



REVISIÓN

M en I José Luis Martínez Palacios





Intertek Testing Services
Laboratorios Ambientales

Bldv. Avila Camacho No. 182, Lomas de Chapultepec, México, D.F. (525) 282 4111

CADENA DE CUSTODIA

Reportar a:
Compañía: Instituto de Ingeniería
Dirección: Coyoacán 04510
Ciudad Universitaria
D.F. Edif. 5 Cde 403
Contacto: Biol. Catalina Maya R.
Teléfono: 6-22-33-43 ó 44
Fax: 6-22-34-33

Factorar a:
Compañía: Igual
Dirección: Igual
Contacto: Igual
Teléfono: Igual
Pedido #: _____
R.F.C. #: MARC 640517

Cotización # MX58599

Nombre del Proyecto: "Nabax Casillo"
Sitio de muestreo: Logo Nabax Carr. 110 Texaco
No/ Tipo de cont.: _____

Matriz	Fecha	Hora	Comp	Simple	Identificación de la muestra	VOA	VIL	VBA	PIO	Id. Muestra Lab. (Para uso exclusivo del Lab.)
AR	05/10/99	11:14	X		1a Entrada (11, 21, 31/1)				X	M199-0747-1
AR	05/10/99	11:25	X		1b Entrada (12, 22, 31/2)			X		-2
AR	05/10/99	9:40	X		2a superior (13, 23, 31/3)			X		-3
AR	05/10/99	10:10	X		2 Medio (14, 24, 31/4)			X		-4
AR	05/10/99	10:40	X		2a Fondo (15, 25, 31/5)			X		-5
AR	05/10/99	10:55	X		2 B salida (16, 26, 31/6)			X		-6

Para uso exclusivo del Laboratorio:
Fecha de recepción: 06/10/99
Temp. de flieles en la recepción: _____
Sello de Custodia #/NO: _____
Estado: _____
Prueba de Radiactividad: _____

Observaciones: AR: agua residual tratada C leguas de estabilización de todos activados, que llenan a un lago artificial. El agua muestreada corresponde al lago Babax Casillo.

Al entregar las muestras al Laboratorio, el cliente acepta las condiciones y términos especificadas en la cotización.

Debe coordinarse turno con el Gerente de Proyectos

Prioridad 1 ó Estandar
 Prioridad 2 ó 50%
 Prioridad 3 ó 100%

Muestreado por: (Nombre / Firma) Catalina Maya Rodríguez Fecha: 05/10/99 Hora: _____
 Recibido por: (Firma) [Firma] Fecha: 10-6-99 Hora: 12:02
 Recibido por: (Firma) [Firma] Fecha: _____ Hora: _____
 Recibido por: (Firma) _____ Fecha: _____ Hora: _____

1 Matriz AR-Agua Residual A-Agua S-Suelo SD-Sólido L-Líquido BA-Bolsa de Aire C-Tubo de carbón activado LD-Lodos AC-Acelite
 2 Contenedor VOA-Vial de 40 ml. V1L-Vidrio de 1 litro VBA-Vidrio de boca ancha de _____ ml PIO-Plástico u otro _____

ITS No acepta ningún cambio de manera verbal. Favor de solicitar los cambios por escrito vía Fax al 540 7863

1421210



Intertek Testing Services

Laboratorios Ambientales

Fecha de recepción de muestras: 06/ /99

Reporte No. MX99-0747

Fecha de reporte: 21/ /99

Cliente: Instituto de Ingeniería de la UNAM
Atención a: Biol. Catalina Maya R.

REPORTE DE CONTROL DE CALIDAD DEL LABORATORIO

Parámetro	Fosfatos-Ortofosfatos	N. totaly amoniacal	DBO ₅	Nitratos
No. Lote	BALO40P147	BALO40P145	BALO40P135	BALO40P120
No. Lote MCL	BPC001 16/18	BPC001 16/69	BPC006P2/36	BPC001 16/50
Método de preparación		NA	NA	NA
Preparado por		NA	NA	NA
Método de análisis	NMX-AA029-1980	NMX-AA026-1980	NMX-AA018-1980	NMX-AA079-1986
Analizado por	LTN	LTN	LTN	LTN
Unidades	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Blanco de método	< 0.02	NA	NA	< 0.06
Nivel de adición A y AD	0.359	5.053	NA	1.0458
Límites de control (%REC) A y AD	80.0-120.0	80.0-120.0	NA	80.0-120.0
Límite de control (%DR) A/AD	20.0	20.0	NA	20.0
Resultado de MA	NC	8.20	NA	1.647
%REC MA	NC	98.2	NA	116.2
Resultado de MAD	NC	NS	NA	1.571
%REC MAD	NC	NS	NA	108.9
%DR MA/MAD	---	NS	NA	4.7
Resultado de BA	---	---	NA	---
%REC BA	---	---	NA	---
Resultado de BAD	---	---	NA	---
%REC BAD	---	---	NA	---
Límite de control (%DR)	20.0	---	15.0	20.0
%DR M/MDUP	9.4	---	7.3	5.6
Nivel de adición MCL	0.359	5.053	200.0	1.0458
Límites de control %REC MCL	80.0-120.0	80.0-120.0	75.0-125.0	80.0-120.0
Resultado de MCL	0.315	4.75	21.3	1.162
%REC MCL	87.7	94.0	106.5	111.1
ID de muestra adicionada MA	MX990781-1	MX990736-1	NA	MX990740-2
Valor en muestra	2.66	3.24	NA	0.432
ID de muestra (M/MDUP)	MX990781-1	---	MX990756-1	MX990740-2
VAL/1 muestra (M)	2.66	---	457	0.432
VAL/2 muestra (MDUP)	2.42	---	425	0.457

MCL = Muestra de Control de Laboratorio

M = Muestra

AD = Adicionado/a duplicado

%REC = Porcentaje de recuperación

NA = No aplica

NS = Insuficiente muestra para preparación de MA/MAD. Se utilizó BA/BAD

VER_BA = MCL y MCL duplicado reportado como BA y BAD

B = Blanco

A = Adicionado/a

DUP = Duplicado

%DR = Porcentaje de diferencia relativa

NC = No Calculable

_R = %DR fuera de rango. Lote validado con MCL

_B = No aplica debido a interferencias de matriz en la muestra de control de calidad

Queda prohibida la reproducción total de este documento sin la autorización previa por escrito de Intertek testing Services de México, SA de CV. Los resultados que aparecen en este reporte pertenecen únicamente a la(s) muestra(s) analizada(s).

FLA-076

Intertek Testing Services de México S.A. de C.V.
Bvd. Manuel Avila Camacho No. 182, Col. Lomas de Chapultepec, 11650, México D.F.
Tel (5) 282 4111 Fax (5) 540 7863 itscbmkg@mail.internet.com.mx

Pág. 10 de 11



Intertek Testing Services

Laboratorios Ambientales

Fecha de recepción de muestras: 06/ /99

Reporte No.

MX99-0747

Fecha de reporte: 21/ /99

Cliente: Instituto de Ingeniería de la UNAM
Atención a: Biol. Catalina Maya R.

REPORTE DE CONTROL DE CALIDAD DEL LABORATORIO

Parámetro	Nitritos	D.Q.O.	D.Q.O.	ORTOFOSFATO
No. Lote	BAL039P194	BAL032P336	BAL032P324	BAL040P170
No. Lote MCL	BPS001 16/38 Y 39	BPC001-16/63	BPC001-16/57	BPC001 17/8
Método de preparación	---	NA	NA	NA
Preparado por	---	NA	NA	NA
Método de análisis	NMXAA099-1987	NMX-AA-030-1981	NMX-AA-030-1981	EPA 3652
Analizado por	SJR	DCL	DCL	LTN
Unidades	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Blanco de método	< 0.001	< 0.1	< 0.1	< 0.02
Nivel de adición A y AD	0.200	100.05	20.0	0.513
Límites de control (%REC) A y AD	80.0-120.0	80.0-120.0	80.0-120.0	80.0-120.0
Límite de control (%DR) A/AD	20.0	20.0	20.0	20.0
Resultado de MA	0.196	164.0	21.3	0.685
%REC MA	98.5	100.0	106.5	94.2
Resultado de MAD	0.197	168.0	21.3	NS
%REC MAD	48.0	104.0	106.5	NS
%DR MA/MAD	0.4	2.4	0.0	NS
Resultado de BA	NA	---	---	---
%REC BA	NA	---	---	---
Resultado de BAD	NA	---	---	---
%REC BAD	NA	---	---	---
Límite de control (%DR)	20.0	---	---	20.0
%DR M/MDUP	0.4	---	---	1.0
Nivel de adición MCL	0.200	---	---	0.513
Límites de control %REC MCL	80.0-120.0	---	---	80.0-120.0
Resultado de MCL	0.203	---	---	0.459
%REC MCL	101.5	---	---	89.5
ID de muestra adicionada MA	NA	MX990754-14	MX990741-1	MX990747-6
Valor en muestra	NA	64	< 1.0	0.200
ID de muestra (M/MDUP).	MX99741-3	---	---	MX990747-6
VAL/1 muestra (M)	0.196	---	---	0.200
VAL/2 muestra (MDUP)	0.197	---	---	0.204

MCL = Muestra de Control de Laboratorio

M = Muestra

AD = Adicionado/a duplicado

%REC = Porcentaje de recuperación

NA = No aplica

NS = Insuficiente muestra para preparación de MA/MAD. Se utilizó BA/BAD

VER_BA = MCL y MCL duplicado reportado como BA y BAD

B = Blanco

A = Adicionado/a

DUP = Duplicado

%DR = Porcentaje de diferencia relativa

NC = No Calculable

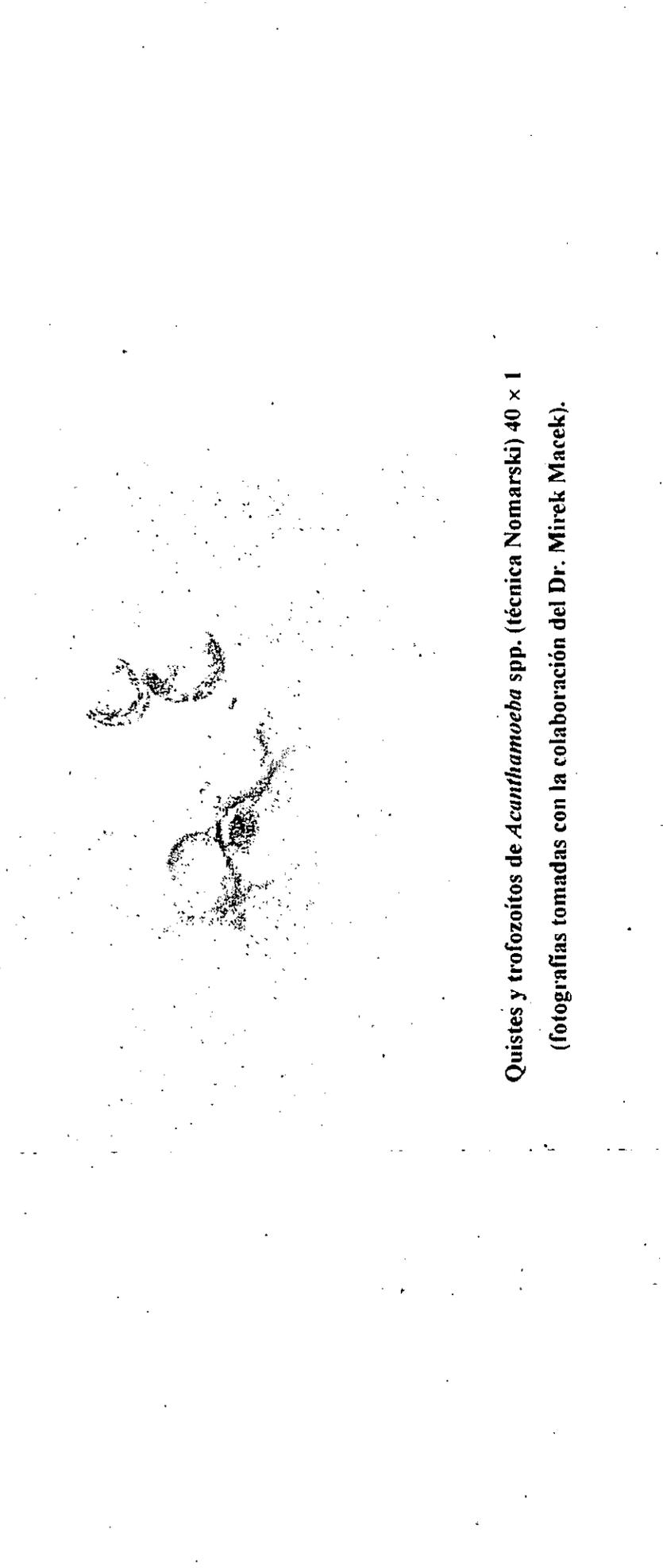
_R = %DR fuera de rango. Lote validado con MCL

_B = No aplica debido a interferencias de matriz en la muestra de control de calidad

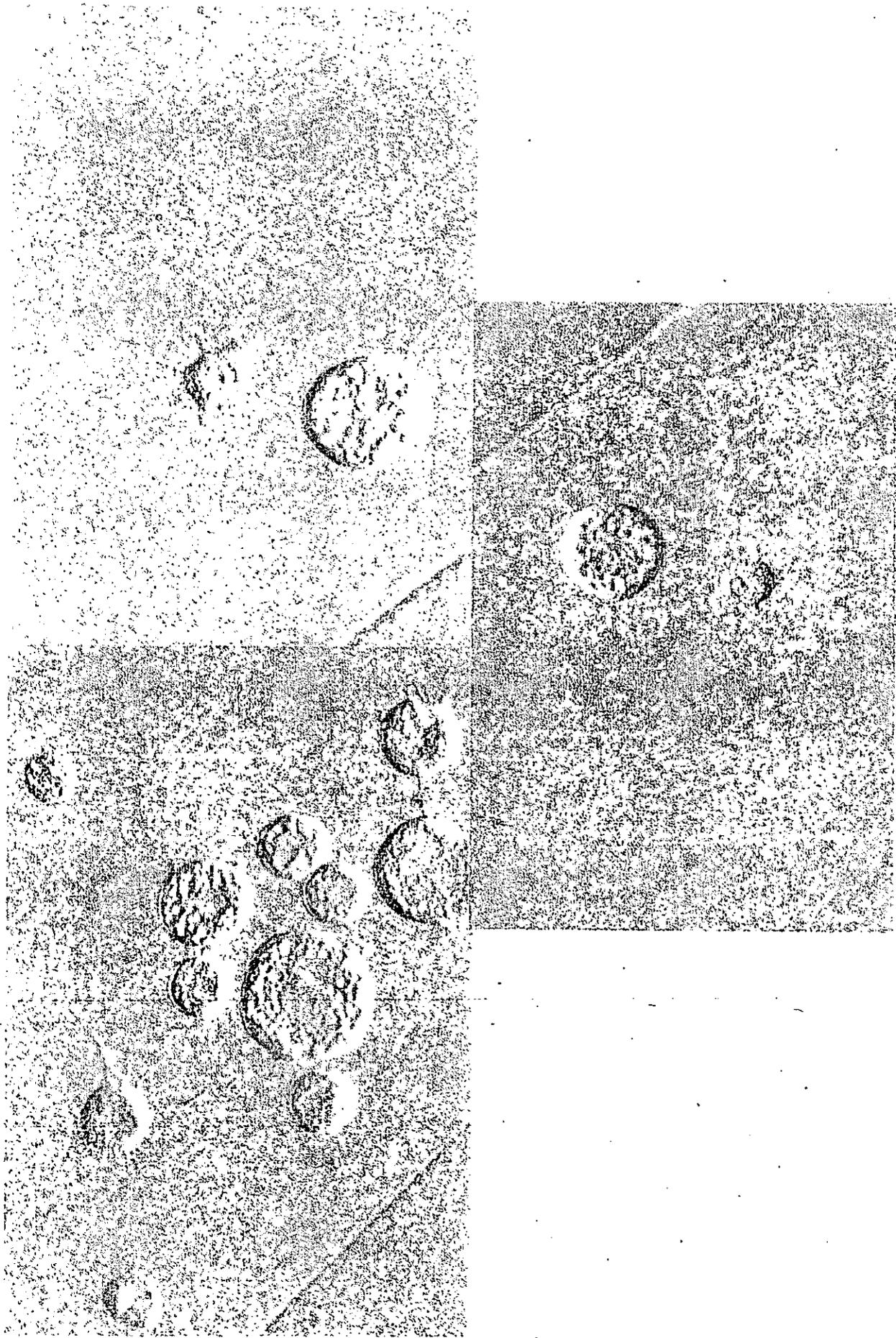
Queda prohibida la reproducción total de este documento sin la autorización previa por escrito de Intertek Testing Services de México, SA de CV. Los resultados que aparecen en este reporte pertenecen únicamente a la(s) muestra(s) analizada(s).

ANEXO 4

FOTOGRAFÍAS DE GÉNEROS DE AMEBAS AISLADAS E IDENTIFICADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO



Quistes y trofozoitos de *Acanthamoeba* spp. (técnica Nomarski) 40 × 1
(fotografías tomadas con la colaboración del Dr. Mirek Macek).



Posibles quistes y trofozoitos de *Cochliopodium* spp. (técnica Nomarski) 40 x 1
(fotografías tomadas con la colaboración del Dr. Mirek Macek)