



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

EVALUACION DE POLICULTIVOS PISCICOLAS
SEMI-INTENSIVOS EN ESTANQUES RUSTICOS
EN EL ESTADO DE PUEBLA.

T E S I S

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

DIRECTOR: BIOL. J. SALVADOR HERNANDEZ AVILES



MEXICO, D. F.

MARZO 1998

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

221308



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Cuando a las aves

se les encierra en cárceles de cemento y vidrio,

se les coharta su bella libertad.

Pero un hombre, aún en esa misma cárcel

se debe sentir libre, porque:

la sabiduría y el dolor del silencio

sin corazón no vale nada....

La LIBERTAD es como la mañana,

hay quienes esperan dormidos

a que llegue;

pero, hay quienes se desvelan

y caminan toda la noche para

alcanzarla....

DEDICATORIAS...

En este breve espacio quisiera plasmar mi agradecimiento a quienes contribuyeron con alguno que otro "empujoncito" para llevar a feliz término este trabajo (POR FAVOR...!).

A Dios por haberme permitido estar aquí, porque ha llenado mi vida de cosas maravillosas, por darme esa luz interna y permitirme compartir con las personas que quiero este instante de mi vida.

A mis padres Felipe y Guadalupe porque me dieron el ser, porque me dieron la oportunidad de estudiar y conocer lo que yo deseaba.

A mis hermanos Fátima y Domingo. Gracias Faty por tu apoyo, esperando que la realización de este trabajo te motive a seguir adelante.

A Paola y Josefina, porque son las mejores amigas y porque la Biología nos ha unido más, llevando a cabo proyectos y aventuras inolvidables. Gracias. Sin olvidar a los demás amigos de la carrera que me impulsaron a seguir adelante, ellos saben quienes son.

*Para un profesor que siempre me dio la mano, me escuchó y me ayudó en los momentos difíciles:
Alejandro Tecpa, gracias por tu amistad, paciencia y cariño.*

Sin olvidar a Norma Rodríguez que compartió conmigo momentos muy agradables, por ser amigas y porque tenemos cosas en común, también porque somos psicólogas.

*Especialmente a Memo, porque estuvo caminando a mi lado hasta el día de hoy, sin dejarme sola y me impulsó a seguir adelante. Porque nos une algo más que los sentimientos y la Biología.
Gracias.*

Candelaria.

AGRADECIMIENTOS

A la UNAM y a la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, por haberme facilitado sus instalaciones para la realización del presente trabajo.

Al Consejo Tutelar para Menores "Adolfo López Mateos" de la Ciudad de Puebla, por contribuir al conocimiento de la Biología.

Al Biól. J. Salvador Hernández Avilés, por ser el director del presente trabajo, porque aportó lo mejor de él. Por haber sido "EL MAESTRO MEJOR...".

A los miembros del jurado: Biól. Angélica E. González Schaff, Biól. Ernesto Constanzo Casillas, M. en C. José Luis Gómez Márquez y Dr. Isaías H. Salgado Ugarte, por sus acertados comentarios para mejorar el presente trabajo.

Al Biól. Guillermo Hernández por sus comentarios y sugerencias en el desarrollo del escrito.

A la Biól. Ana Isabel Bieler Antolín del Laboratorio de Microcine de la Facultad de Ciencias, por darme la oportunidad de trabajar en el fotomicroscopio óptico para las fotografías de los organismos del plancton. Gracias por ser tan accesible.

Al Dr. Eduardo Suárez Morales por su valiosa ayuda en la identificación de los organismos zooplanctónicos.

Al Dr. David U. Hernández Becerra por haber aportado sus conocimientos y apoyo para el trabajo fitoplanctónico.

A Alberto Guzmán, por su colaboración en el trabajo de campo, esperando que siga adelante.

A la Coordinación de Biología: con especial agradecimiento a Biól. Aida Zapata y I. Z. María de la Luz, por su apoyo.

A las secretarías Lulú y Lili por su amabilidad para conmigo.

Al Laboratorio de Sistemas Acústicos por su ayuda en el préstamo del espacio y de equipo.

A mis maestros, sólidos pilares de sabiduría que me abrieron las puertas del conocimiento.

Camelaria López.

INDICE

	Página
Resumen.....	1
Introducción.....	2
Justificación.....	4
Antecedentes.....	5
Zona de estudio.....	10
Objetivos.....	12
Método.....	13
• Fase de campo.....	13
• Fase de laboratorio.....	14
• Fase de gabinete.....	16
Resultados.....	18
• Variable morfométrica.....	18
• Parámetros físicos y químicos.....	19
• Parámetros biológicos.....	33
Discusión de resultados.....	67
• Variable morfométrica.....	67
• Parámetros físicos y químicos.....	67
• Parámetros biológicos.....	75
Conclusiones.....	86
Alternativas de manejo.....	88
Literatura citada.....	91

RESUMEN

Se evaluó el crecimiento y los rendimientos de un policultivo semi-intensivo de *Cyprinus carpio rubrofasciatus*, *C. c. specularis*, *Ctenopharingodon idellus* y *Oreochromis* sp (híbrido) en dos estanques rústicos de 2,100 m², ubicados en la granja integral del Consejo Tutelar para Menores "Adolfo López Mateos", de la Ciudad de Puebla.

Los estanques se ubicaron bajo condiciones de clima templado y se caracterizaron por presentar una etapa de dilución de sales y sólidos disueltos que abarcó cuatro meses (de junio a octubre) y otra de concentración de ocho meses, debido principalmente a los procesos de precipitación y evaporación del agua subterránea que alimenta a los estanques.

De acuerdo a su comportamiento térmico estos sistemas se clasificaron como polimícticos cálidos continuos, lo que favoreció la homogeneización de las características químicas, dándose una dinámica de sales favorecida por las fases de concentración y dilución, así como por los procesos de precipitación y floculación de las mismas que dieron como resultado condiciones de baja a elevada mineralización, comportándose las aguas como muy duras durante casi todo el tiempo.

Las concentraciones de nutrimentos fluctuaron de condiciones mesotróficas a eutróficas y en algunos períodos hipertróficas, como consecuencia de la discontinuidad en la fertilización, principalmente en el estanque uno. Dadas estas condiciones las densidades planctónicas fueron bajas durante casi todo el año, motivado por la elevada mineralización y la discontinuidad en la fertilización. Se encontraron organismos típicos de aguas mineralizadas como las diatomeas *Pinnularia major*, *Navicula cuspidata*, el copépodo *Mastigodiptomus albuquerquensis* y el rotífero *Brachionus quadridentata*.

El crecimiento de las especies en cultivo se vio más favorecido en el estanque dos, donde *Cyprinus carpio rubrofasciatus* alcanzó una longitud máxima de 30 cm, *Cyprinus carpio specularis* 28 cm, *Ctenopharingodon idellus* 50 cm y el híbrido de tilapia 20 cm; por efecto de procesos de acumulación y concentración de materiales al presentar una mayor variación de nivel, junto con la presencia de macrofitas sumergidas, de manera comparativa con el estanque uno, el cual recibe directamente el suministro de agua de un pozo profundo.

El crecimiento de las poblaciones fue lento, lo que respondió a las bajas temperaturas registradas en la época fría, a la elevada mineralización del agua que limitó la productividad primaria principalmente para el estanque uno. La especie que se desarrolló mejor fue la carpa barrigona que fue la que pudo utilizar como fuente alimenticia la materia orgánica particulada, además de ser la especie más resistente a las condiciones prevaletientes en los estanques.

INTRODUCCIÓN.

La acuicultura es el cultivo de organismos acuáticos bajo condiciones controladas o semi controladas, tanto en agua dulce como salobre y marina, aplicando tecnologías con distintos niveles de complejidad (Stickney, 1994).

La acuicultura es una alternativa productiva para ampliar las fuentes de suministro de alimentos, a partir de los avances recientes en las biotecnias y en diversas áreas de la ingeniería, que tienen altos costos ecológicos y económicos, esto hace factible crear condiciones adecuadas a las que ofrece el medio natural para lograr producciones controladas (Secretaría de Pesca, 1988).

Para satisfacer la demanda de proteína animal cada vez mayor es conveniente encontrar alternativas que permitan producir alimentos ricos en proteína y que no impliquen un agotamiento de los recursos acuáticos, una alternativa a esto puede ser la acuicultura. La acuicultura, empieza a destacar como una alternativa de significancia que no sólo forma parte del ámbito cotidiano en muchas regiones, sino que se expresa en planes y programas gubernamentales, con propósitos que tienden a aumentar la disponibilidad de proteínas en inversiones crecientes del sector privado así como novedades tecnológicas que con gran rapidez están transformando los sistemas de producción de alimentos por medio de innovaciones que han permeado ambientes sociales y económicos muy diversos (Hernández-Avilés y García-Calderón, 1990).

Dentro de la acuicultura se reconocen tres tipos de cultivos de acuerdo a su intensidad de manejo: la acuicultura extensiva, en la cual todos los requerimientos nutricionales se derivan de fuentes naturales sin intervención deliberada del hombre; la acuicultura semi-intensiva, en donde la capacidad de carga del sistema se alcanza por medio de la fertilización intencional y/o alimento complementario y finalmente la acuicultura intensiva, en la cual todos los requerimientos nutricionales se satisfacen con fuentes externas. Este último es el sistema de producción que reviste mayor complejidad por los problemas de ingeniería que se presentan, ya que generalmente el ambiente no es transformado sino diseñado (García-Calderon y Cabrera-Jimenez, 1990; Stickney 1994).

Del mismo modo existen dos técnicas generales para el cultivo de especies acuáticas: el monocultivo y el policultivo.

El monocultivo consiste en la introducción o siembra de una sola especie, en el sistema de monocultivo no es posible la utilización total de alimento disponible en toda la columna de agua; sin embargo permite el incremento de la densidad de carga en virtud de que se pueden manejar flujos continuos de agua y aplicación de alimentos balanceados (Secretaría de Pesca, 1988).

El policultivo consiste en la introducción o siembra de varias especies, con distintos hábitos alimenticios para aprovechar el alimento natural formado en los distintos niveles tróficos del

agua; además de que proporciona altos rendimientos, requiere de pocos insumos (Lannan, *et al.*, 1986).

En México las especies que se utilizan preferencialmente en el policultivo son: carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idellus*), que se alimenta principalmente de macrofitas acuáticas y terrestres así como fitoplancton; carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), que es fitoplanctófaga (Sticney, 1994), carpa cabezona (*Aristichthys nobilis*) se alimenta de zooplancton y fitoplancton; carpa barrigona (*Cyprinus carpio rubrofuscus*), que es detritófaga y la carpa de Israel (*Cyprinus carpio specularis*) que es omnívora, esto con el objeto de aprovechar cada nicho al máximo en el cuerpo de agua (García-Bardell, 1985; Horváth, 1992).

Como alternativa a cultivos cuyos costos de producción son elevados, se presenta un modelo de producción con altos rendimientos que utiliza instalaciones sencillas y por lo tanto logra un abatimiento de costos. Este sistema se conoce como granja integral, cuyo principio radica en un manejo integral de todos los recursos (hídricos, ganadero, agrícola, forestal) utilizando el policultivo dentro del recurso hídrico, el cual permite un aprovechamiento óptimo de los cuerpos de agua por medio de la estanquería rústica, así como de los productos y subproductos tanto agrícolas y domésticos (Martínez y Abriego, 1986). El uso de la estanquería rústica en el país está relacionado con la utilización de modelos de cultivo apropiados para el manejo de especies cuyas características, permitan a los productores obtener en periodos cortos de tiempo organismos de buena calidad sin utilizar insumos caros y propiciando el aprovechamiento de materiales de desecho o insumos agrícolas como estiércoles o fertilizantes minerales para incrementar la producción de los ambientes acuáticos.

A pesar de que la piscicultura en México se ha manejado desde finales del siglo pasado, no se ha logrado la optimización de los rendimientos al no contar con una biotecnología sustentada en la investigación de esta actividad productiva. El presente trabajo tuvo como finalidad evaluar los rendimientos piscícolas de un policultivo con carpas asiáticas y una especie de tilapia en estanques rústicos en un nivel semi-intensivo con fertilización orgánica, como una estrategia para incrementar la producción.

Este trabajo se realizó en una granja integral bajo un clima templado subhúmedo, con condiciones de alta mineralización del agua, que limitó la productividad primaria la cual afectó los rendimientos piscícolas. El cultivo además tuvo la finalidad de capacitar a menores infractores en la acuicultura, representando una biotecnología factible de transferir dentro de sus comunidades cuando se reincorporen a la sociedad.

JUSTIFICACIÓN.

La práctica semi-intensiva en el cultivo de la carpa es ante todo una cuestión de rentabilidad, la cual es determinada por los costos, tanto de crías como por el precio de los alimentos empleados, que cuando son artificiales resultan ser muy elevados para un sector social como es el rural donde el aspecto monetario es un elemento crítico en sus actividades productivas, sin embargo, la evaluación económica no es suficiente para poder establecer la conveniencia de la producción de peces, también es importante conocer la producción del alimento natural en los sistemas acuícolas tanto en sus aspectos cuantitativos como cualitativos por ser en muchos de los casos la única fuente de nutrimentos para los peces, así como el conocer las condiciones ambientales que lo determinan (Zur, 1979). La importancia de este tipo de estudios se ve incrementada por brindar una alternativa para la utilización de reservorios de agua normalmente inactivos (desde un punto de vista productivo) y ser generadora de información para cuando se pretenda implementar el cultivo de alguna especie.

ANTECEDENTES

De todas las especies de peces utilizadas por el hombre, la carpa común (*Cyprinus carpio*) tiene la historia de cultivo más larga. Hacia el año 475 A.C., la reproducción de la carpa cautiva en China fue descrita por Fan Li. Algunos autores creen que la práctica se remonta a 2000 años A.C. Aristóteles mencionó la carpa y es probable que tanto los griegos como los romanos las engordaran en estanques; siendo posible su introducción a Europa hacia el año 1,150 A.C. (Bardach, *et al.*, 1972).

Las carpas fueron introducidas en México desde el siglo pasado, tal es el caso de la carpa dorada en 1889. En 1956, se importó la carpa espejo procedente de Haití y en 1968, las primeras carpas asiáticas de la República Popular de China, lo que dio origen al desarrollo de la cigricultura, basada principalmente en el manejo de especies exóticas. Actualmente, estas especies tienen una gran importancia pesquera en los estados del centro de la República, durante varios años estos organismos han tenido un papel relevante en el desarrollo de la acuicultura mexicana (Arredondo, 1987).

Otra alternativa de manejo de estos organismos que no se ha desarrollado eficazmente es la piscicultura, la cual se practica principalmente de forma semi-intensiva y extensiva en pequeños embalses con la siembra anual de más de 120 millones de crías principalmente en la región del Altiplano Mexicano (SEPESCA, 1982).

Laventer, *et al.*, (1968), realizó un cultivo de *Cyprinus carpio* en Israel; en su estudio analiza la composición biótica presente en los estanques para que pueda ser el alimento de las carpas, resaltando en su estudio la importancia de mantener un nivel continuo de agua para evitar con esto fluctuaciones drásticas en la temperatura que limiten el crecimiento de los peces, obteniendo rendimientos de 2960 kg/ha/año.

Rosas (1976) estudia el rendimiento de la carpa espejo (*Cyprinus carpio specularis*) en estanques temporales de Michoacán sin ningún tratamiento especial, con rendimientos mayores de 400 kg/ha/8 meses.

Franco (1981) analizó el crecimiento y el factor de condición de la carpa herbívora (*Ctenopharingodon idellus*) en el embalse temporal Encinillas en el Estado de México durante dos fases, una de dilución y otra de concentración; obteniendo un rendimiento de 331.17151 kg/Ha/año, en este mismo estudio indica que el rendimiento obtenido en el mismo embalse, pero para carpa común fue de 212 kg/ha/236 días.

Arredondo, *et al.*, (1982) analizaron la conducta físico-química y el rendimiento pesquero en un estanque temporal en el Estado de Morelos durante dos fases, una de dilución y otra de concentración trabajando con *Cyprinus carpio specularis* obteniendo rendimientos de 282 kg/ha/año.

Palomino, *et al.*, (1984) en el bordo temporal "Chavarría" en el Estado de Morelos con un monocultivo de *Tilapia* sp obtuvieron rendimientos bajos sin mencionarlos en términos numéricos, en donde, analizaron la composición de los grupos zooplanctónicos por ser alimento base de esta especie encontrando que a pesar de que la tilapia es omnívora prefirió comer fitoplancton.

Sánchez (1984), estudió los aspectos biológicos y económicos referentes al cultivo de la carpa de Israel (*Cyprinus carpio specularis*) en bordos del Estado de México donde compara tres tipos de situaciones; uno donde el cultivo carece de cuidado alguno, otro donde se suministra alimento complementario (tamo de maíz y tortilla) y otro donde se le proporcionó más cuidado, con fertilización con excretas de vaca y además se suministró alimento balanceado (peletizado) teniendo el estanque un flujo continuo de agua, también en este trabajo se analiza la composición y abundancia del zooplancton presente en el estanque.

Sánchez y Navarrete (1986), trabajaron en dos bordos del Estado de México cultivando carpa espejo (*Cyprinus carpio specularis*) analizando el crecimiento con diferentes densidades de siembra (1500 org/ha y 10,000 org/ha) adicionando alimento complementario (tamo de maíz) con rendimientos de 497.4 kg/ha/año a 3253 kg/ha/año.

Esquivel, *et al.*, (1989) realizaron el cultivo de *Cyprinus carpio* en un bordo rural en Soyaniquilpan de Juárez, Estado de México; donde se presenta una época de sequía (fase de concentración) y otra de lluvias (fase de dilución). Su estudio lo realizan sin la adición de alimentación artificial manejando una densidad de siembra de 2400 org/ha, obteniendo rendimientos de 212.866 kg/ha/año.

Quiroz (1990), realizó un cultivo de cíclidos y ciprinidos en el Estado de Morelos, utilizando fertilización intensiva en estanques rústicos de producción ejidal donde analiza la composición y abundancias relativas del zooplancton y zoobentos presentes. Encontró que los cladóceros son el grupo más importante para el primer caso y los quironómidos para el segundo, con rendimientos de 4039.18 kg/ha/año en los estanques con fertilización inorgánica (super fosfato triple) y 4492.13 kg/ha/año y 5505.78 kg/ha/año en los fertilizados de manera orgánica.

Hernández-Avilés y Peña-Mendoza (1992), compararon los rendimientos piscícolas en dos bordos semipermanentes (Michapa y Chavarría) en el Estado de Morelos, realizados en tres fases: I.- monocultivo de mojarra (*Oreochromis urolepis hornorum*); II.- policultivo de mojarra (machos), carpa barrigona (*Cyprinus carpio rubrofusca*), carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) y carpa cabezona (*Aristichthys nobilis*) con densidades de carga de 0.4 org/m y III.- *O.u. hornorum* y *C.c. rubrofusca* con densidades de carga de 6 org/m, bajo manejo extensivo. Los rendimientos obtenidos fueron de 102 y 304 kg/ha/año para Michapa y Chavarría respectivamente en la fase I; 791 kg/ha/año en la fase II y de 1500 kg/ha/año durante la última fase.

Eliás (1994); realizó un cultivo de carpa común (*Cyprinus carpio*) en un bordo del Estado de México analizando algunos aspectos de variación temporal del zooplancton y macrobentos en dos períodos de cultivo obteniendo rendimientos de 840.298 kg/ha/año durante el segundo período, que fue mayor.

Galindo y Loera (1994), en un estudio de un policultivo piscícola en dos bordos permanentes del Estado de Tlaxcala obtuvieron rendimientos de 1076.56 kg/ha/año y 826.164 kg/ha/año respectivamente.

Hernández (1994); estimó el crecimiento de la carpa común (*Cyprinus carpio*) cultivadas en canales de aguas residuales, cuyo rendimiento obtenido fue de 755.925 kg/ha/año con una densidad de carga de 4.5 org/m².

El cuadro 1 presenta un resumen de antecedentes de policultivo en el mundo.

Cuadro 1. Antecedentes de policultivo en el mundo.

PAIS	TIPO DE FERTILIZANTE	ORG. EN POLICULTIVO	RENDIMIENTO	AUTOR (ES)
China	Vacaza	Carpas chinas.	4-10 ton/ha/año	Lin (1982)
China	Gallinaza	Carpas chinas	2.7-3.7 ton/ha/año	FAO (1981)
China	Estiércol de patos	Carpas chinas	3-8 ton/ha/año	Lin (1982)
India	Inorgánica	Carpas Indias	2.6-3.5 ton/ha/año	Chakrabarty, <i>et al.</i> , (1976)
India	Inorgánico, vacaza, gallinaza	Carpas chinas e Indias	3-4 ton/ha/año	Sinha y Vijaya (1975)
India	Gallinaza, vacaza c/alimento complementario	Carpas chinas e Indias	4-5 ton/ha/año	Murty, <i>et al.</i> , (1978)
Indonesia	Estiércol de patos, cerdos y pollos	Carpas chinas, indias y langostino	1-3 ton/ha/año	Djariedja, <i>et al.</i> , (1980)
Malasia	Estiércol de patos y cerdos	Carpas chinas, indias y langostino	1-3 ton/ha/año	Tan y Khay (1980)
Israel	Vacaza, superfosfato y amonio	Carpas chinas y tilapias	7.6 ton/ha/año	Barash y Schroeder (1984)
Israel	Vacaza	Carpas chinas y tilapias con aereador	2.5-6.3 ton/ha/año	Moav, <i>et al.</i> , (1977)
Israel	Vacaza	Carpas chinas	10.9 ton/ha/año	Schroeder (1977)
Israel	Estiércol de patos	Carpas chinas y langostino	14.6 ton/ha/año	Wohlfarth (1978)
Israel	Orgánico, inorgánico con alimento suplementario	Carpas, tilapias, lisa y langostino	3.5-11 ton/ha/año	Cohen, <i>et al.</i> , (1983)
Sudáfrica	Estiércol de vaca y gallina con alimento balanceado	Carpas chinas y tilapia	1-4 ton/ha/año	Prinsico y Schoonbee (1984)
Filipinas	Estiércol de puercos y patos	Carpas y tilapias	1.6 ton/ha/año	Cruz y Shedaeh (1980)
Hungría	Estiércol de cerdos	Carpas chinas y tilapias	1-2 ton/ha/año	Woyanovich (1980)
Bulgaria	Inorgánico con alimento suplementario	Carpas chinas y tilapias	2.7-6.6 ton/ha/año	Dimitrov (1984)
E.U.A.	Orgánico e inorgánico con alimento balanceado	Carpas chinas, langostino, lobina y bagre	0.4-2.9 ton/ha/año	Newton, <i>et al.</i> , (1978)

E.U.A.	Estiércol de cerdos	Carpas chinas y tilapias	0.78-4.6 ton/ha/año	Buck, <i>et al.</i> , (1978)
E.U.A.	Estiércol de cerdos	Carpas chinas y langostino	0.36-3.6 ton/ha/año	Buck, <i>et al.</i> , (1981, 1983), Malecha, <i>et al.</i> , (1981)
Brasil	Gallinaza y superfosfato triple	Carpa común y tilapia	0.78 ton/ha/año	Castelo, <i>et al.</i> , (1983)
Brasil	Efluente de biodigestor	Carpas y tilapias	1.8-3.6 ton/ha/año	De Oliveira (1984)
Brasil	Vacaza	Carpa, tilapia y tambaquí	5-10 ton/ha/año	Morales (1986)
Costa Rica	Gallinaza	Carpas chinas, guapotes y tilapia	4.3 ton/ha/año	Ruiz (1983)
Guatemala	Efluentes de biodigestor y letrina	Carpas y tilapias	1.63 ton/ha/año	Morales (1986)
Panamá	Gallinaza	Carpas chinas y tilapias	5-10 ton/ha/año	Morales (1986)
México	Efluentes de digestor	Carpas y tilapias	1.6 ton/ha/año	Fanjul (1984)
México	Efluentes de digestor	Carpas y tilapias	1.6-1.9 ton/ha/año	Negrete (1982)
México	Gallinaza	Carpas y tilapias	4-4.6 ton/ha/año	Negrete (1982)
México	Cerdaza, borregaza y super fosfato con urea	Carpas chinas	2-3 ton/ha/año	Arredondo (1987)
México	Cosmoposta y fermentado	Carpas chinas, tilapia y langostino	1.5-4.2 ton/ha/año	Morales (1986)

Tomado de Quiroz, (1990).

ZONA DE ESTUDIO.

La zona de estudio es una granja integral que se ubica en la Ciudad de Puebla, en el Consejo Tutelar para Menores, "Adolfo López Mateos", con diferentes unidades de producción.

Se encuentra en las coordenadas geográficas 19° 7' lat N y 99° 30' long W, por la carretera federal 150, Atlixco-Puebla. Ubicada en la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico, subprovincia de los lagos y volcanes de Anáhuac, perteneciente a la Región hidrológica del Río Balsas en la cuenca del Río Atoyac (INEGI, 1981) (Fig.1).

Presenta un clima de tipo C (w2)(w), clasificación de Köppen modificado por García (1981), que corresponde a las características de templado subhúmedo con lluvias en verano, con un porcentaje de precipitación invernal menor de 5, se presentan condiciones de canícula (período más caluroso del año, que generalmente corresponde al inicio del verano).

El área de estudio presenta un suelo de tipo cambisol eútrico que tiene características texturales de migajón arenoso en superficie y migajón arcillo-arenoso a mayor profundidad, son ligeramente alcalinos, la capacidad de intercambio catiónico (C.I.C) es moderada y las partículas en las que se realiza este intercambio se encuentran saturadas con cantidades de moderadas a altas de calcio y magnesio y moderadas de potasio; asociado con feozem calcárico y fluvisol eútrico, que son suelos moderadamente alcalinos con una C.I.C. alta y las partículas del suelo están completamente saturadas de cantidades altas de potasio, calcio y magnesio, presenta una clase textural media, con una composición litológica de rocas sedimentarias y volcano-sedimentarias. La unidad de material consolidado es de permeabilidad alta que está constituida de rocas ígneas y una porción de calizas que afloran principalmente al norte del estado (INEGI, 1981).

El Consejo Tutelar para Menores cuenta con unidades de producción que generalmente se conoce como granja integral en donde se manejan diferentes cultivos de hortalizas (calabazas, rábanos, maíz, etc.), cría de animales (conejos, vacas, cerdos, pollos), también tiene dos estanques rústicos con un área de 2100 m² (70 m de largo por 30 m de ancho), presentando una profundidad máxima de 1.70 m y son alimentados con agua de un pozo profundo, presentando el agua de estos estanques características químicas muy particulares como una alta mineralización.

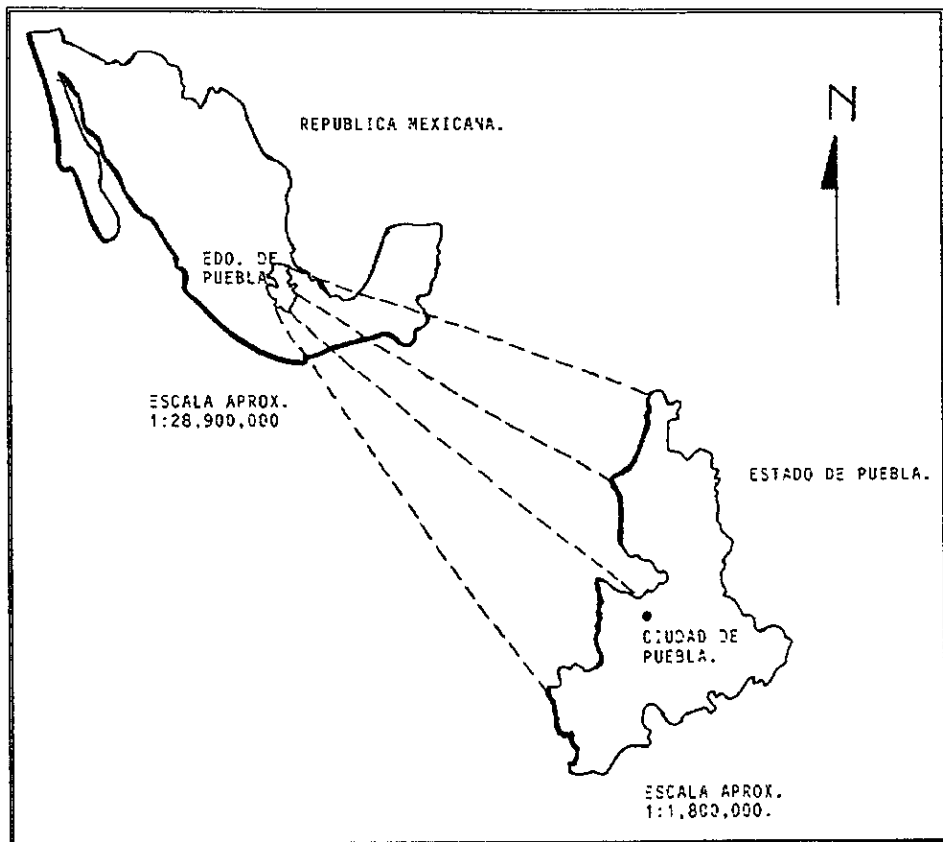


Fig. 1. Ubicación de la zona de estudio.

OBJETIVOS.

Objetivo General:

Evaluar el crecimiento y los rendimientos de la carpa barrigona, carpa Israel, carpa herbívora y mojarra en un sistema de policultivo semi-intensivo en estanques rústicos con una proporción: 2:2:0.3:0.075 respectivamente y una densidad de carga de 1.4 org/m², bajo condiciones de un clima templado subhúmedo y aguas con elevada mineralización.

Objetivos Particulares:

Estimar la relación peso-longitud de cada una de las especies del policultivo.

Obtener la ecuación de crecimiento de las especies en cultivo.

Evaluar la variación espacio-temporal de parámetros abióticos: temperatura, oxígeno, pH, conductividad, alcalinidad, dureza total y de calcio así como los nutrimentos en las formas de nitrógeno (nitratos y amonio) y fósforo (ortofosfatos y fósforo total) así como bióticos: fitoplancton y zooplancton.

Conocer la diversidad fitoplancton y zooplanctónica presentes en los estanques.

Analizar la relación entre los parámetros físicos, químicos y biológicos con el crecimiento de los peces.

Evaluar los rendimientos piscícolas de cada uno de los estanques a partir de la biomasa final.

MÉTODO.

El método se dividió en tres fases:

- I.- Fase de campo.
- II.- Fase de laboratorio.
- III.- Fase de gabinete.

I.- FASE DE CAMPO.

El trabajo se llevó a cabo en dos estanques rústicos de 2100 m² con una profundidad de 0.80 a 1.20 m en la parte más profunda y con una pendiente de 1.5% ubicados en la Ciudad de Puebla de mayo de 1995 a junio de 1996, realizando salidas mensuales.

PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS:

Se consideró una sola estación de muestreo para cada estanque, debido a que éstos son pequeños, poco profundos y presentan una circulación continua, lo que mantiene homogéneo el sistema; ubicada en el centro del mismo. Para llegar al punto de muestreo se utilizó una balsa inflable, y una vez situados en él se obtuvieron las muestras de agua a dos niveles, superficial (30 cm) y fondo, utilizando una botella Van-Dorn de tres litros de capacidad. Finalmente se realizaron las siguientes determinaciones:

- Temperatura ambiental y del agua: con un termómetro de -20 a 150°C con precisión de $\pm 0.1^\circ\text{C}$.
- Transparencia: con el disco de Secchi.
- pH: con un potenciómetro de campo marca Conductronic con precisión de ± 0.1 unidades.
- Conductividad con un conductímetro de campo marca Conductronic, con precisión de $\pm 0.1 \mu\text{S/cm}$.
- Oxígeno disuelto: con un oxímetro marca YSI Incorporated, modelo 57 y con precisión de 0.1 mg/l.

PLANCTON.

Las muestras de plancton se obtuvieron realizando arrastres con redes, para su posterior análisis de laboratorio. Para zooplancton se utilizó una red en forma de cono truncado con abertura de malla de 160 μm y un diámetro de 30 cm y para fitoplancton se empleó una red tipo Wisconsin con abertura de malla de 80 μm y 20 cm de diámetro.

Las muestras se colectaron y se fijaron en botellas de plástico de 125 ml; el zooplancton colectado se preservó con formol al 4% y el fitoplancton se fijó con una solución de acetato de lugol. (Schwoerbel, 1975).

SIEMBRA DE ORGANISMOS.

La introducción de los organismos para el cultivo se llevó a cabo en los meses de mayo y agosto de 1995.

Se sembraron un total de 4,375 organismos (2,187 y 2,188 organismos para cada estanque), de los cuales 2000 fueron crías de carpa barrigona, 2000 de carpa israel, 300 de carpa herbívora y 75 de tilapia con una longitud aproximada de entre 2 y 4 cm y un peso de entre 2 y 3 gr, en la siguiente proporción: 2:2:0.3:0.075 respectivamente y con una densidad de carga de 1.4 org/m² por estanque, motivado por la disponibilidad de crías en el centro y tener una mayor proporción de especies detritófagas y omnívoras ya que la cadena de pastoreo era baja.

Cabe mencionar que en los estanques se encontraba la reminiscencia de una siembra anterior (de un año) y la fertilización no fue continua ya que se realizó durante los cuatro primeros meses de estudio y el estanque dos fue el mejor fertilizado por los responsables de la granja.

CAPTURA.

Para la obtención de la muestra poblacional íctica se utilizó un chinchorro playero de 60 m de largo y 1.5 m de ancho, 0.005 m de luz de malla y un copo de 2 m.

Una vez colectados los organismos se procedió a tomar los datos biométricos:

- Longitud total, longitud patrón y altura con una regla graduada de ± 0.1 cm de precisión.
- Peso total con una balanza digital de ± 0.001 g de precisión.

II.- FASE DE LABORATORIO:

PROCESAMIENTO DE MUESTRAS.

Las muestras tomadas en campo se conservaron en refrigeración y posteriormente se determinaron en el laboratorio los siguientes parámetros según las técnicas de APHA (1989) y las citadas en Cervantes (1986).

PARÁMETROS QUÍMICOS.

- Alcalinidad: por titulación con H₂SO₄ e indicadores de fenolftaleína y anaranjado de metilo.
- Dureza total: por titulación con EDTA 0.01 m e indicador negro de eriocromo.
- Dureza de calcio: por el método complejométrico con EDTA 0.01 m y como indicador murexida.

NUTRIMENTOS.

- Fosfatos: por el método de fosfomolibdato en medio ácido.
- Fósforo total: por el método de digestión con persulfato de potasio, seguido del método del fosfomolibdato en medio ácido.
- Amonio por el método del fenato.
- Nitratos: por el método del ácido fenoldisulfónico.

PARÁMETROS BIOLÓGICOS.

PLANCTON.

Conteo de plancton:

Para zooplancton se tomó una alícuota de 1 ml, que se colocó en una cámara para el conteo y se observó en un microscopio de contraste de fases marca CARL ZEISS, contabilizando los organismos encontrados por grupo (copépodos, cladóceros y rotíferos).

Para fitoplancton se tomaron alícuotas de 1 ml y se colocaron en cámaras de sedimentación de Utermöhl (Schwoerbel, 1975) y se observaron en un microscopio invertido marca American Optical, con el objetivo de 40x, contando un cierto número de campos escogidos al azar, dentro de los cuales se contabilizan los organismos por división.

Para la identificación a nivel específico de los grupos planctónicos se realizaron con ayuda de un microscopio óptico marca LEICA GALEN III y un microscopio de contraste de fases marca CARL ZEISS con los objetivos de 10, 40 y 100x, utilizando claves especializadas y computarizadas, corroborando las especies con personal especializado del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y del Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Las fotografías de los organismos planctónicos se tomaron con un fotomicroscopio óptico marca OLYMPUS PROVIS de la Facultad de Ciencias, UNAM.

Para calcular el Cociente de Asociación sugerido por Nygaard (1947) (Citado en Ortega, *et al.*, 1995) se utilizó la siguiente fórmula:

$$C = \frac{Cy + Ch + Ce + Eu}{De}$$

en donde el número de especies recolectadas en el medio considerado, está representado por:

Cy = Cyanophyta, Ch = Chlorophyta (Chlorococcales), Ce = Diatomeas centrales, Eu = Euglenophyta, De = Chlorophyta (Desmidiaceae).

Se llevó a cabo la comparación de las especies encontradas con respecto a la tabla de caracterización de cuerpos de agua de acuerdo al índice de saprobiedad de Sládeček (1963, 1973 y 1981), citado en Ortega, *et al.*, (1995). donde se definieron las zonas de saprobiedad

II.- FASE DE GABINETE:**RELACIÓN PESO-LONGITUD.**

Se determinó la relación peso-longitud mediante la siguiente expresión:

$$W = a L^b$$

Donde:

W = Peso total

L = Longitud patrón.

Las constantes a y b se determinan por medio de un análisis de regresión con el método de mínimos cuadrados y para linearizar la relación se aplican logaritmos de los datos de peso y longitud patrón.

$$\log W = \log a + b \log L$$

Donde:

log a = ordenada al origen.

b = pendiente de la recta ajustada.

(Ricker, 1973).

Para determinar el tipo de crecimiento de las especies se realizó una prueba "t" student con un intervalo de confianza del 95%, para corroborar si el valor de la pendiente era igual o diferente de 3 (Pereiro, 1982).

ECUACIÓN DE CRECIMIENTO.

El crecimiento de los organismos se determinó empleando el modelo de von Bertalanffy (1938), cuya expresión es la siguiente:

$$L_t = L_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Donde:

L_{∞} = longitud máxima del pez cuando $t = \infty$.

L_t = longitud del pez a la edad t.

t_0 = edad del pez a la longitud cero.

k = coeficiente de crecimiento (tasa de crecimiento).

La L_{∞} se calculó por el método de Ford-Walford (1949); las constantes k y t_0 se obtuvieron mediante el método de Beverton y Holt (1957) (Ricker, 1975; Gómez, 1994).

De igual forma se obtuvo la ecuación para el crecimiento en peso de cada una de las especies en cultivo, que es una transformación de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy.

$$W_t = W_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})^b$$

Donde:

- W_t = Peso del organismo a la edad t .
- W_{∞} = Peso máximo que alcanza el pez.
- b = Pendiente de la relación peso-longitud.
- k = Constante de crecimiento.
- t_0 = Edad del pez cuando su peso es cero.

FACTOR DE CONDICIÓN MÚLTIPLE.

Este factor representó adecuadamente el estado de los organismos ya que considera las variaciones en la altura.

El modelo es el siguiente:

$$KM = \frac{W}{L^b A^c}$$

Donde:

- KM = Factor de condición múltiple.
- W = Peso del organismo (g).
- L = Longitud del organismo (cm).
- A = Altura del organismo (cm).
- b y c = Constantes a determinar por resolución de ecuaciones simultáneas.

(Medina, 1980).

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.

Una vez que se obtuvieron los datos físicos, químicos y biológicos, se ordenaron y se calcularon las concentraciones de los diferentes parámetros, se realizó un análisis exploratorio de datos mediante la técnica de cajas múltiples con muesca (Salgado-Ugarte, 1992).

RESULTADOS.

VARIABLE MORFOMÉTRICA.

PROFUNDIDAD.

En el estanque uno se presentaron fluctuaciones de nivel a través del tiempo (40 cm. como máximo). Para los primeros meses de muestreo (junio a octubre) (Fig. 2) se presentaron aumentos y disminuciones consecutivas mensualmente incrementando de forma gradual el volumen hasta diciembre en el que obtuvo el nivel máximo (1.60 m) con una reducción paulatina hasta mayo.

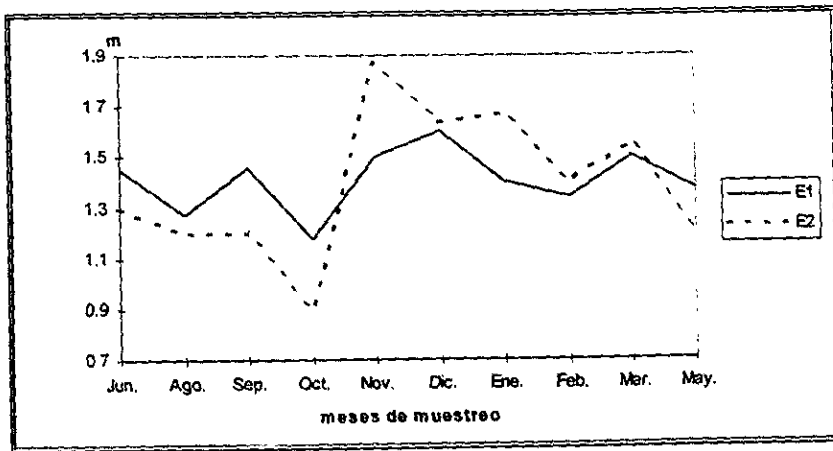


Fig. 2. Variación de la profundidad en los estanques uno y dos.

En el estanque dos del mes de junio a octubre hubo una disminución consecutiva del volumen de 1.30 a 0.9 m, incrementándose drásticamente en noviembre con 1.87 m para posteriormente disminuir de manera paulatina hasta el mes de mayo, (Fig. 2), esto respondió a que el sistema estuvo más sometido a los procesos de evaporación al ser alimentado sólo a través de una comunicación con el estanque uno. Las fluctuaciones de nivel máximo para este estanque fue de 0.97 m.

PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS.

TEMPERATURA.

Para la temperatura ambiente hay un decremento pronunciado de junio a octubre de 23 a 20°C con un posterior aumento en noviembre a 24°C con disminuciones e incrementos graduales hacia el final del estudio (Fig. 3) aproximadamente de $\pm 1^\circ\text{C}$.

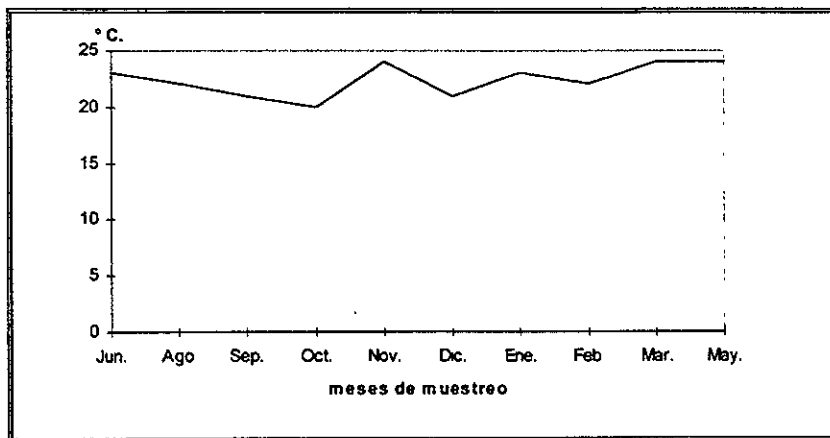


Fig. 3. Variación de la temperatura ambiental.

Con lo que respecta a la temperatura del agua en los estanques el comportamiento global corresponde a una disminución de aproximadamente de ± 0.5 a 1°C de superficie a fondo durante los meses de muestreo, siendo la temperatura máxima en superficie de 24°C en junio y la mínima de 14°C en enero de 1996 para el estanque uno (Fig. 4), para el estanque dos la máxima fue de 24°C en junio y la mínima de 13°C en enero (Fig. 5) pero, en general, existió una continua mezcla en ambos estanques.

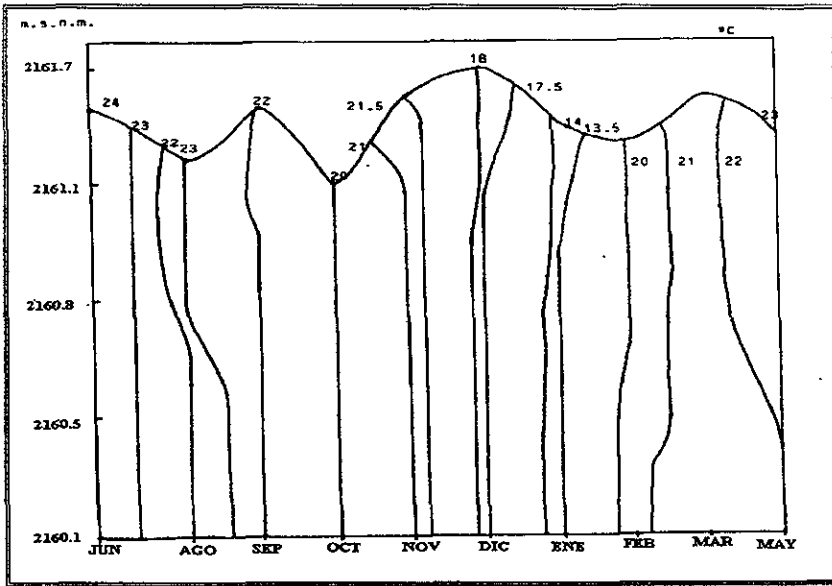


Fig. 4. Diagrama espacio temporal para la temperatura del agua para el estanque uno.

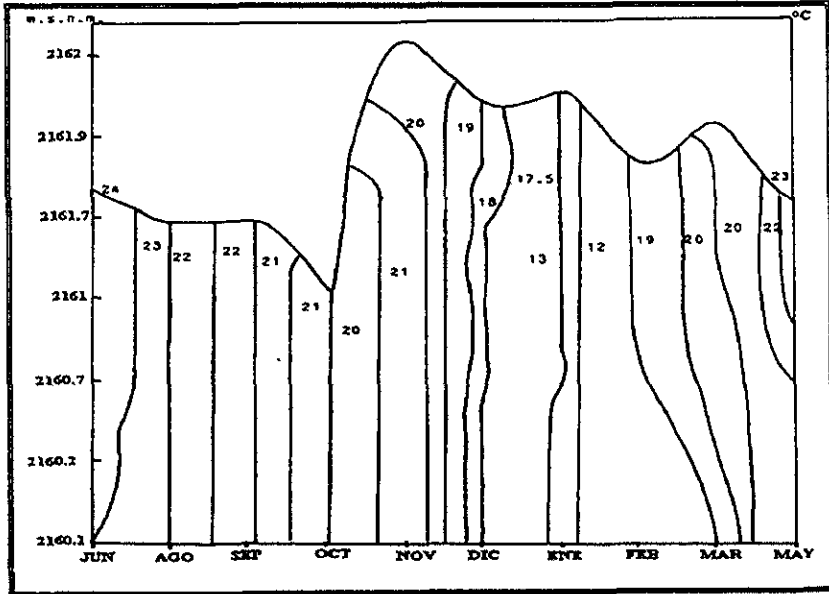


Fig. 5. Diagrama espacio temporal para la temperatura del agua para el estanque dos.

VISIBILIDAD AL DISCO DE SECCHI.

Los valores más altos de visibilidad al disco de Secchi se registraron en enero con un máximo de 1.50 m para el estanque uno (Fig. 6), y para el estanque dos en noviembre con 1.10 m y los valores más bajos correspondieron al mes de mayo con 0.64 y en septiembre con 0.61 m respectivamente (Fig. 6).

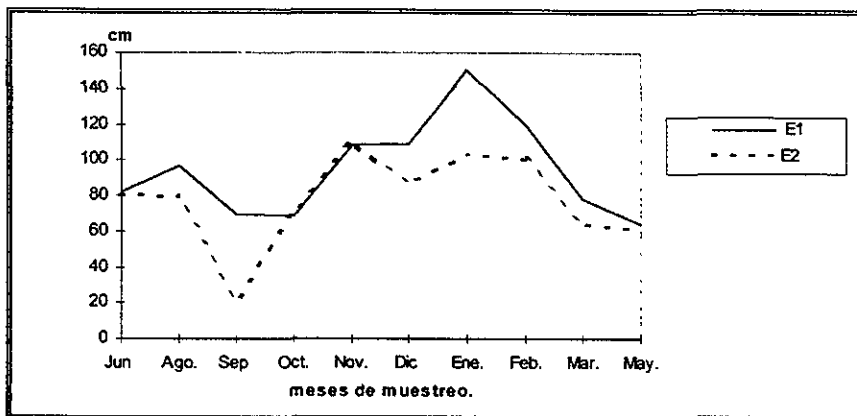


Fig. 6. Visibilidad al Disco de Secchi registrada para los estanques uno y dos.

OXÍGENO.

Los valores de oxígeno para ambos estanques tienen una tendencia similar. Los registros de este parámetro observados en el período de estudio fluctuaron entre los 4.9 a 12.4 mg/l de oxígeno; ya que se presentan máximos de 12.4 mg/l para el estanque uno (Fig. 7) y 12.2 mg/l en el estanque dos en mayo y los mínimos de 4.9 mg/l para ambos estanques en diciembre (Fig. 8), donde no se observó una estratificación de este gas a lo largo de toda la columna de agua y de los meses de muestreo.

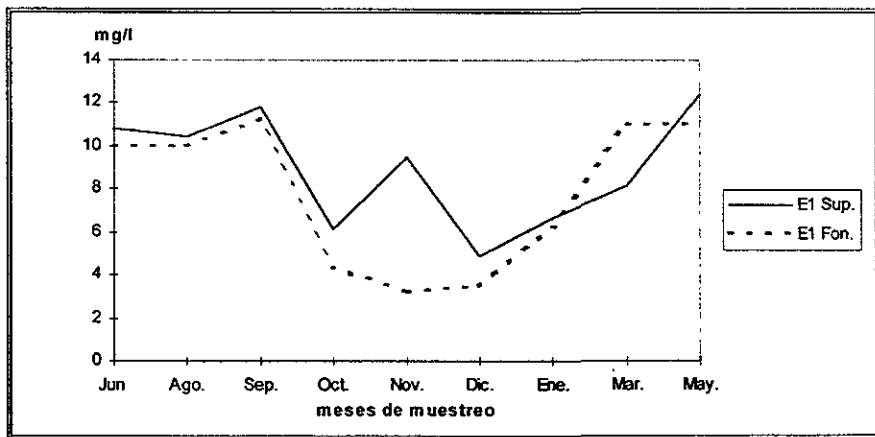


Fig. 7 Variación del oxígeno registrado en el estanque uno.

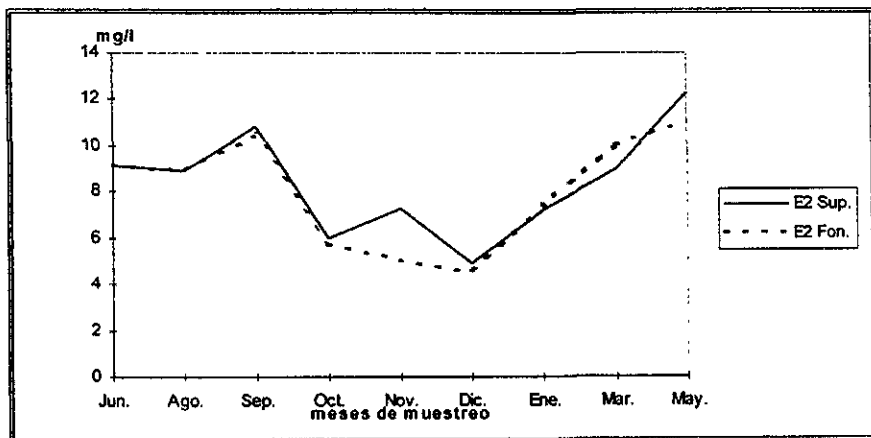


Fig. 8. Variación del oxígeno registrado en el estanque dos.

pH.

El pH tuvo comportamientos similares en ambos estanques, ya que tanto en superficie como en fondo los valores fueron semejantes, en donde los valores más altos de pH se registraron en el mes de mayo con un máximo de 9.28 para el estanque uno (Fig. 9) y 10.03 para el dos (Fig. 10) y sus mínimos se presentaron en diciembre con 6.8 para el uno y 7.63 para el dos los cuales se consideran óptimos para el desarrollo de los peces, excepto el valor de 10.03. Arredondo (1983) establece que el límite aceptable de pH para el crecimiento de peces va de 6.5 a 9.

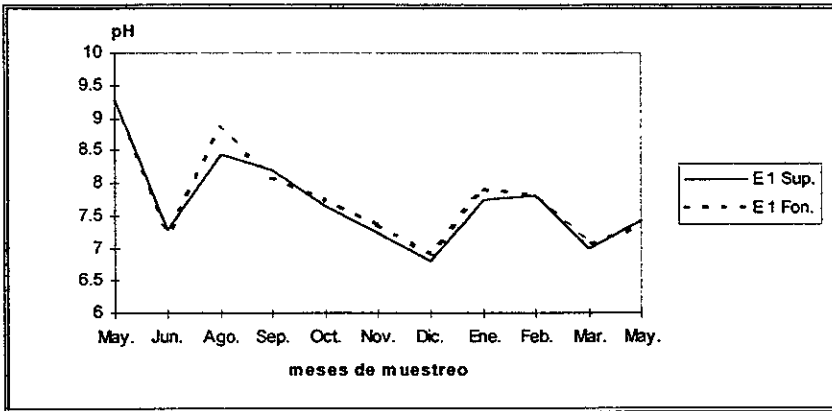


Fig. 9. Variación del pH registrado en el estanque uno.

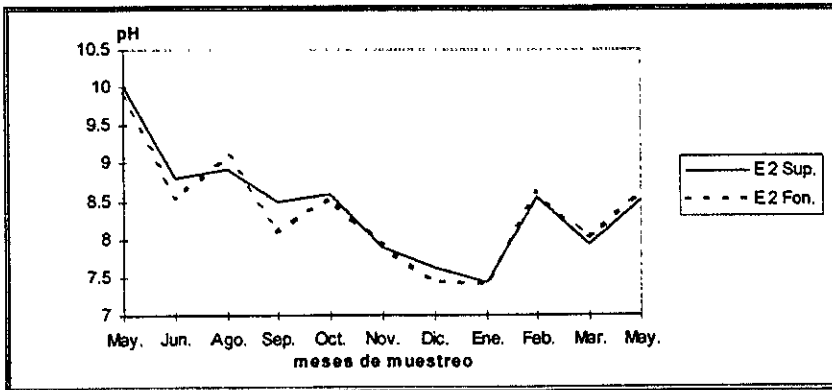


Fig.10. Variación del pH registrado en el estanque dos.

DUREZA Y ALCALINIDAD.

La dureza total presentó concentraciones altas, 1322 mg/l CaCO_3 en el estanque uno y 1181 mg/l CaCO_3 para el dos, en los meses de enero y marzo respectivamente (Figs. 11 y 13). Para la dureza de calcio los estanques presentaron concentraciones máximas de 344 mg/l Ca^{2+} en noviembre, enero y mayo en el estanque uno y 1.6 mg/l Ca^{2+} en el mes de marzo para el estanque dos (Figs. 12 y 14).

Las mínimas concentraciones de dureza total fueron de 24 mg/l CaCO_3 y 56 mg/l CaCO_3 , y se dieron de junio a septiembre para ambos estanques, así como para la dureza de calcio las concentraciones fueron de 3.2 mg/l Ca^{2+} para ambos estanques dadas de junio a octubre (Figs. 11 a 14).

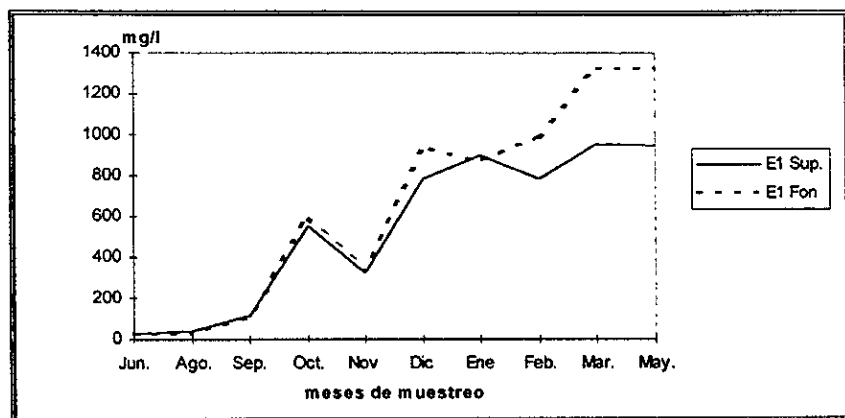


Fig. 11. Variación de la dureza total registrada en el estanque uno.

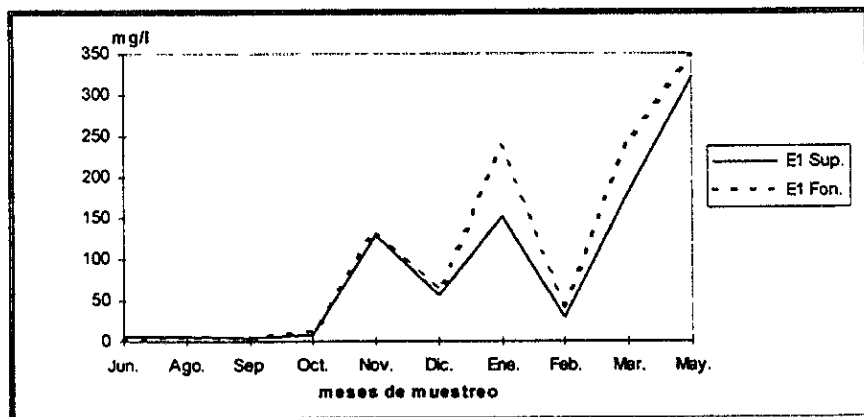


Fig. 12. Variación de la dureza de calcio registrada en el estanque uno.

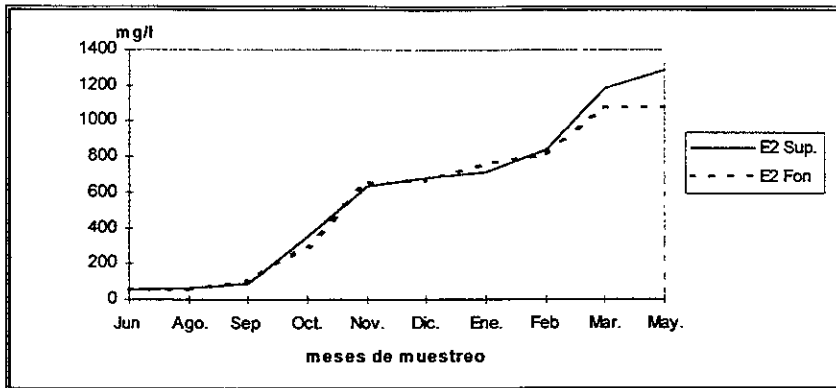


Fig. 13. Variación de la dureza total registrada en el estanque dos.

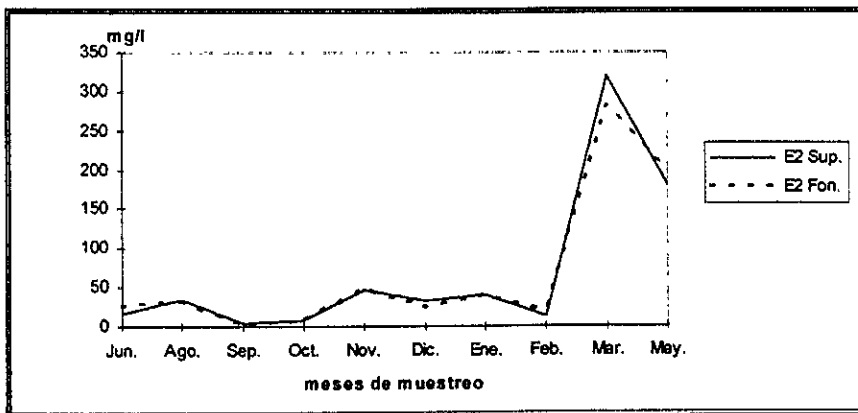


Fig. 14. Variación de la dureza de calcio registrada en el estanque dos.

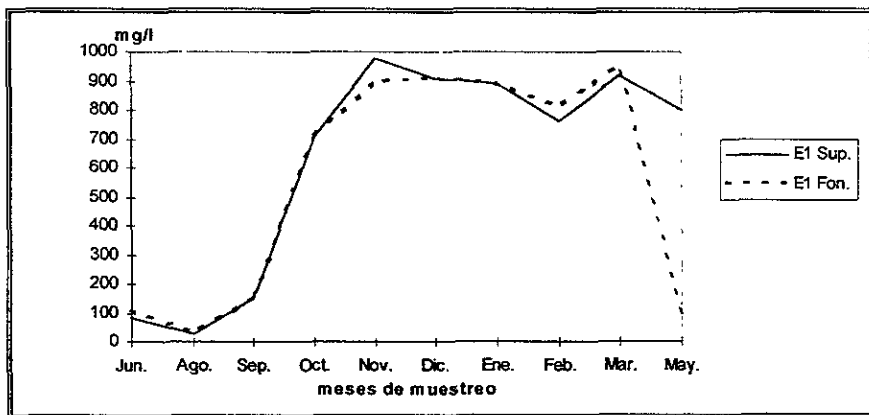


Fig. 15. Variación de la alcalinidad total registrada en el estanque uno.

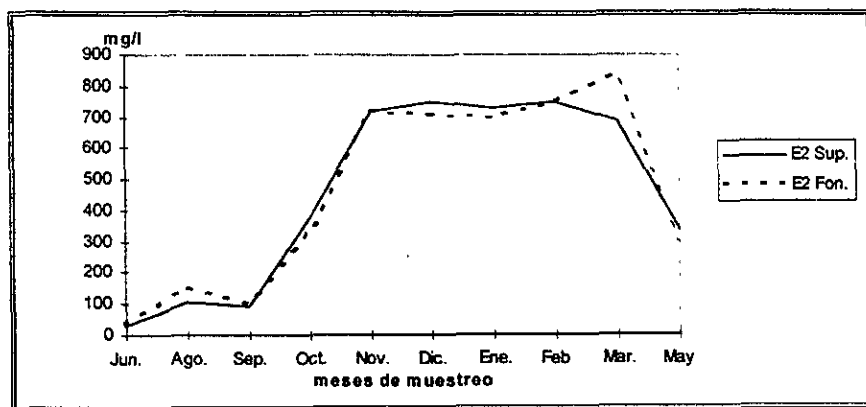


Fig. 16. Variación de la alcalinidad total en el estanque dos.

La alcalinidad presentó su máxima concentración en noviembre con 980 mg/l en superficie para el estanque uno y la mínima en agosto con 28 mg/l también en superficie y en fondo se presentó la mínima en mayo con 10 mg/l. Para el estanque dos la máxima concentración se dio de diciembre a febrero con 840 mg/l en fondo y la mínima en junio con 28 mg/l en superficie (Figs. 15 y 16).

La alcalinidad total siempre fue mayor que la dureza total para ambos estanques durante casi todos los meses de muestreo a excepción de diciembre, marzo y mayo en que la dureza alcanzó concentraciones desde 940 a 1322 mg/l de CaCO_3 (Figs. 17 y 18). Se notó un incremento consecutivo de estos parámetros a partir de septiembre como consecuencia del efecto de la fase de concentración del agua que alimentaba a los estanques.

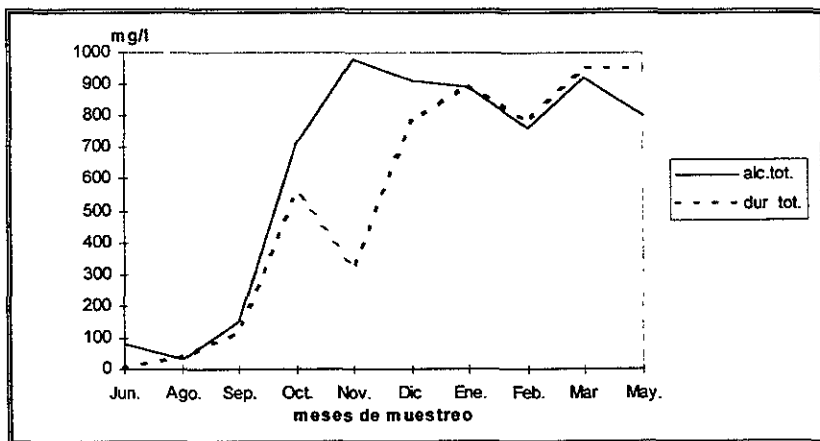


Fig. 17. Variación de la dureza y alcalinidad total en el estanque uno.

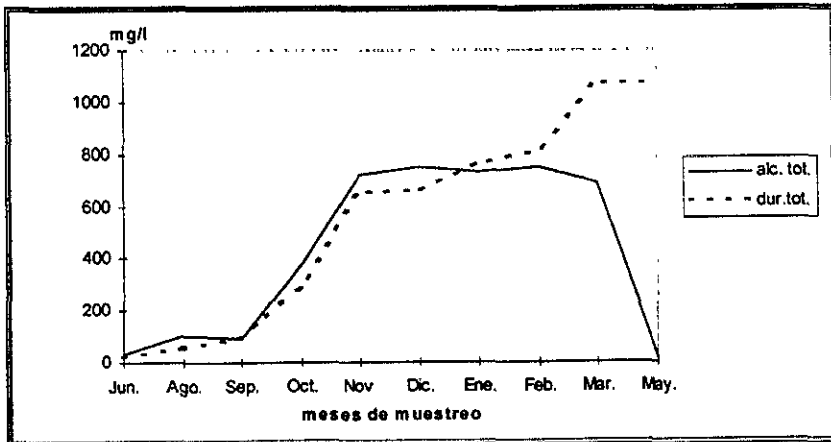


Fig. 18. Variación de la dureza y alcalinidad total en el estanque dos.

CONDUCTIVIDAD.

La conductividad presentó valores bajos de agosto a octubre (182 a 370 $\mu\text{S}/\text{cm}$) debido principalmente a que este período corresponde a la época en que el volumen de los sistemas disminuye que es más acentuado en el estanque dos y las densidades fitoplanctónicas se incrementan, además de que hubo floculación de sales. Presentándose valores máximos en marzo con 3944 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el estanque uno y 3450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el dos en superficie (Figs. 19 y 20).

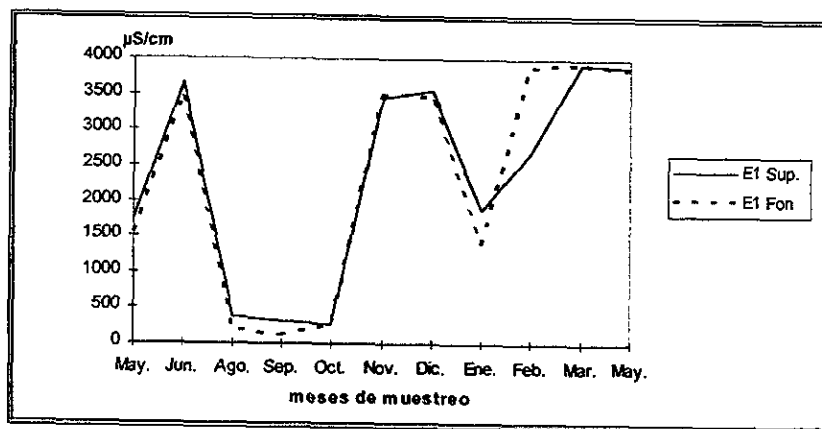


Fig. 19. Variación de la conductividad en el estanque uno.

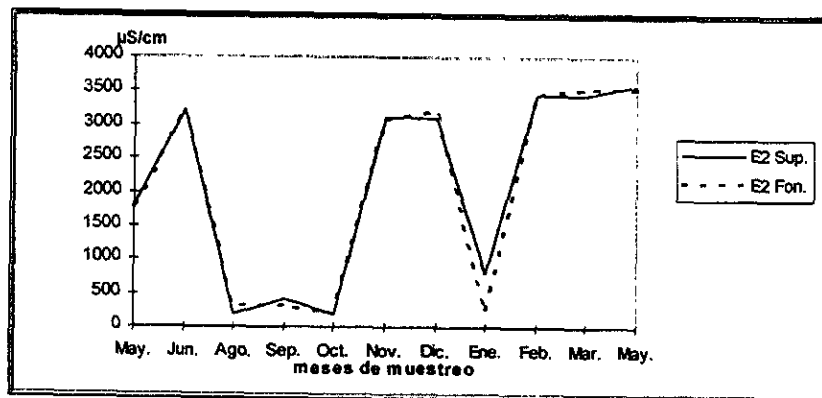


Fig. 20. Variación de la conductividad en el estanque dos.

NUTRIMENTOS.

AMONIO.

El amonio se encontró en concentraciones menores a 1 mg/l, excepto en los meses de junio, septiembre, marzo y mayo con niveles de entre 2.7 a 5.92 mg/l para ambos estanques.

Las máximas concentraciones de amonio para el estanque uno fueron de 5.92 y 2.53 mg/l tanto para superficie y fondo registradas al inicio del estudio en junio y hacia el final del mismo en marzo y el mínimo fue de 0.057 y 0.077 mg/l en diciembre para superficie y fondo (Fig. 21).

Para el estanque dos los máximos fueron de 1.12 a 1.95 mg/l que se dieron en junio, marzo y mayo, hacia el inicio y al final del estudio y los mínimos de este parámetro se registraron en diciembre con 0.072 y 0.064 mg/l para superficie y fondo (Fig. 22).

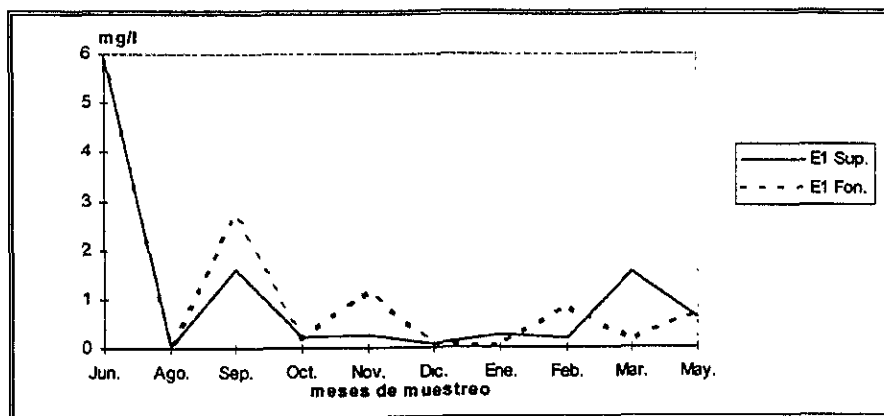


Fig. 21. Variación de amonio registrado en el estanque uno.

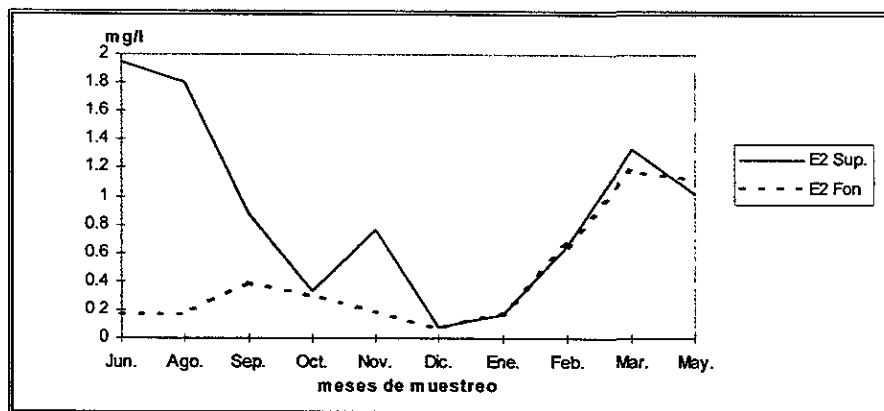


Fig. 22. Variación de amonio registrado en el estanque dos.

NITRATOS.

Las mayores concentraciones de nitratos se encontraron en los meses de diciembre a enero en el estanque uno y de noviembre a enero el estanque dos (Figs. 23 y 24), presentándose máximos de 0.07 y 0.04 mg/l de NO_3 para ambos estanques registrados en enero y con valores mínimos de 0.03 y 0.02 mg/l de NO_3 para ambos estanques; que es en esta época donde predominan las lluvias donde hay un lavado e intemperización del material terrestre cercano.

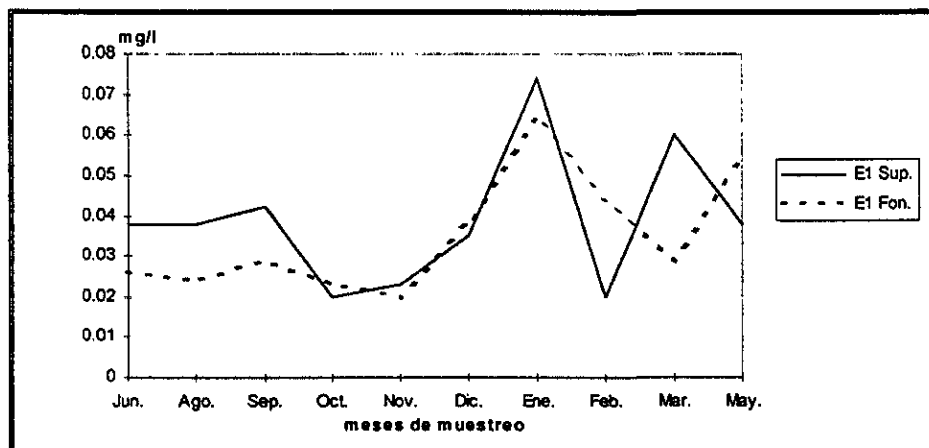


Fig. 23. Variación de nitratos encontrado en el estanque uno.

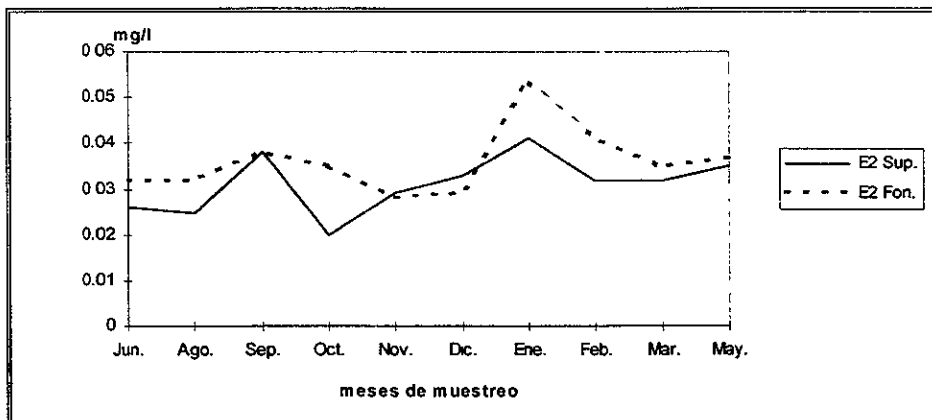


Fig. 24. Variación de nitratos registrado en el estanque dos.

FÓSFORO TOTAL.

El fósforo total varió de 0.02 a 0.473 mg/l, dándose para el estanque uno valores de 0.047 mg/l en diciembre (Fig. 25) y en el dos de 0.4 mg/l en fondo para el mes de septiembre (Fig. 26); siendo los máximos valores encontrados en los estanques y los mínimos se registraron en septiembre con 0.02 mg/l para el estanque uno y en diciembre para el dos.

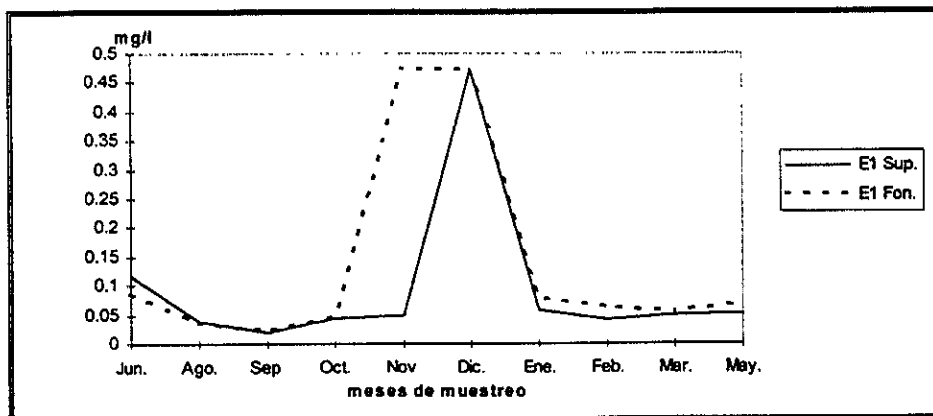


Fig. 25. Variación del fósforo total registrado en el estanque uno.

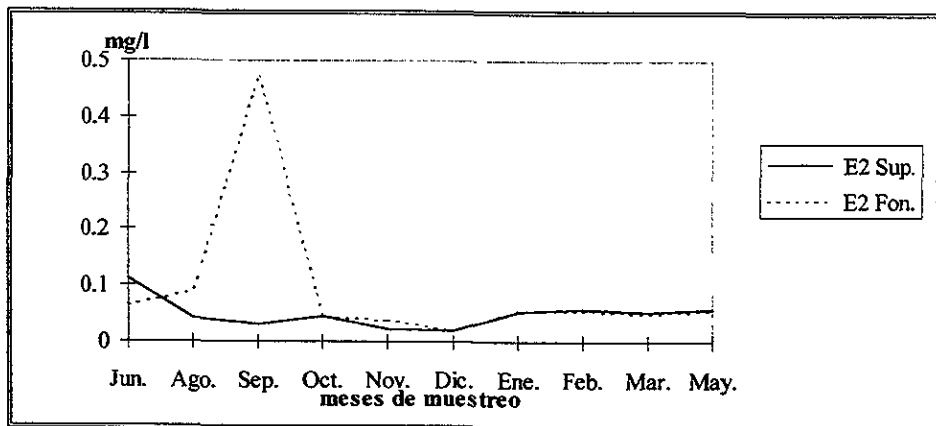


Fig. 26. Variación del fósforo total registrado para el estanque dos.

ORTOFOSFATOS.

Para ortofosfatos las máximas concentraciones se registraron en junio con 0.11 mg/l y la mínima en septiembre y diciembre con 0.02 mg/l para ambos estanques (Figs. 27 y 28).

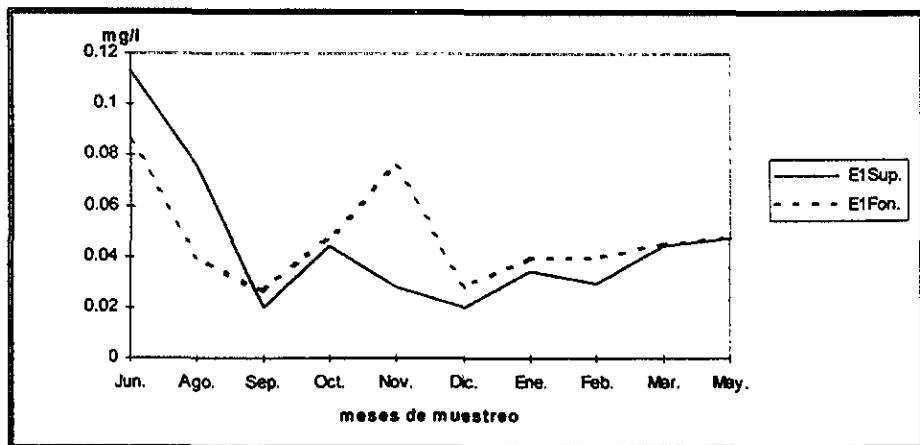


Fig. 27. Variación de ortofosfatos registrado en el estanque uno.

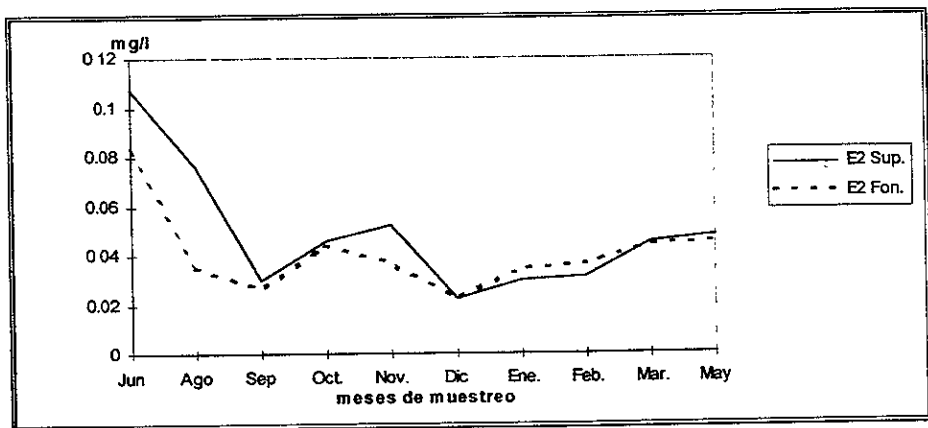


Fig. 28. Variación de ortofosfatos registrado en el estanque dos.

PARÁMETROS BIOLÓGICOS.

FITOPLANCTON.

Las abundancias totales durante el período de cultivo en el estanque uno fue de 58,688 UB/l y en el estanque dos fue de 50,864 UB/l, respectivamente. Las abundancias en los dos estanques presentaron un incremento en el mes de diciembre, encontrándose en el estanque uno 23,946 UB/l y en el dos 23,496 UB/l (Fig. 29).

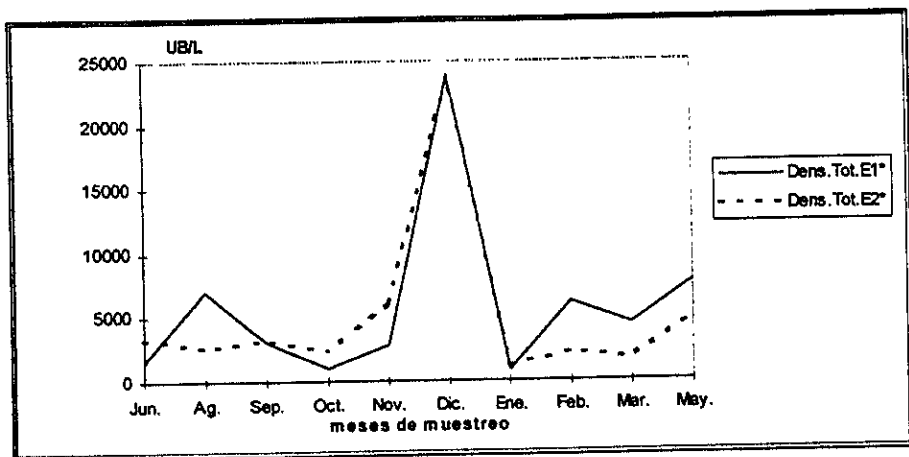


Fig. 29. Densidad total de fitoplancton para ambos estanques.

En el estanque uno las abundancias generalmente siempre fueron más altas presentándose la máxima en diciembre con 23,946 UB/l y el mínimo en octubre con 932 UB/l y en el estanque dos la máxima se presentó en diciembre con 23,496 UB/l y la mínima en enero con 1,166 UB/l, ambos con aumentos y disminuciones durante todo el periodo de muestreo (Fig. 29).

Las abundancias por grupos se presentaron de la siguiente manera: en el estanque uno las cianofitas fueron las dominantes con 41% del total, seguida de las diatomeas con 37%, estos dos grupos estuvieron siempre presentes en el estudio y por último las clorofitas con 22% (Fig. 30).

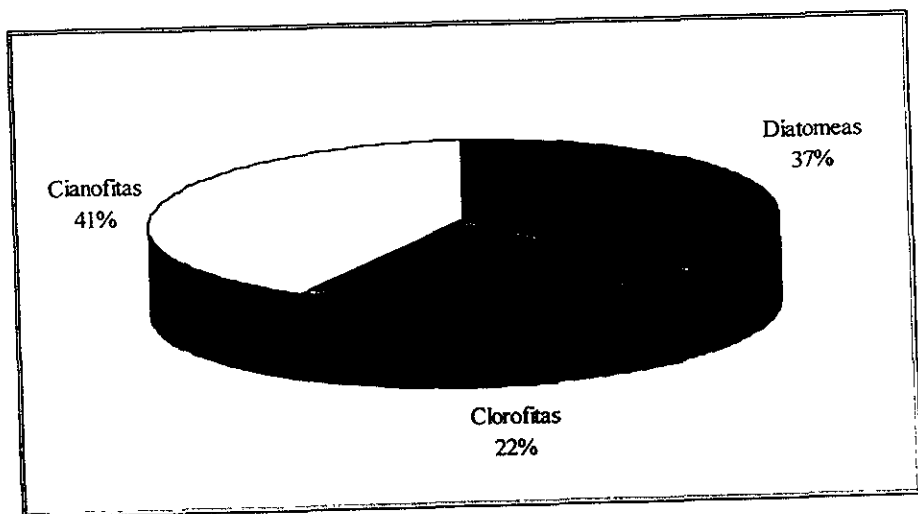


Fig. 30. Distribución en porcentaje de los grupos fitoplanctónicos encontrados para el estanque uno.

Para el estanque dos, la distribución fue cianofitas con 44% del total, diatomeas con 34% y clorofitas con 22% (Fig. 31).

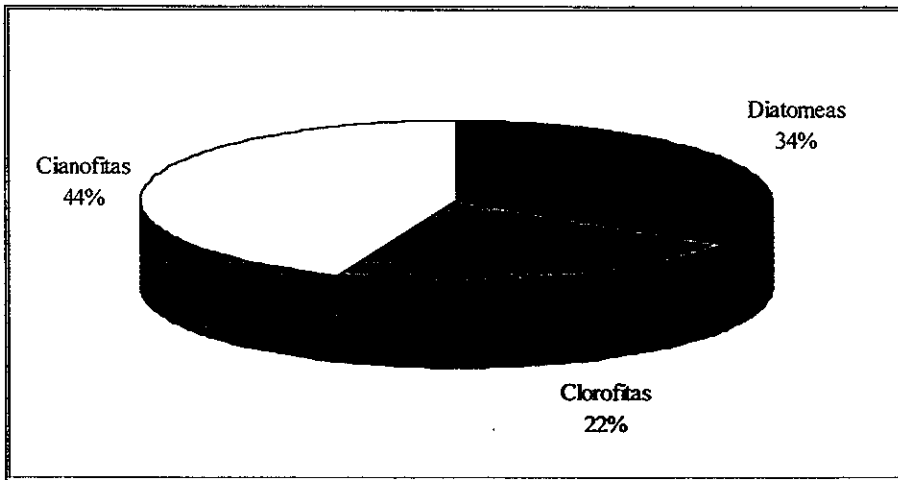


Fig. 31. Distribución en porcentaje de los grupos fitoplanctónicos encontrados para el estanque dos.

En cuanto a la distribución de los grupos en el tiempo de cultivo en el estanque uno, las diatomeas dominaron ampliamente, especialmente en agosto, diciembre y febrero, ya que en los otros meses las dominantes fueron las cianofitas y las clorofitas con menos dominancia, excepto en diciembre en que alcanzaron su máximo (Fig. 32).

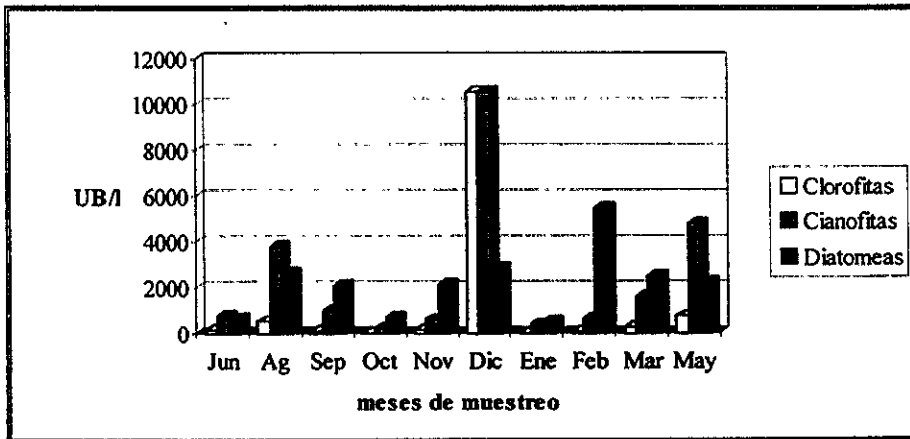


Fig. 32 Variación de las abundancias por grupos de fitoplancton para el estanque uno.

En el estanque dos las cianofitas estuvieron presentes durante casi todos los meses, exceptuando en enero y marzo en que dominaron las diatomeas y finalmente las clorofitas que tuvieron su máximo en diciembre (Fig. 33).

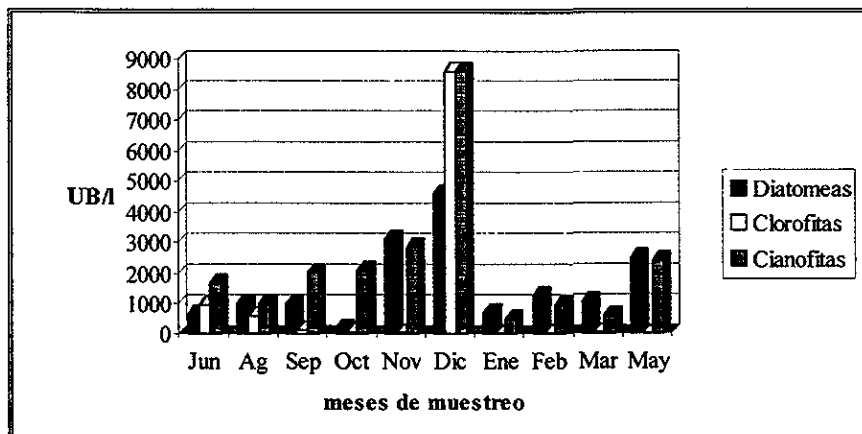


Fig. 33. Variación de las abundancias por grupos de fitoplancton para el estanque dos.

Con lo que respecta a la distribución por especie se tiene que se identificaron 33 taxones distribuidos de la siguiente manera: 17 taxones pertenecientes a las diatomeas en donde destacan las especies: *Fragilaria construens*, *Rhopalodia gibba*, *Navicula constans*, *Gomphonema truncatum*; 10 para clorofitas siendo las especies dominantes *Scenedesmus quadricauda*, *S. dimorphus*, *S. bicaudatus* y *Pediastrum duplex* y por último las cianofitas con 6 predominando *Oscillatoria limosa*, *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia glauca*, *Spirulina major* y *Anabaena oscillarioides*. (Cuadro 2 y fotografías).

Cuadro 2. Especies fitoplanctónicas registradas para ambos estanques.

División Cyanophyta.

Clase: Cyanophyceae.

Subclase: Coccoxonoficidae.

Orden: Chroococcales.

Familia: Chroococcaceae.

Merismopedia glauca. Meyen, 1839.

Microcystis aeruginosa. (Kutz.) Kutzing, 1833.

Orden: Nostocales.

Familia: Nostocaceae.

Anabaena oscillarioides. Bory De St Vincent, 1822.

Familia Oscillatoriaceae.

Oscillatoria limosa. Vaucher, 1803.

Spirulina major. Turpin, 1829.

División Chlorophyta.

Clase Chlorophyceae.

Orden Chlorococcales.

Familia Scenedesmaceae Meyen, 1829.

Scenedesmus dimorphus.

Scenedesmus bicaudatus.

Scenedesmus quadricauda var. *longispina*.

Familia Hydrodictyceae.

Pediastrum duplex. (A. Braun) Lagerheim,

Pediastrum tetras. (Ehrenberg) Ralfs,

Familia Oocystaceae.

Ankistrodesmus falcatus var. *falcatus*. (Corda) Ralfs, 1838.

Kirchneriella lunaris Schmidle, 1893.

Orden Zygnematales.

Familia Desmidiaceae.

Closterium acutum. Nitzsch, 1817.

Cosmarium reniforme. Corda, 1834.

Cuadro 2. Continuación....

División Bacillariophyta.

Clase Centrophyceidae.

Orden Coscinodiscales.

Familia Coscinodiscaceae.

Aulacoseira granulata. (Ehrenberg) Ralfs, 1824.

Aulacoseira italica (Ehrenberg) (Kutz), 1824.

Cyclotella meneghiniana. Kutzling, 1834.

Cyclotella stelligera. C. et Grun, 1834.

Orden Rhizosoleniales.

Familia Rhizosoleniaceae.

Thalassiosira sp.

Clase Pennatophycidae.

Orden Fragilariales.

Familia Fragilariaceae.

Subfamilia Fragilarioideae

Fragilaria crotonensis. Kitton, 1869.

Fragilaria construens. (Ehrenberg) Grun., 1843.

Synedra ulna var. *lanceolata*. (Nitz.) Ehrenberg, 1817.

Orden Achnanthesales.

Familia Achnantheaceae.

Achnanthes lanceolata. Bréb. ex Kutz., 1846.

Orden Naviculales.

Familia Naviculaceae.

Género Frustulia.

Frustulia rhomboides var. *rhomboides* (Ehr.) De T., 1843.

Género Diploneis.

Diploneis sp. Ehrenberg, 1844.

Género Navicula.

Navicula cuspidata (Kutz.) Kutzling, 1817.

Navicula constans. Hustedt, 1944.

Cuadro 2. Continuación....

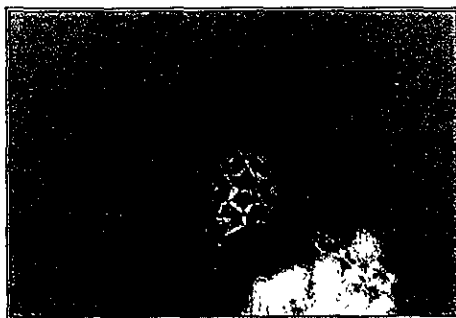
<p>Género Pinnularia. <i>Pinnularia divergens</i>. W. Sm. var. <i>divergens</i>. 1853. <i>Pinnularia nobilis</i> (Ehr.) Ehrenberg var. <i>nobilis</i>. 1840.</p> <p>Orden Cymbellales. Familia Cymbellaceae. Género Cymbella. <i>Cymbella microcephala</i>. Grun. in Van Heurck, 1880.</p> <p>Género Amphora. <i>Amphora ovalis</i>. (Kutz.) Kutzing var. <i>ovalis</i>. 1832. <i>Amphora ovalis</i> var. <i>pediculus</i>. (Kutz.) V.H. ex deT., 1844. <i>Amphora ovalis</i> var. <i>affinis</i>. (Kutz.) V.H. ex DeT., 1840.</p> <p>Orden Gomphonemales. Familia Gomphonemaceae. <i>Gomphonema acuminatum</i>. Ehrenberg, 1832. <i>Gomphonema truncatum</i> var. <i>capitatum</i>. (Ehr.) Patrick, 1838.</p> <p>Orden Epithemiales. Familia Epithemiaceae. Género Epithemia. <i>Epithemia argus</i>. (Ehr.) Kutz. var. <i>argus</i>. 1843. <i>Epithemia turgida</i>. (Ehr.) Kutzing. 1832.</p> <p>Género Rhopalodia. <i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Mull. var. <i>gibba</i>. 1832. <i>Rhopalodia gibberula</i>. (Ehr.) O. Mull. var. <i>gibberula</i>. 1843.</p> <p>Orden Nitzschiales. Familia Nitzschiaceae. <i>Nitzschia valens</i>. (Ehr.) Ralfs in Pritchard, 1845. <i>Nitzschia acuminata</i>. (W. Smith) Grunow, 1845. <i>Nitzschia</i> sp.</p> <p>Orden Siruriellales. Familia Sirurireraceae. <i>Siruriella ovata</i>. Kutzing, 1828.</p>
--

FITOPLANCTON

CLOROFITAS



Scenedesmus quadricauda var. longispina.

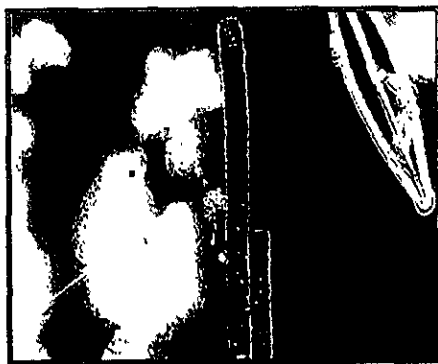


Pediastrum duplex.

CIANOFITAS

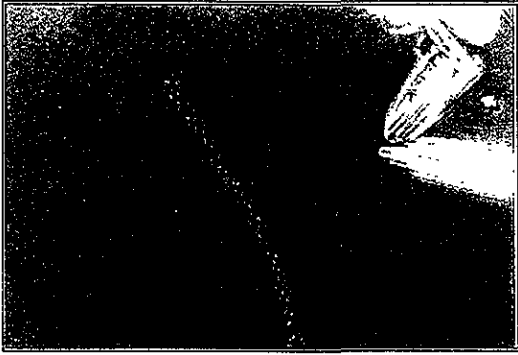


Microcystis aeruginosa.



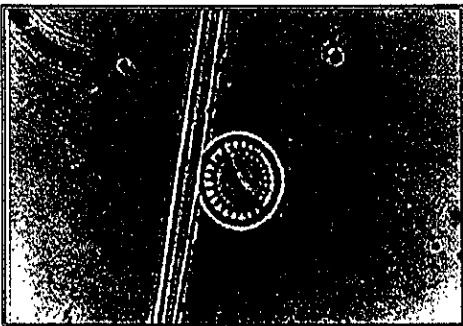
Oscillatoria limosa.

CIANOFITAS

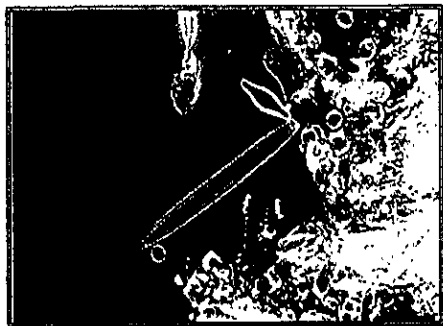


Spirulina major.

DIATOMEAS.



Cyclotella meneghiniana.

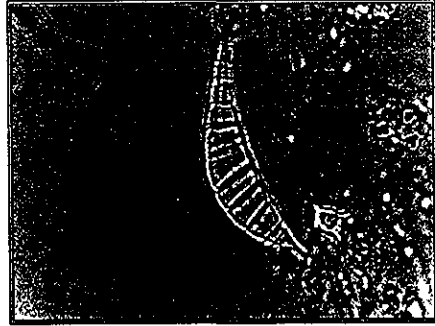


Nitzschia sp.

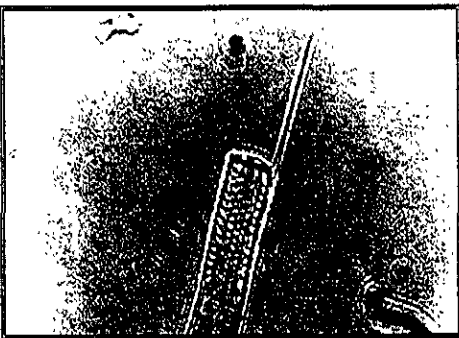
DIATOMEAS



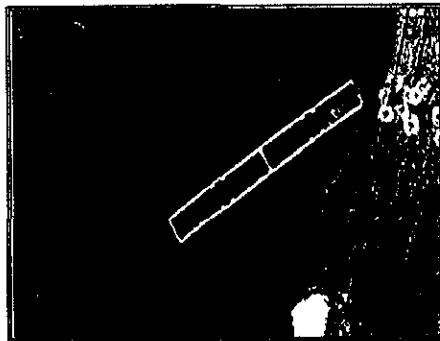
Amphora ovalis.



Amphora ovalis.

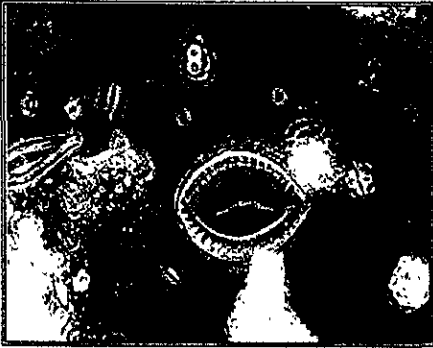


Aulacoseira granulata.

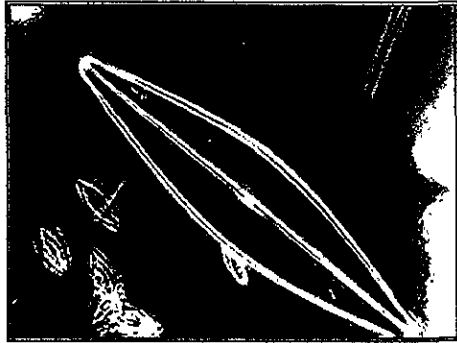


Aulacoseira italica.

DIATOMEAS



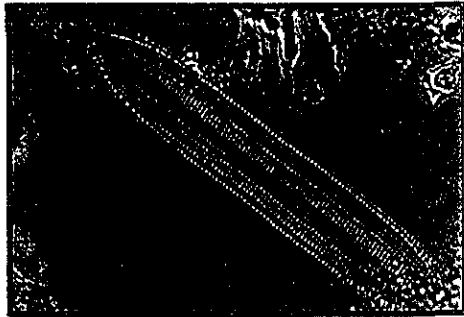
Sirurella ovata.



Navicula cuspidata.



Nitzschia valens.

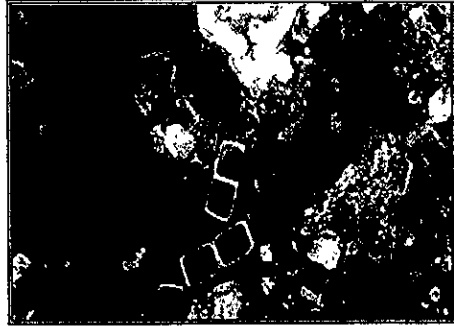


Nitzschia acuminata.

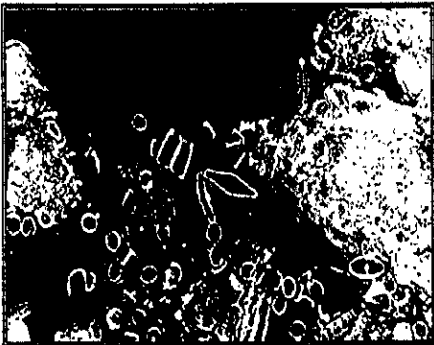
DIATOMEAS.



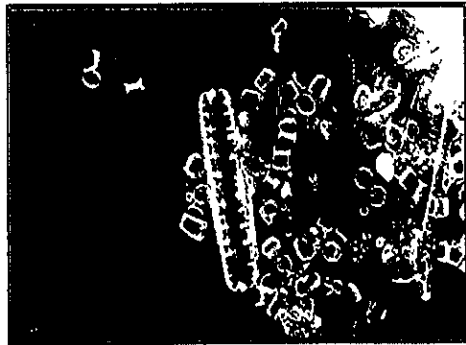
Pinnularia divergens.



Thalassiosira sp.

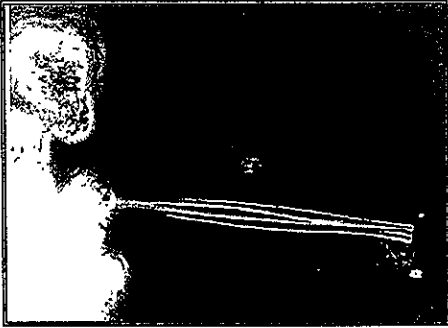


Achnanthes lanceolata.

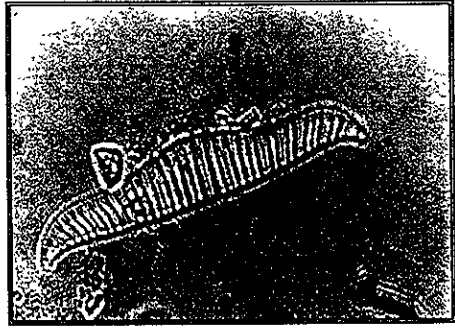


Ephitemia turgida.

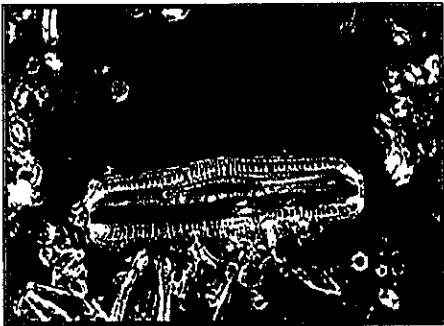
DIATOMEAS



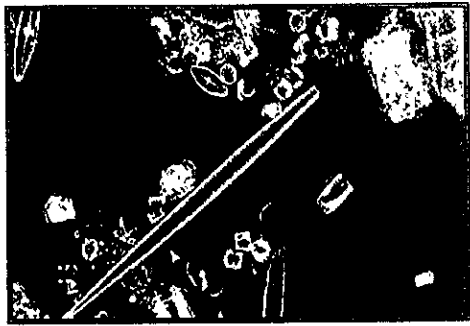
Fragilaria crotonensis.



Rhopalodia gibba. Vista valvar.

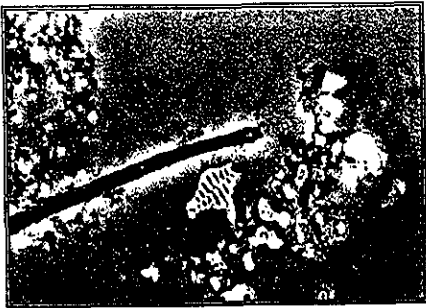


Rhopalodia gibba. Vista cingular.

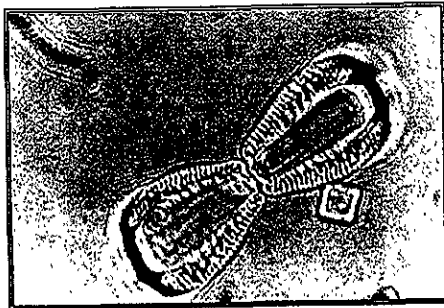


Synedra ulna.

DIATOMEAS



Fragilaria construens.



Diploneis sp.

ZOOPLANCTON.

Los resultados obtenidos en cuanto a la abundancia total de organismos zooplanctónicos, fueron los siguientes: en el estanque uno fue de 45 org/l y en el dos de 97 org/l (Fig. 34). Esto muestra que el estanque dos tuvo el número más elevado.

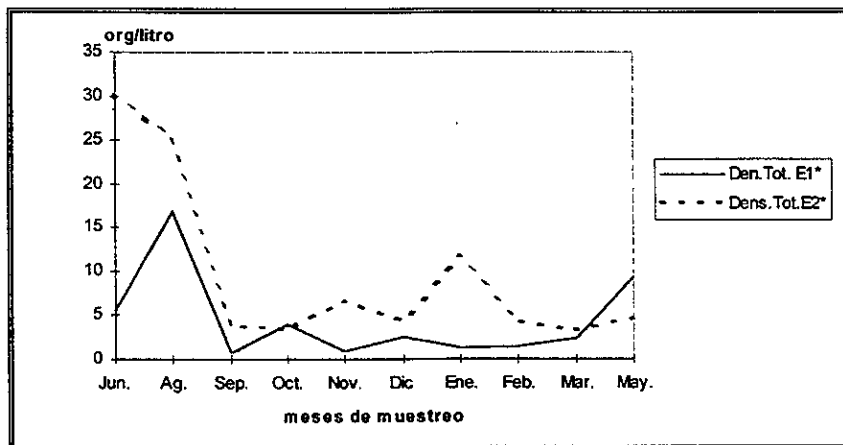


Fig. 34. Abundancias totales para el zooplancton de ambos estanques.

Las abundancias a través del tiempo fueron variables, considerando que en el estanque dos al inicio del ciclo de cultivo la cantidad fue de 30 org/l, bajando considerablemente hasta 3 org/l en octubre para ascender al siguiente mes con 7 org/l y en enero con 11 org/l. En el estanque uno los organismos del zooplancton se presentaron con valores de 17 org/l en agosto, decreciendo hasta 1 org/l al siguiente mes y en noviembre para incrementarse nuevamente pero de manera lenta hasta llegar a sus máximos valores hacia el final del estudio en mayo con 9 org/l (Fig. 34).

Los copépodos fueron los más abundantes en el estanque dos con un máximo de 20 org/l en agosto y la mínima de 1 org/l en marzo, seguida de los cladóceros con 17 org/l en junio y la mínima con 1 org/l en marzo y por último los rotíferos con un máximo de 4 org/l en noviembre y un mínimo de 1 org/l en febrero (Fig. 35).

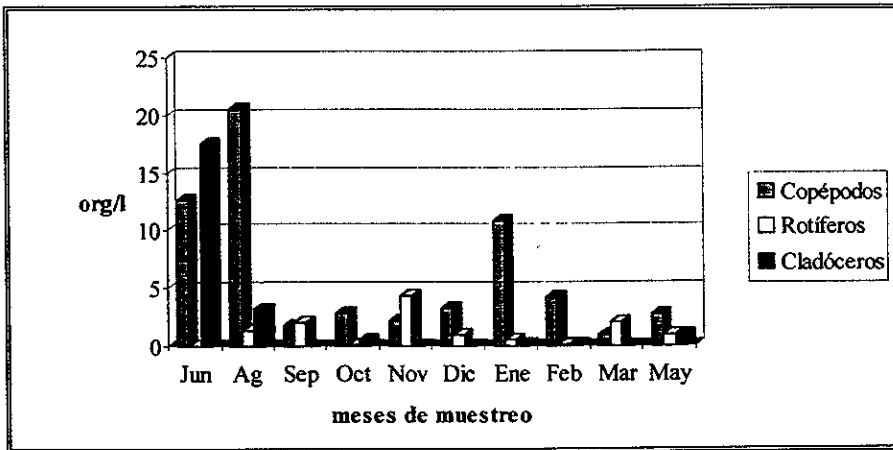


Fig. 35. Densidades por grupos del zooplancton para el estanque dos.

Los copépodos variaron para el estanque uno con un máximo de 15 org/l en agosto y un mínimo de 1 org/l en septiembre, seguida de los rotíferos que presentaron su máximo de 1 org/l en diciembre y el mínimo de 1 org/l en febrero y finalmente los cladóceros que el máximo fue de 1 org/l en agosto y el mínimo de 1 org/l en septiembre (Fig. 36).

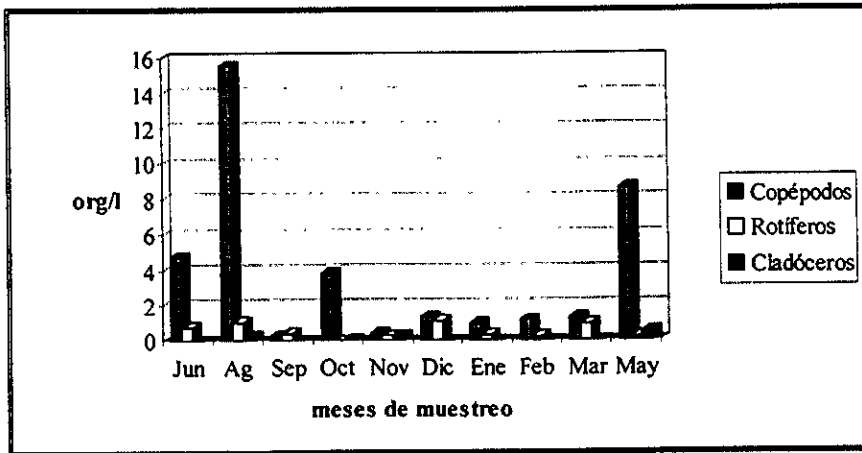


Fig. 36. Densidades por grupos de zooplancton para el estanque uno.

Las abundancias por grupos se presentó de la siguiente manera: en el estanque uno los copépodos fueron los dominantes con 85% del total, presentes en todo el estudio, seguida de los rotíferos con 12% ausentes en octubre y por último los cladóceros con 3% que estuvieron ausentes en junio, diciembre, enero, febrero y marzo (Fig. 37).

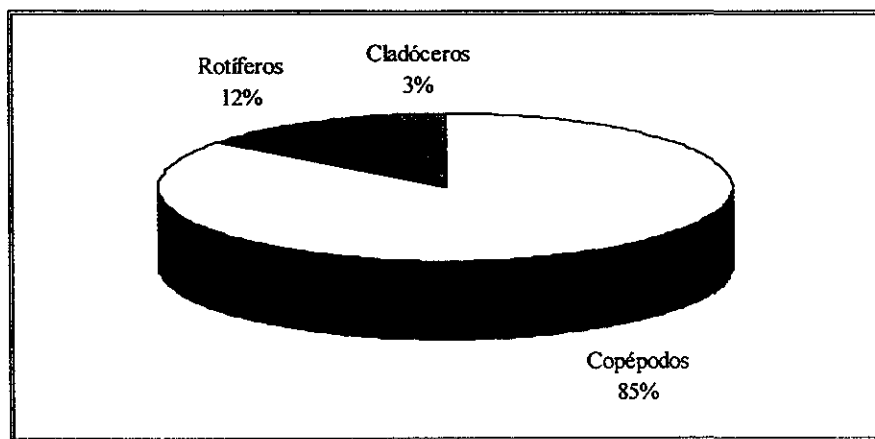


Fig. 37. Distribución por porcentaje de los grupos zooplanctónicos para el estanque uno.

Para el estanque dos la distribución fue copépodos con 64% del total, también presentes durante todo el estudio, seguida de los cladóceros con 23% que fueron ausentes en septiembre, noviembre y diciembre y por último los rotíferos con 13% que estuvieron ausentes en junio (Fig. 38) (Cuadro 3 y fotografías).

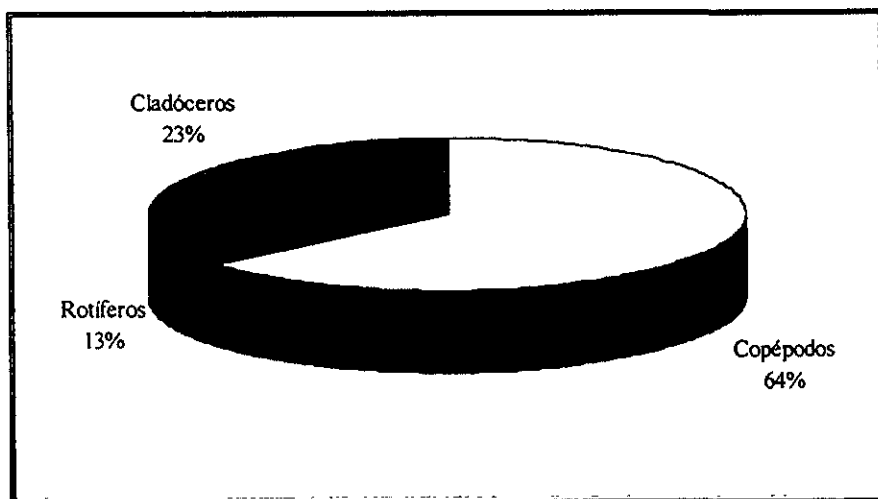


Fig. 38. Distribución por porcentaje de los grupos zooplanctónicos para el estanque dos.

Cuadro 3. Especies zooplanctónicas registradas para ambos estanques.

Phyllum Rotifera.

Clase Monogonta.

Orden Flosculariaceae.

Familia Testudinellidae.

Filinia longiseta. Ehrenberg, 1834.

Familia Synchaetidae.

Polyarthra vulgaris.

Orden Ploima.

Familia Asplanchnidae.

Asplanchna sp. Gosse, 1850.

Familia Brachionidae.

Subfamilia Brachioninae.

Género Brachionus.

Brachionus havanaensis. Rousselet, 1911.

Brachionus quadridentatus bakeri. Herman, 1911.

Género Keratella.

Keratella cochlearis.

Familia Notommatidae.

Género Cephalodella.

Cephalodella megalcephala.

Cephalodella catellina. Bory de st. Vincent, 1938.

Clase Bdelloidea.

Orden Bdelloida.

Familia Philodinidae.

Rotaria sp. Scopoli Strauss, 1820.

Phyllum Arthropoda.

Clase crustacea.

Orden Cyclopoida.

Familia Cyclopidae.

Subfamilia Cyclopinae.

Acanthocyclops vernalis. Fischer, 1853.

Familia Diaptomidae.

Mastigodiptomus albuquerquensis. (Herrick, 1895).

Mastigodiptomus montezumae. (Brehm, 1955).

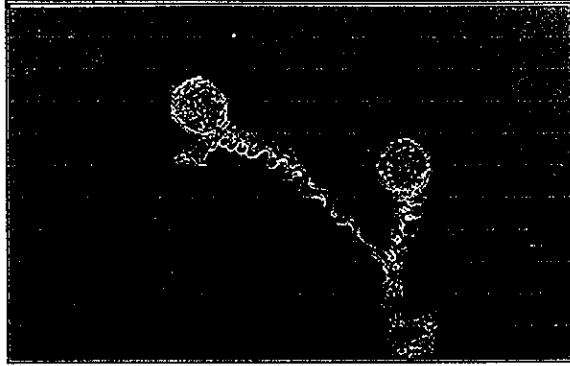
Orden Cladocera.

Familia Moinidae.

Género Moina.

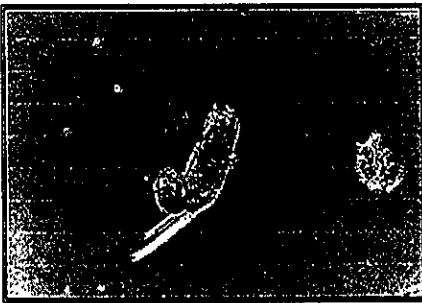
Moina sp.

PROTOZOA



Vorticella sp.

ROTIFERA



Brachionus havanaensis.

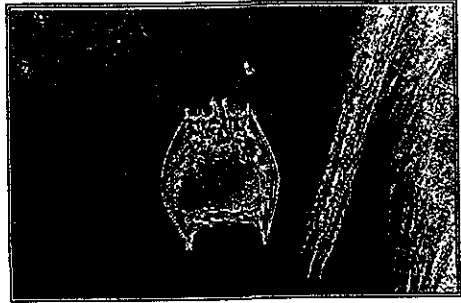


Brachionus havanaensis.

ROTIFERA

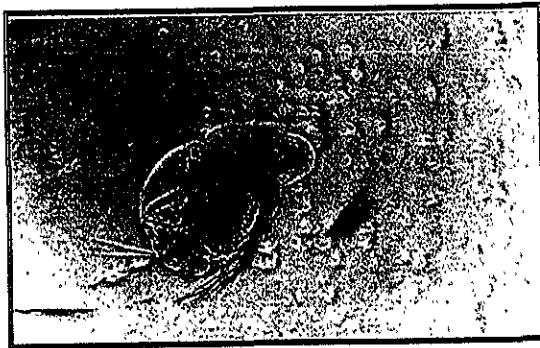


Filinia longiseta.



Brachionus quadridentatus bakeri.

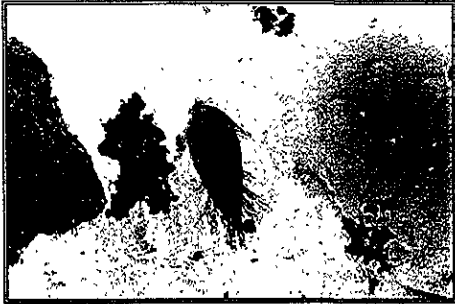
CLADOCERA



Moina sp.

COPEPODA

NAUPLIOS



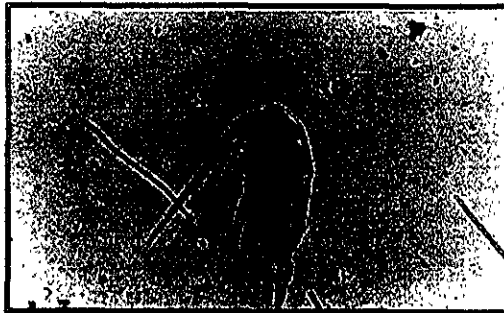
COPEPODA



Mastigodiptomus montezumae.



Acanthocyclops vernalis.



Mastigodiptomus albuquerquensis.

POBLACIÓN ÍCTICA.

RELACIÓN PESO-LONGITUD.

En cuanto a los resultados obtenidos para la relación peso-longitud (Cuadro 4 y Figs. 39 y 40), se obtuvieron las siguientes ecuaciones potenciales:

Cuadro 4. Ecuaciones de la relación peso-longitud para cada uno de los estanques.

ESTANQUE UNO.		
ESPECIE.	ECUACIÓN.	n
<i>Cyprinus carpio rubrofuscos.</i>	$W= 0.521 L^{2.98}$	662
<i>Ctenopharingodon idellus.</i>	$W= 0.573 L^{2.93}$	124
<i>Cyprinus carpio specularis.</i>	$W=0.497 L^{2.90}$	381
<i>Oreochromis sp</i> (híbrido).	$W= 0.443 L^{2.73}$	62
ESTANQUE DOS.		
ESPECIE.	ECUACIÓN.	n
<i>Cyprinus carpio rubrofuscos.</i>	$W= 0.511 L^{2.95}$	665
<i>Ctenopharingodon idellus.</i>	$W= 0.572 L^{2.93}$	126
<i>Cyprinus carpio specularis.</i>	$W= 0.226 L^{2.16}$	118
<i>Oreochromis sp</i> (híbrido).	$W= 0.523 L^{3.05}$	67

Las pendientes obtenidas tuvieron valores para la carpa barrigona de 2.98 y 2.95, para la carpa Israel sus valores fueron de 2.90 y 2.16, para la herbívora fueron de 2.939 y 2.935 y la mojarra tuvo valores de 2.73 y 3.05 para el estanque uno y dos respectivamente, y fueron diferentes de tres ("t" student, $p = 0.05$), por lo que el crecimiento que presentaron las especies fue de tipo alométrico, en donde el incremento en longitud y peso no sigue una proporción homogénea.

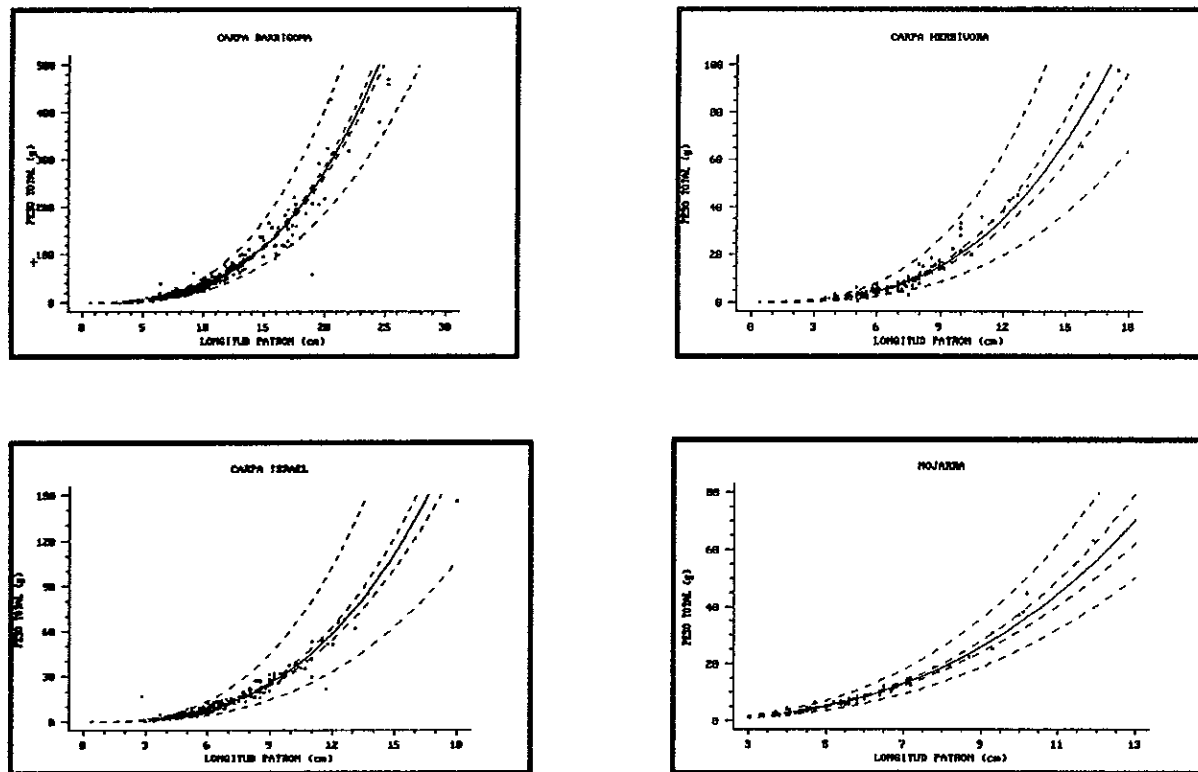


Fig. 39. Relación peso-longitud patrón para los peces del estanque uno.

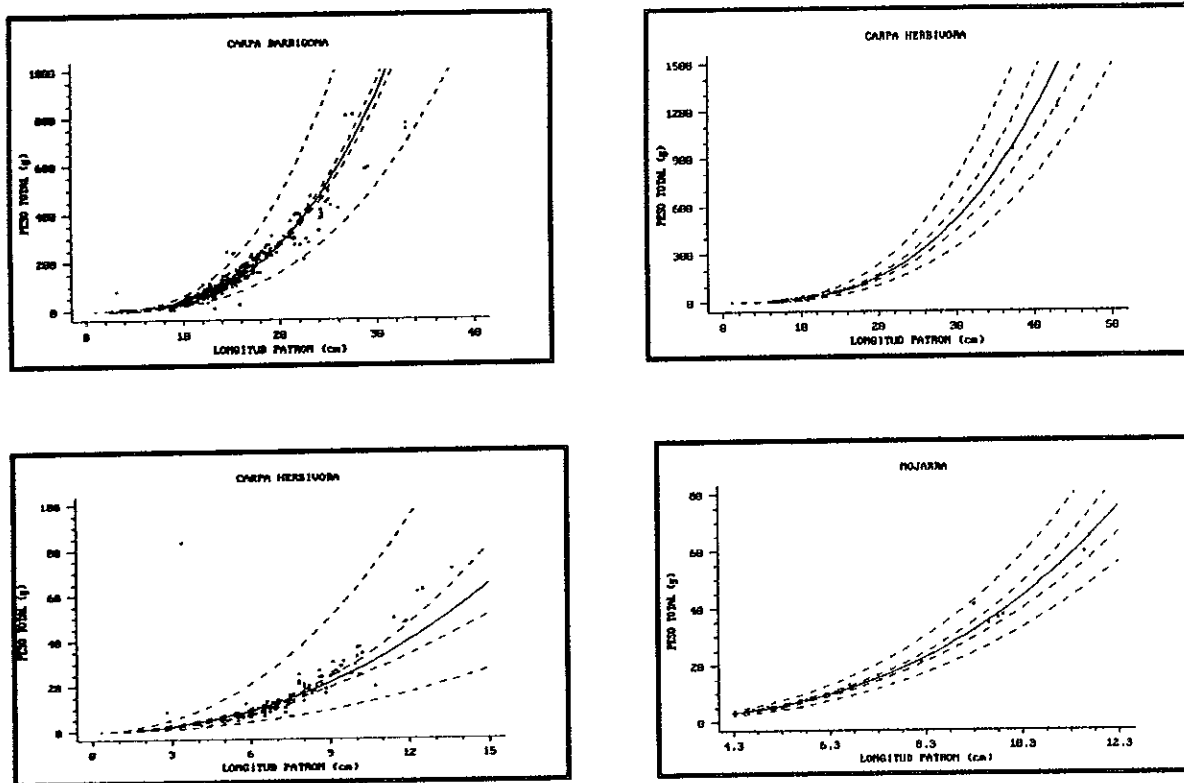


Fig. 40. Relación peso-longitud total para los peces del estanque dos.

FACTOR DE CONDICIÓN MÚLTIPLE.

El factor de condición múltiple (KM) promedio para las carpas barrigona e Israel, se presenta en la Cuadro 5 y en las Figs. 41 y 42.

Cuadro 5. Factor de condición múltiple para las especies en cultivo.

ESPECIES.	KM E1	KM E2
<i>C. carpio</i>	0.519	0.716
<i>rubrofuscus</i>	±0.27	±0.23
<i>C. carpio</i>	3.35	7.59
<i>specularis.</i>	±1.4	±0.04
<i>Ctenopharingodon</i>	0.133	3.63
<i>idellus</i>	±2.8	±1.9
Mojarra	2.11	3.09
	±0.8	±0.8

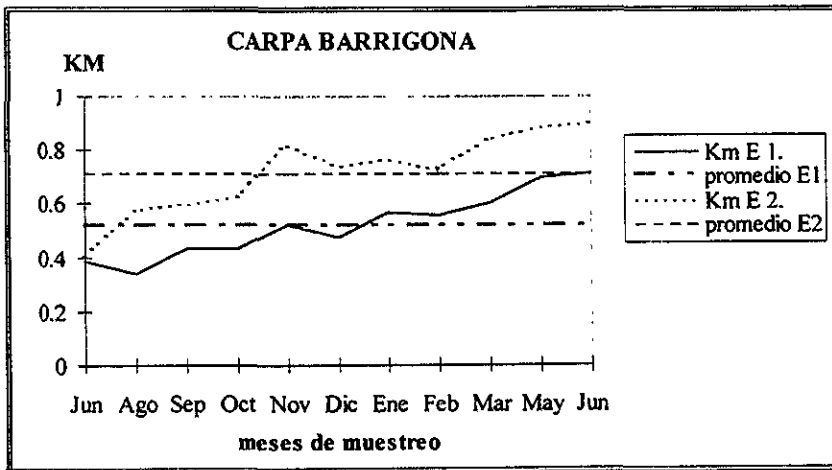


Fig. 41. Factor de condición promedio mensual para la carpa barrigona en ambos estanques.

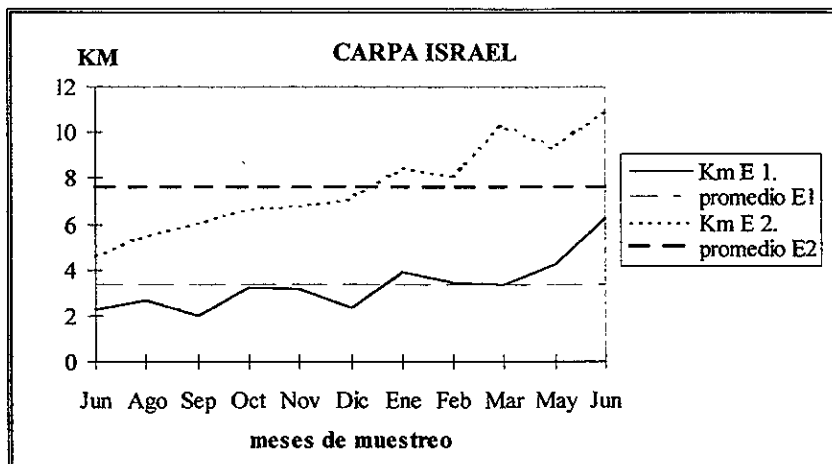


Fig. 42. Factor de condición promedio mensual para la carpa israel en ambos estanques.

Nota: las figuras que corresponden al KM para la carpa herbívora y mojarra no se presentan porque los datos son poco representativos, al no tener organismos en todos los meses.

ECUACIÓN DE CRECIMIENTO.

La ecuación que se utilizó fue la de von Bertalanffy (1938); y fue empleada únicamente para calcular la talla y pesos máximos, así como el tiempo en que alcanzarán dichas tallas (Cuadro 6).

Cuadro 6. Ecuaciones de crecimiento para cada una de las especies de ambos estanques.

ESTANQUE UNO	
ESPECIE.	ECUACIÓN.
<i>Cyprinus carpio rubrofusculus.</i>	$L_{\infty} = 30.74 (1 - e^{(-0.28238)(t - 0.0306)})$
<i>Ctenopharingodon idellus.</i>	$L_{\infty} = 35.88 (1 - e^{(-0.10912)(t - 0.52921)})$
<i>Cyprinus carpio specularis.</i>	$L_{\infty} = 26.75 (1 - e^{(-0.10712)(t - 0.64944)})$
Mojarra.	$L_{\infty} = 19.99 (1 - e^{(-0.13205)(t - 1.29952)})$
ESTANQUE DOS	
ESPECIE.	ECUACIÓN.
<i>Cyprinus carpio rubrofusculus.</i>	$L_{\infty} = 30.73 (1 - e^{(-0.14378)(t - 0.23992)})$
<i>Ctenopharingodon idellus.</i>	$L_{\infty} = 52.66 (1 - e^{(-0.03485)(t - 3.61284)})$
<i>Cyprinus carpio specularis.</i>	$L_{\infty} = 28.12 (1 - e^{(-0.16854)(t - 0.60473)})$
Mojarra.	$L_{\infty} = 19.25 (1 - e^{(-0.16823)(t - 1.32473)})$

En el cuadro 7 se muestran las clases de talla utilizadas.

Cuadro 7. Clases de edad.

ESTANQUE UNO	
Clases de talla (cm)	
<i>C. c. rubrofuscus</i>	5.1, 9.85, 11.85, 12.85, 16, 17.5, 20, 22
<i>C.c. specularis</i>	4.3, 6.1, 9.1, 10.7, 12, 13.5, 15
<i>Ctenopharingodon idellus</i>	7, 8, 9, 15, 17, 18
Híbrido de tilapia	5.5, 6.5, 9, 10
ESTANQUE DOS	
Clases de talla (cm)	
<i>C. c. rubrofuscus</i>	7, 13, 17, 20, 23
<i>C.c. specularis</i>	6.65, 9.65, 12.9, 15.1, 17
<i>Ctenopharingodon idellus</i>	8, 10, 11, 12, 14, 16, 17
Híbrido de tilapia	6.5, 7.5, 10, 12, 12.5, 13.5

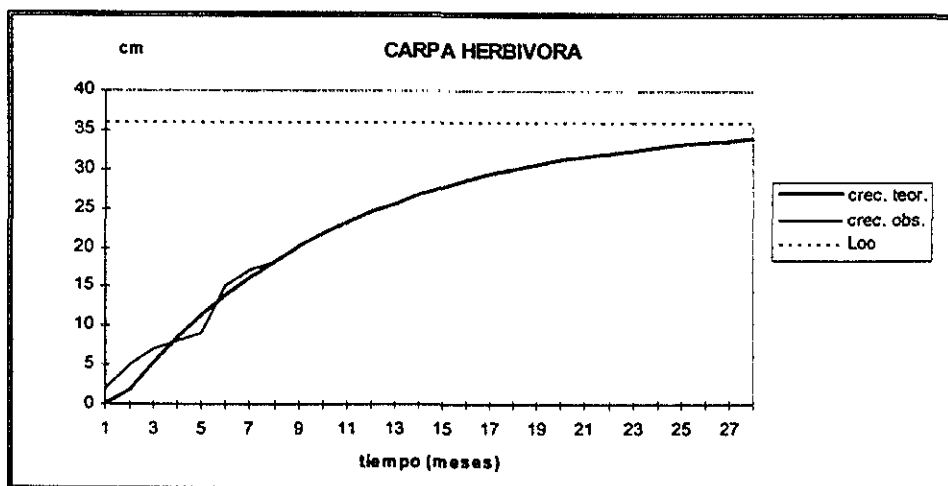


Fig. 43. Crecimiento por la ecuación de von Bertalanffy para la longitud de la carpa herbívora del estanque uno.

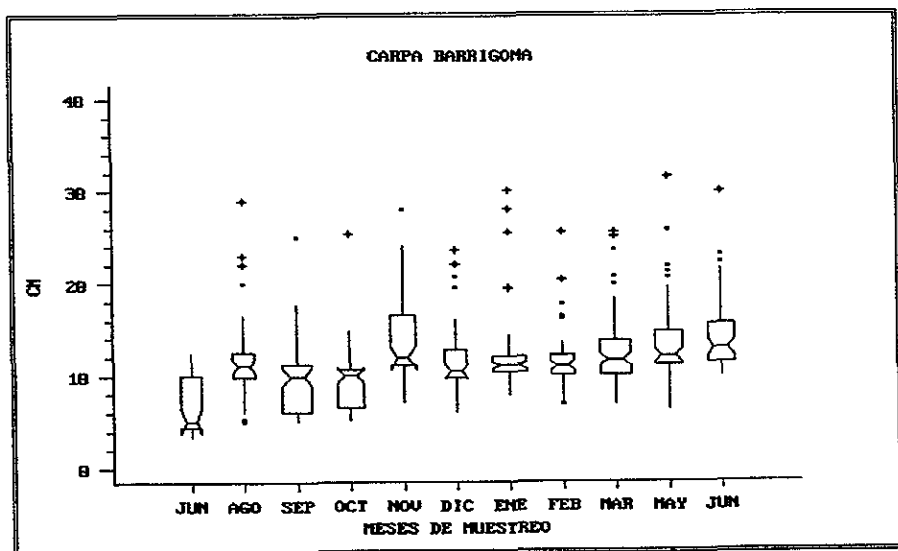


Fig. 44 Diagrama de cajas para el crecimiento en longitud de la carpa barrigona en el estanque uno.

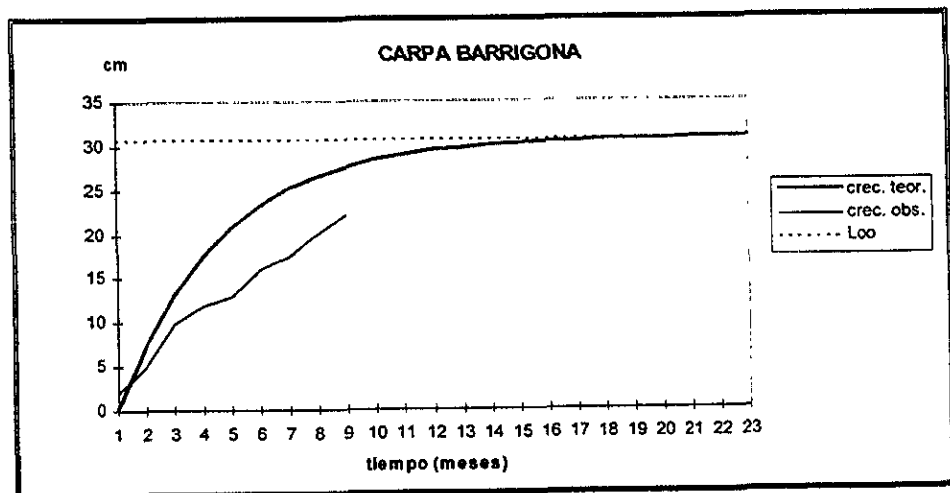


Fig. 45. Crecimiento por la ecuación de von Bertalanffy para la longitud de la carpa barrigona del estanque uno.

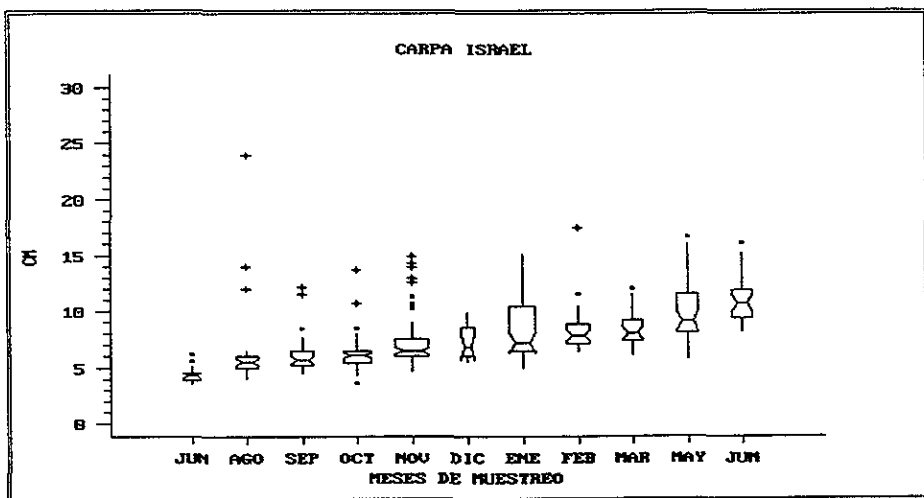


Fig. 46. Diagrama de cajas para el crecimiento en longitud de la carpa Israel en el estanque uno.

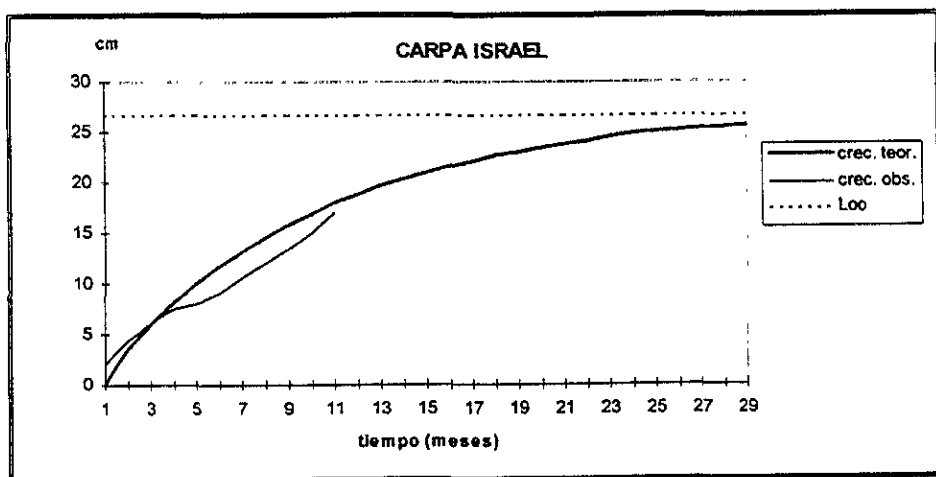


Fig. 47. Crecimiento por la ecuación de Von Bertalanffy para la longitud de la carpa Israel del estanque uno.

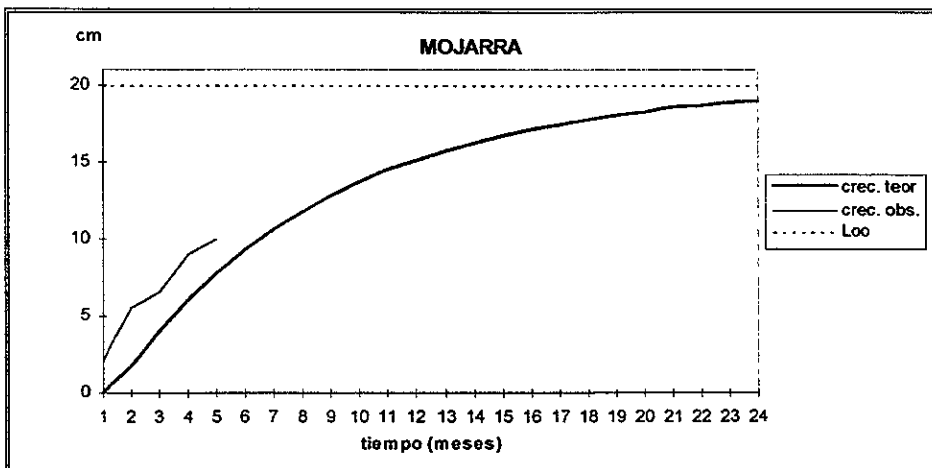


Fig. 48. Crecimiento por la ecuación de von Bertalanffy para la longitud de la mojarra del estanque uno.

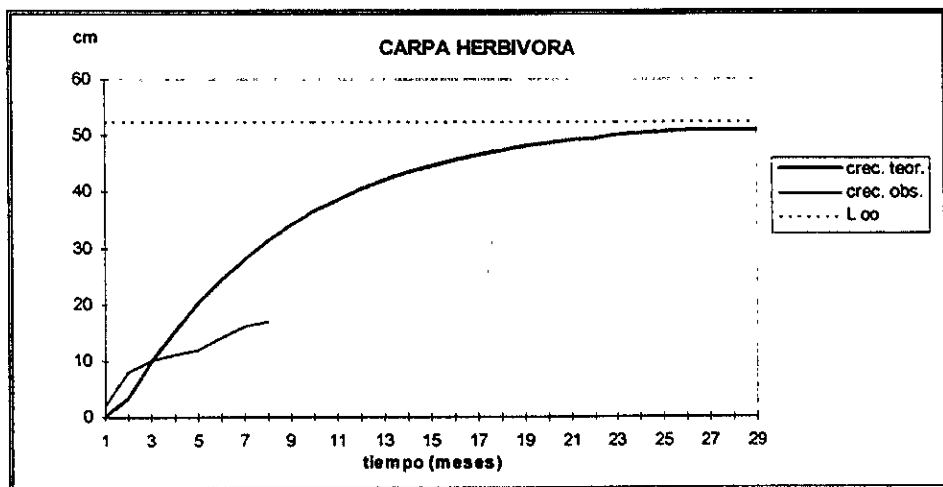


Fig. 49. Crecimiento por la ecuación de von Bertalanffy para la longitud de la carpa herbívora del estanque dos.

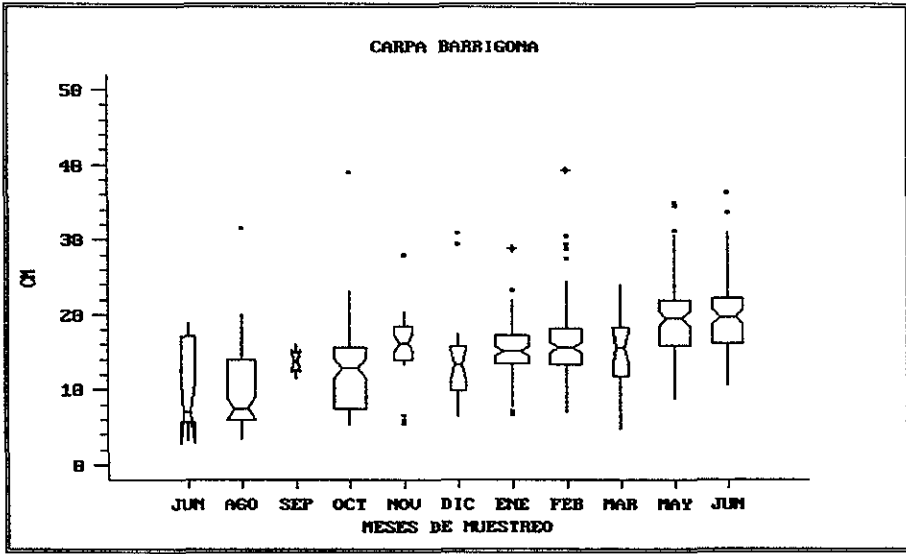


Fig. 50. Diagrama de cajas para el crecimiento en longitud de la carpa barrigona en el estanque dos.

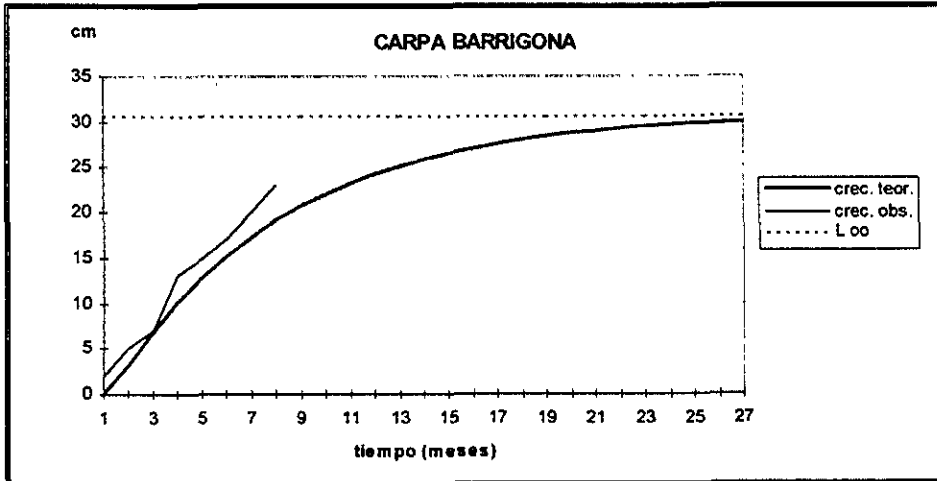


Fig. 51. Crecimiento por la ecuación de von Bertalanffy para la longitud de la carpa barrigona del estanque dos.

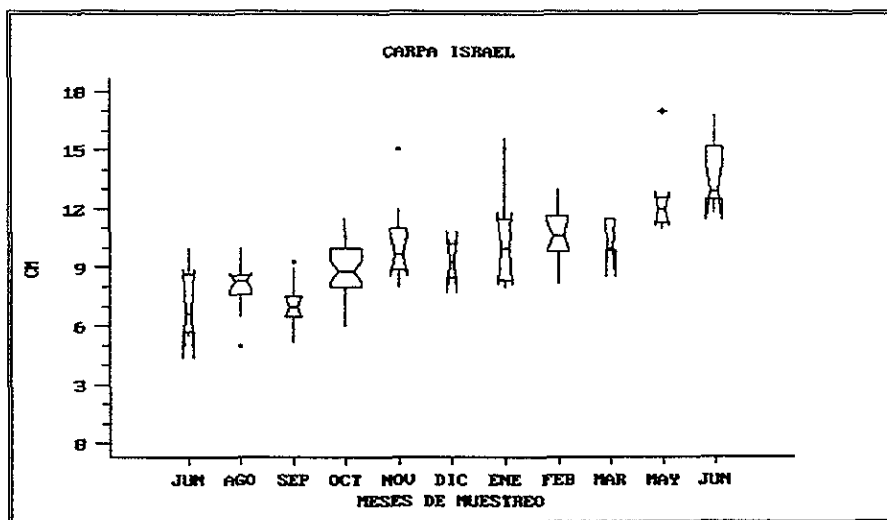


Fig. 52. Diagrama de cajas para el crecimiento en longitud de la carpa Israel en el estanque dos.

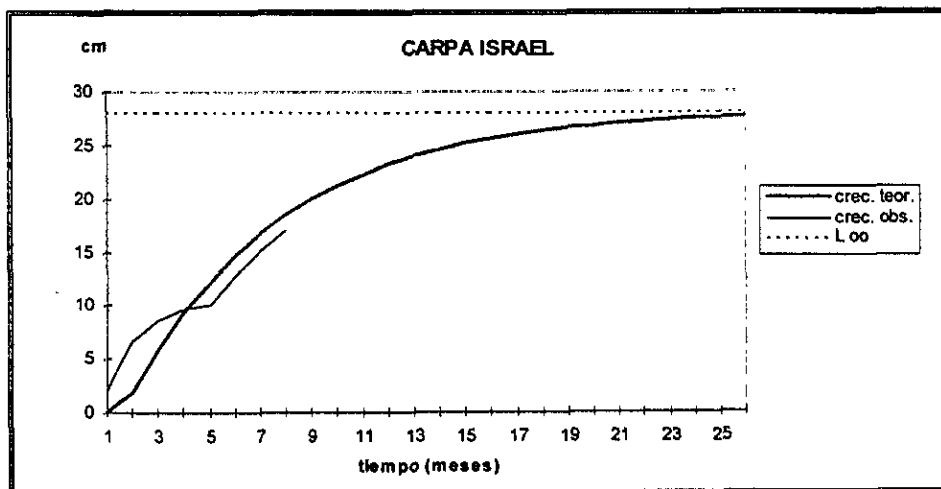


Fig. 53. Crecimiento por la ecuación de Von Bertalanffy para la longitud de la carpa Israel del estanque dos.

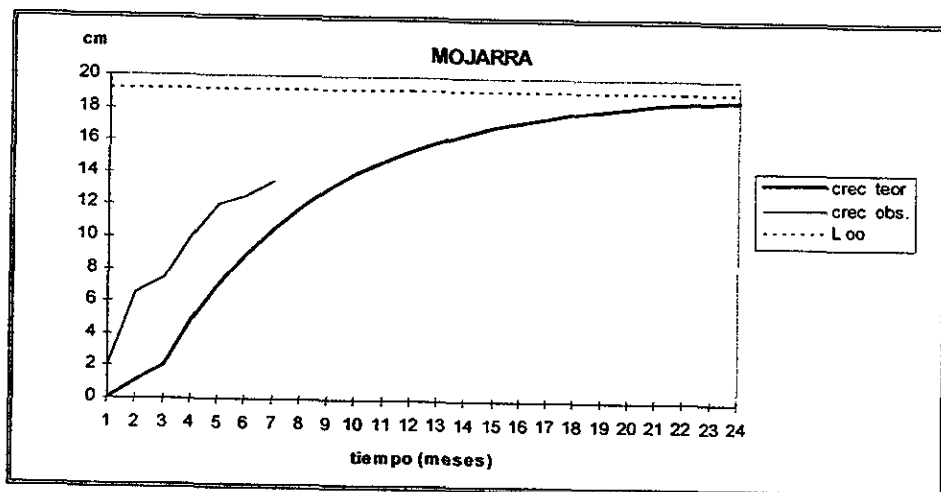


Fig. 54. Crecimiento por la ecuación de Von Bertalanffy para la longitud de la mojarra del estanque dos.

Nota: los diagramas de cajas para la carpa herbívora y la mojarra no se presentan por tener meses en los que no se capturaron organismos y por lo tanto los datos eran poco representativos.

RENDIMIENTOS PISCÍCOLAS.

Los rendimientos totales para cada uno de los estanques fueron de 334.8 kg/ha/año y 848.4 kg/ha/año para el estanque uno y dos respectivamente calculados a partir de los pesos promedios y la densidad de carga de cada especie.

Los rendimientos para ciprínidos fueron de 325.7 kg/ha/año y 831.4 kg/ha/año; así como los obtenidos para la mojarra fueron de 9.09 kg/ha/año y 16.95 kg/ha/año para los estanques uno y dos respectivamente.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS.

En todo cultivo de peces es importante tener conocimiento de la calidad del agua usada ya que ésta afecta directamente el crecimiento y sobrevivencia de los organismos. De esta forma, la presencia y concentración de compuestos químicos en el agua, así como la temperatura y la disponibilidad de alimento natural, dan la posibilidad de cultivar determinada especie.

VARIABLE MORFOMÉTRICA.

PROFUNDIDAD.

La profundidad juega un papel importante en la determinación de la naturaleza trófica de los sistemas (Newman, 1959) y especialmente en estanques de producción acuícola que por ser someros (1.60 m para el estanque uno y 1.97 m para el estanque dos) favorecen una mayor interrelación entre la superficie y los materiales del fondo, por lo cual los sistemas tienden a ser más productivos.

En general, los estanques presentaron una profundidad adecuada para el mantenimiento de los organismos en cultivo, sin competencia por espacio, ya que la profundidad media en un estanque debe ser de 0.9 m con un mínimo de 0.75 m y un máximo de 1.3 m (New and Singholka, 1982).

El estanque uno presentó una menor fluctuación de nivel a través del tiempo de manera comparativa con el estanque dos, trayendo como consecuencia que en éste las variaciones temporales de los parámetros químicos y biológicos fueran menos marcadas.

PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS.

TEMPERATURA.

La temperatura es uno de los factores más importantes que debe tomarse en cuenta para un estudio limnícola inicial, porque influye tanto en la dinámica del sistema acuático como en el desarrollo de los organismos; además tiene una participación importante en las tasas fotosintéticas así como en la degradación de la materia orgánica, en la solubilidad de los gases al igual que en el crecimiento y reproducción de las especies icticas (Serrano y Toja, 1995).

Los resultados obtenidos en general se consideran adecuados para el crecimiento de la carpa de acuerdo con lo que indica Arredondo *et al.*, (1982) quienes plantean que el intervalo de temperatura a la cual estos organismos pueden sobrevivir fluctúa entre los 13 y los 30°C,

aunque las temperaturas óptimas para el crecimiento y engorda de la carpa y tilapia están entre 24 a 28°C.

La temperatura óptima (24 °C) para el crecimiento de las carpas (Bardach, *et al.*, 1972; Eknath y Doyle, 1990), únicamente se presentó durante el mes de junio, que correspondió a la época cálida. A partir de este mes hasta octubre se favoreció el buen crecimiento de los peces. De noviembre a febrero las temperaturas fueron bajas al corresponder a la época fría del año, siendo poco favorables para la productividad primaria y reduciéndose drásticamente el crecimiento de los peces. Para esta fase se recomienda la administración de alimento complementario y restos de vegetales para compensar la baja disponibilidad de recursos y favorecer el mejor crecimiento de los mismos (Figs. 4 y 5).

Los estanques presentaron una continua mezcla a lo largo del día, esto debido a la influencia del viento y a la constante entrada de agua en el estanque uno. Estos sistemas se tipificaron como polimícticos cálidos continuos (Lewis, 1983) al localizarse en una latitud tropical y ser sistemas muy someros, donde las discontinuidades térmicas se rompen en períodos cortos de horas, lo que favorece una homogeneización de las características químicas en toda la columna de agua.

VISIBILIDAD AL DISCO DE SECCHI.

Este parámetro se relacionó más con los sólidos en suspensión (tripton) que con la productividad dada por el fitoplancton, que influyó de manera secundaria debido a que las densidades totales fueron bajas y por lo tanto la productividad disminuyó.

La visibilidad al disco de Secchi siempre fue más alta en el estanque uno que en el dos, esto se debió principalmente a que este estanque era menos fertilizado; teniendo un doble efecto: uno directo al disminuir la cantidad de entidades absorbentes (materia orgánica particulada y disuelta) e indirecta al no proporcionar nutrimentos disponibles al fitoplancton. Aunque la visibilidad está determinada por el material sestónico (tripton y plancton); en los cuerpos de agua mexicanos las arcillas representan una limitante importante para la penetración de luz y en sistemas eutrofizados el fitoplancton dentro de la turbidez biótica tiene un papel relevante, sin embargo, en estos estanques los factores que determinaron la penetración máxima de luz a través del tiempo fueron los conglomerados de sal asociados con la materia orgánica que floculaban periódicamente sobre todo en épocas de alta temperatura, lo que coincidió con la conductividad (Torres-Orozco y García-Calderón, 1995), (Fig. 6).

Arredondo *et al.*, (1982) menciona que cuando la transparencia se encuentra entre 30 y 60 cm ésta es adecuada para mantener una buena producción de peces como carpa y tilapia, sin embargo, por los resultados obtenidos esta condición solamente se encontró en el mes de septiembre; ya que debido a la alta mineralización que presentó el agua, la productividad primaria estuvo limitada provocando que las tasas de renovación y crecimiento fitoplanctónico fueran bajas y por tanto la visibilidad fuera alta, además de que faltó un

manejo adecuado de la fertilización por parte de los responsables de la granja, sobretudo en el estanque uno.

OXÍGENO.

Las concentraciones de este gas en la columna de agua fue homogénea la cual se debió a los procesos de circulación así como la inyección más o menos periódica de agua del pozo profundo.

Para este parámetro, algunos factores como la circulación del agua favorecida por los vientos, la inyección de agua del pozo profundo con sistema de escalonamiento, la producción de fitoplancton, además de la macrofítica sumergida en el estanque dos, resultaban adecuados, favoreciendo en los estanques altos niveles de este gas que en algunas ocasiones se encontró en sobresaturación (Figs. 7 y 8).

En general, la concentración de oxígeno fue adecuada para la población en cultivo por lo que no representó una limitante para el crecimiento de los organismos. Wheaton (1982), menciona que a temperaturas de 20 a 23°C la concentración de este gas varía entre 8 y 10 mg/l de oxígeno disuelto en el agua; se encontró que los datos fueron similares (5 a 12 mg/l) por lo que su concentración durante el tiempo de muestreo fue bueno. Jiménez, *et al*, (1988) reportan que estas concentraciones permiten un mejor crecimiento, conversión alimenticia, resistencia a enfermedades y evita la presión y mortalidad por competencia y espacio.

A pesar de la presencia de valores extremos que han sido superados en estanques de policultivo en el Estado de Hidalgo (Arredondo, 1987), se puede afirmar que el oxígeno disuelto no es un factor limitante del crecimiento de los organismos cultivados, ya que algunos autores opinan que la concentración entre 3 y 5 mg/l puede permitir la sobrevivencia de los peces y por encima de 5 mg/l se presenta una condición idónea para los cultivos comerciales (Wheaton, 1982; Stickney, 1994). Por otro lado, los periodos con valores altos no representan problemas ya que durante la noche la fotosíntesis cesa consumiéndose en la respiración buena parte del oxígeno producido pero sin llegar a agotarlo, por lo que los organismos pueden tolerar estas condiciones, aunque la sobresaturación, es decir, el exceso de oxígeno, puede causar en los peces la enfermedad de la burbuja lo que provoca mortandades masivas de peces, sobre todo de crías y juveniles (Harper, 1992; Arredondo, 1990).

pH.

Se dice que muchas constantes de disociación de reacciones químicas que ocurren en el agua de los estanques dependen de parámetros como la alcalinidad, dureza y pH, por la relación que guardan en los sistemas de amortiguamiento, por lo tanto, el ambiente químico para los organismos acuáticos, está fuertemente influenciado por estos parámetros (Arredondo-Figueroa y Lozano-García, 1994).

El pH durante el período de estudio presentó una fluctuación de 2.3 unidades para el estanque uno y de 2.5 en estanque dos, pasando de una condición de neutralidad a una de elevada alcalinidad (Figs. 9 y 10); esto ocasionado por los procesos de dilución y concentración en el agua subterránea, aunado con las variaciones de nivel en los estanques durante la época de lluvias y estiaje respectivamente. Asimismo respondió a la dinámica de precipitación de sales y resuspensión de sedimentos principalmente durante la época cálida del año, lo que se reflejó en las fluctuaciones de la alcalinidad total.

En estos niveles de pH predominaron las formas bicarbonatadas empezando a incrementar su concentración las formas carbonatadas, sobretodo a pH superiores de 9. Los valores de pH siempre fueron más elevados en el estanque dos que en el uno, aunque las tendencias de fluctuación fueron aproximadamente iguales, no encontrándose diferencias significativas ("t" student, $p=0.5$) entre superficie y fondo, lo que reflejó una homogeneidad química en la columna de agua.

En general los valores de pH estuvieron dentro del límite aceptable para el desarrollo de las poblaciones ícticas en etapa de engorda, el cual fluctúa de 6.5 a 9 (Arredondo, *et al.*, 1982), aunque a valores elevados de este parámetro (superiores a 9.5) se da una cierta presión del ambiente químico sobre la población de peces, como sucedió al inicio del estudio.

DUREZA Y ALCALINIDAD.

La dureza y alcalinidad es un índice de la naturaleza de las rocas que se encuentran en la cuenca de drenaje y su grado de desgaste debido a los agentes atmosféricos. Este parámetro también se ve afectado por la precipitación pluvial debido al deslave de los materiales de la microcuenca de captación de los cuales se acarrea principalmente CaCO_3 . En los dos sistemas, no se presentó alcalinidad a la fenolftaleína, lo cual indica que los aniones predominantes son los bicarbonatos aunque puede haber otros iones que determinen la alcalinidad como el sodio y el potasio (Khalaf & MacDonald, 1975; Serrano y Toja, 1995).

Estas elevadas concentraciones de bicarbonatos derivan de la disolución de carbonatos típicas de suelos cálcicos, tal como lo reporta Wetzel (1981), debido a que en la zona de trabajo las características edáficas corresponden a un cambisol eútrico asociado con suelos de tipo feozem calcárico y fluvisol eútrico, además de que es una zona volcánica. Estas cargas iónicas se relacionan con elevadas alcalinidades, cuyo máximo fueron de 950 mg/l, que propició que el pH fluctuara de una condición neutra a muy alcalina, en cuyos intervalos predominan las formas bicarbonatadas, con una tendencia al incremento de carbonatos a pH superiores a 9. El calcio se encontró en sobresaturación con valores que superan los 100 mg/l (Wetzel, 1981).

Conforme avanzó la época de lluvias, se observó una disminución en la concentración de carbonatos, debido a la dilución de éstos con el incremento del volumen. Esto se apoya en las medidas que presentó el pH ya que cuando éste se encuentra entre 6 y 9 la forma del carbono predominante es el bicarbonato (Wheaton, 1982). Cabe destacar, que en estos

sistemas se encontró un comportamiento poco frecuente en las aguas continentales, en donde el pH disminuyó con el incremento de la alcalinidad. Esto pudo deberse a las constantes emisiones de cenizas volcánicas del Popocatepetl que aportaron azufre a los estanques, el cual tuvo un cierto efecto acidificador en las aguas tal como lo reporta Cole (1988), especificando que entre la alcalinidad y el pH no siempre existe una relación directa.

En general, en el estanque dos se presentaron valores más altos de alcalinidad total, dureza total y de calcio, conductividad y pH. La razón por lo cual se presentó este comportamiento fue que en este estanque hubo fases de concentración más pronunciadas por tener una fluctuación de volumen mayor y el efecto de evaporación jugó un papel importante influyendo el efecto de una fertilización más continua en el mismo, tal como lo reporta Delincé, (1992). Además de que se presentó una etapa de dilución corta que coincidió con los meses más calidos (mayo a septiembre) con precipitación pluvial y una etapa de estiaje que fue de octubre a mayo y esta concentración dependió de la carga iónica del manto freático por ser más mineralizado (Figs. 11 a 16).

Los bicarbonatos predominaron en estos sistemas debido a que los carbonatos precipitaron en forma de CaCO_3 o en otras sales, y esta condición propició que el pH siempre tendiera hacia la alcalinidad; además de que los organismos fitoplanctónicos utilizaron los bicarbonatos como una fuente alternativa de carbono al existir deficiencia de CO_2 en la superficie lo que dió lugar a la descalcificación epilimnética (Thornton, *et al.*, 1990). Según Margalef (1983) a altas mineralizaciones la productividad es baja, lo óptimo va de 70-100 mg/l de alcalinidad y 100-150 mg/l de dureza, estas condiciones sólo se cumplen en los meses de junio a septiembre en el caso de la alcalinidad y de junio a enero para el caso de la dureza, lo cual se vio reflejado por un aumento en la densidad fitoplanctónica (Fig. 29).

Tanto en superficie como en fondo, la alcalinidad total fue mayor a la dureza total en la mayoría de los muestreos (sólo en diciembre, marzo y mayo no se dio este fenómeno), lo que implicó que los iones asociados al calcio sólo son los bicarbonatos por lo tanto no existió dureza permanente (determinada por sulfatos, cloruros, o nitratos) (Boyd, 1982; Serrano y Toja, 1995), debido a esta situación se deduce que los bicarbonatos se encontraron asociados a otros iones además del calcio como el sodio y el potasio, esto puede ser posible ya que en la zona de estudio el tipo de suelo presenta altas concentraciones de estos iones. Esto se refuerza si se considera que según Payne (1986) en las aguas continentales de latitudes tropicales los iones más frecuentes son los bicarbonatos y el sodio.

La dinámica en la concentración de iones respondió fundamentalmente a los procesos de dilución y concentración de materiales correspondientes a los periodos de precipitación pluvial y a la época de estiaje respectivamente, lo que se reflejó en las características del agua del manto freático que alimentaba a los estanques, al presentarse procesos de mineralización de la roca, lavado de materiales, así como la extracción constante de agua. Además las variaciones de nivel en los estanques vinculadas con la componente climática, jugaron un papel importante en la calidad del agua. Así en la época de estiaje se presentó una disminución en el volumen de los estanques lo que propició un incremento significativo

en la concentración de sólidos disueltos dando como resultado un aumento tanto de la alcalinidad como de la dureza, fenómeno antes citado por Ponce (1983) para sistemas temporales. El proceso de concentración de sales también se vio regulado por la temperatura sobretodo para los meses cálidos en donde el incremento de la evaporación influyó en la precipitación de sales, lo que coincidió con lo reportado por Arredondo (1987).

Por la condición de elevada dureza total, estos sistemas se clasificaron durante todo el estudio como muy duros de acuerdo a Boyd (1982).

CONDUCTIVIDAD.

Una variable del factor edáfico que mejor puede reflejar la dinámica productiva de un ecosistema acuático es la conductividad como resultado de la suma de todas las cargas iónicas presentes en el sistema (Armengol, 1982).

Dentro de la conductividad, los valores que se presentaron en el fondo para ambos sistemas en febrero y mayo son mayores que en la superficie por el proceso de descomposición de la materia orgánica o precipitación de sales, ya que en la superficie las sales estuvieron siendo utilizados principalmente por el fitoplancton como alimento necesario en su metabolismo (Wetzel, 1981).

La conductividad presentó valores bajos de agosto a octubre (182 a 370 $\mu\text{S}/\text{cm}$) esto debido principalmente a que este periodo corresponde a la época de dilución y por el efecto de la precipitación de sales en la época cálida, lo cual se corroboró con la observación de costras de color blanco en el fondo de los estanques, las cuales periódicamente floculaban.

Los estanques presentaron una amplia variación de la conductividad lo que respondió al sistema de carbono vinculado principalmente con la temperatura, la dinámica de variación de nivel (en cuanto al enriquecimiento iónico del agua que ingresaba a los estanques) y de la productividad de los sistemas (dinámica de las sales).

Para este parámetro se observó que en tres meses se tuvieron valores bajos de conductividad (agosto a octubre) menores a 400 $\mu\text{Si}/\text{cm}$ que corresponden a aguas muy diluidas, tipo I, los segundos van de 1500 hasta 4000 $\mu\text{Si}/\text{cm}$ que corresponden a aguas de tipo II que son comunes a cuencas de tipo endorréico, presentan conductividades entre 600 y 6000 $\mu\text{Si}/\text{cm}$; (Torres-Orozco y García-Calderón, 1995), en donde la ausencia de efluentes determina un proceso de concentración de iones que tiende a acentuarse por el déficit de lluvia, de tal manera que la columna de agua sólo puede perder materiales mediante la precipitación de sales, ya sea hacia el fondo o en la zona litoral, esto concuerda con la época cálida en donde hay una precipitación de sales de los estanques.

NUTRIMENTOS.

NITRÓGENO.

AMONIO.

Con lo que respecta a los nutrientes, las concentraciones de amonio se encontraron en los estanques como no eutrofizantes (menores a 1 mg/l), (Wetzel, 1981; Delincé, 1992), como corresponde a este tipo de sistemas, la mayor concentración de amonio se presenta en el fondo debido a la descomposición bacteriana de la materia orgánica (Cole, 1988).

El amonio fue la forma dominante del nitrógeno inorgánico para todos los muestreos, y se observó una marcada variabilidad a través del tiempo como resultado de las tasas de fertilización con la consecuente degradación de la misma, las tasas de asimilación por parte de la comunidad fitoplanctónica (estanque uno) y adicionalmente la comunidad macrofítica del estanque dos (Figs. 21 y 22).

En términos generales aunque la elevada concentración de oxígeno favorece la degradación de la materia orgánica, la alta mineralización limita la productividad primaria al no darse una adecuada asimilación (Cole, 1988).

De acuerdo a las variaciones de amonio en los estanques éstos presentaron extremos en la condición trófica definiéndose niveles de oligotrofia a eutrofia e incluso durante el mes de junio hipereutrofia (USEPA, 1974). El amonio es generado por la materia orgánica en descomposición dentro de los estanques que al ser elevados en ciertos meses, no se integran adecuadamente al sistema, y se encontró como producto de esta descomposición del amonio, cuya concentración está en función del pH, ya que puede causar efectos tóxicos letales o subletales y es de esperarse una variación en la concentración en la columna de agua. Las aguas no contaminadas como en el caso de los estanques tienen un contenido de amonio de 1 mg/l o menos, por lo que la toxicidad no es problema y al existir una estabilidad en el estanque este nitrógeno amoniacal es tomado por bacterias y algas verdeazules que lo integran a un ciclo del nitrógeno transformándolo en nitritos y nitratos, los cuales son posteriormente usados por las algas y plantas vasculares presentes en los estanques; teniendo una actividad cíclica estacional constante en la cual no se detectaron cambios de importancia para el cultivo (Wheaton, 1982; Delincé, 1992).

La presencia de amonio en la superficie del estanque uno se debe principalmente a la materia orgánica floculante o particulada en descomposición y a la urea, producto de las deyecciones de los animales que ahí abrevan (perros, patos y garzas), a las altas tasas de renovación del plancton y a las excreciones de los organismos del cultivo. Para el estanque dos el amonio fue más alto en fondo debido a la descomposición de la materia orgánica.

NITRATOS.

En los estanques se presentaron concentraciones bajas de nitratos, a pesar de que el oxígeno disuelto se encuentra en los niveles de saturación y sobresaturación donde se esperaría un incremento en el proceso de nitrificación. Sin embargo, cuando las aguas son duras la acción de las bacterias nitrificantes se ve limitada (Wetzel, 1981; Flores-Nava, 1994).

La asimilación de este nutrimento estuvo dada principalmente por el fitoplancton, ya que la captación del nitrato por los organismos fotosintetizadores puede superar ampliamente el ingreso de éste y a su formación hasta el punto de provocar en algunos casos una disminución hasta alcanzar concentraciones no detectables, lo que se pudo observar en este estudio, (Wetzel, 1981; Delincé, 1992).

FÓSFORO.

Los valores de fósforo total y ortofosfatos aumentaron siempre en el fondo, esto por la regeneración de fracciones de fósforo solubilizadas por la descomposición en profundidad, liberación de fósforo en los sedimentos. La cantidad de fósforo total (20 a 113 $\mu\text{g/l}$) colocan a los estanques según Wetzel (1981) entre los niveles generales de productividad meso-eutrófico a hipereutrófico. Aunque Delincé (1992) menciona que en estanques fertilizados las concentraciones de ortofosfatos van de 0.17 $\mu\text{g/l}$ y 20 $\mu\text{g/l}$ de fósforo total y según este autor se podría clasificar a estos estanques como eutrófico y en algunos períodos hipertrófico.

El fósforo registró las mayores concentraciones de octubre a enero para fósforo total en el estanque uno y de agosto a octubre en el dos y para ortofosfatos de junio a diciembre para ambos estanques, debido al aumento de las lluvias que aportaron cantidades considerables de materiales terrígenos, y en menor medida a los procesos autóctonos como son la turbación dada por la hidrodinámica propia de los estanques y la bioturbación del sedimento realizada por los peces principalmente los detritófagos (carpa barrigona); efecto del chinchorro en los estanques que removía los sedimentos permitiendo la liberación del fósforo al agua; remoción de éstos por el aumento del flujo de agua, además de que parte de este fósforo pudo provenir de una carga previa de fertilizante de un cultivo anterior. Esto último permite la liberación de los fosfatos en la columna de agua, ya que parte del fósforo que interviene en el ciclo orgánico queda inmovilizado en los sedimentos, parte como fosfato cálcico o como fosfato sódico dándose el intercambio entre el sedimento a partir de los grados de oxidación de las formas iónicas de sodio y calcio, esto debido principalmente a que se da una precipitación de sales en la época cálida que hacen que las formas fosfatadas precipiten como sales de fósforo y que en algunas épocas del año eran visibles ya que flotaban en la superficie de los estanques esto favorecido por la alta mineralización que se presenta (Margalef, 1983).

Los ortofosfatos presentaron un comportamiento inverso a los de la dureza y la alcalinidad debido a que una alta concentración de CaCO_3 causa la precipitación rápida del fósforo

(Wetzel, 1981) por lo que grandes cantidades de ortofosfatos no son utilizados debido a la sedimentación en el fondo (Arredondo, 1987) lo cual provoca que al tomar las muestras de agua no se detecten elevadas cantidades de estos elementos.

Finalmente, la cantidad de ortofosfatos solubles se considera adecuada para el cultivo de carpas ya que Stickney (1994), considera que la concentración de este nutrimento en los ambientes acuáticos puede variar de 0.01 mg/l a más de 200 mg/l destacando entre estos sistemas los estanques de piscicultura. Algunos expertos israelitas suponen que dosis por arriba de los 9.5 mg/l no provocan alteraciones ya que cualquier cantidad que exceda este nivel será fijada o liberada tan rápidamente que tiene poco efecto sobre la productividad (Arredondo, 1987, Boers, *et al.*, 1991). Pero, estos rangos fueron demasiado bajos en los estanques debido principalmente a la precipitación de sales, además de que el fósforo en los ambientes acuáticos es el principal factor limitante, además cuando es disponible el fitoplancton lo aprovecha rápidamente.

PARÁMETROS BIOLÓGICOS.

FITOPLANCTON.

Para fitoplancton se observan tres máximos; uno de junio a octubre con 7,047 UB/l, otro de noviembre a enero con 23,946 UB/l que es la máxima densidad y el último de febrero a mayo con 6,143 UB/l, observándose una tendencia similar para ambos estanques, estas densidades se consideran bajas para estanques de cultivo fertilizados, ya que para otros estanques las densidades fluctúan entre 304,603,000 a 529,974,000 org/l (Quiroz, 1990); estas densidades bajas respondieron principalmente a la elevada mineralización que limitó la productividad (Fig. 29).

Estos máximos fitoplanctónicos respondieron a la variación en la concentración de nutrimentos como el amonio que fue asimilado por las algas ya que en los máximos de éstas, el amonio disminuyó y en el caso del fósforo, éste fue utilizado por las microalgas para sus procesos metabólicos, estas variaciones derivaron de las tasas de fertilización que se llevaron a cabo en los estanques.

Para ambos estanques el grupo dominante en cuanto a diversidad fue el de las diatomeas, aunque las cianofitas tuvieron una mayor densidad, esta alta diversidad de diatomeas sólo se da en aguas muy mineralizadas como lo indican las siguientes especies: *Rhopalodia gibba*, *Synedra ulna*, *Navicula constans*, *Cymbella microcephala* (Ortega, *et al.*, 1995).

De igual manera para ambos estanques el grupo dominante en densidad fueron las cianofitas, que representan en estanques de cultivo signos de productividad o eutrofia, dándose este caso en los estanques en el mes de diciembre con las siguientes especies que son indicadoras de aguas eutróficas: *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia glauca*, *Oscillatoria limosa* y *Spirulina major* (Ortega, *et al.*, 1995), (Figs. 32 y 33).

Las diatomeas fueron abundantes porque éstas tienen un buen desarrollo a cualquier temperatura, concentración de nitrógeno y fósforo (Harper, 1992; Shie & Liu, 1991) y a pesar de que la temperatura de la superficie durante la mayor parte del tiempo es mayor a 20°C, estas algas se encontraron en alta abundancia, lo cual indica que posiblemente no exista en los estanques una deficiencia de sílice, sino de otro nutrimento, mientras que para las cianofíceas la temperatura óptima de desarrollo debe ser mayor a los 25°C con una razón N/P menor a 29 (Delincé, 1992), sólo se observa un pico de cianofíceas en agosto en donde la temperatura del agua fue cercana a su óptimo de desarrollo.

En el estanque dos se manifestó una menor densidad debido a que existe una mayor presión de pastoreo por parte del zooplancton y de las poblaciones icticas de los estanques, ya que ésta es una de las fuentes de alimento natural que tienen y que sirven de alimento a los peces, principalmente para la carpa israel y la mojarra; es por eso que el estanque dos presenta un mejor desarrollo de la población ictica y mayores abundancias de zooplancton los cuales se alimentan principalmente de diatomeas y cianofitas filamentosas y en menor grado de clorofitas (Delincé, 1992).

La asimilación de nitrógeno en sus principales formas (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) por las algas puede ser diferencial, ya que el estado menos oxidado requiere menos energía para su fijación (Sánchez y Lara, 1986), además de que la mayoría de las algas reducen el nitrato a nitrito y éste a amonio por medio de enzimas llamadas reductasas (Margalef, 1983), las cuales para llevar a cabo estas reducciones requieren de mucha luz, por lo que en el caso de estos sistemas en donde la zona fótica es grande, ésta sería un factor determinante en el consumo de cualquier forma de nitrógeno y el fitoplancton utilizaría el amonio directamente representando además un medio eficiente de remoción de nutrimentos tóxicos como en este caso (Delincé, 1992).

El fitoplancton se registró bajo para ambos estanques, principalmente para el estanque dos; lo cual indica una baja productividad de estos cuerpos de agua, probablemente también a la poca disponibilidad del fósforo en los estanques, esto debido a que por ser cuerpos de agua muy mineralizados, es decir, extremadamente duros, presentan un tipo de oligotrofia mantenida, en las cuales las grandes entradas de material calcáreo se mantienen por mucho tiempo y presentan una reducción en la productividad debido a que los nutrientes que llegan a los estanques son inaccesibles, más que por deficiencia en la entrada de los mismos, como es el caso de la verdadera oligotrofia, sino que en estas condiciones de exceso de bicarbonatos, la productividad es suprimida debido a las interacciones orgánicas-inorgánicas sobre el metabolismo de la macro y microflora (Flores-Nava, 1994).

Las altas durezas y alcalinidad resultan poco benéficas para la productividad primaria y bajo altos niveles de calcio en el agua, bajan los niveles de nitrógeno y fósforo, ya que la reacción Ca-PO_4 que se da a nivel de los sedimentos, forma quelatos con los nutrimentos como CaPO_4 u otro tipo de sales, que lo hacen no disponible para el fitoplancton y macrofitas (Wetzel, 1981; Flores-Nava, 1994).

En términos de clasificación y evolución trófica estos sistemas se pueden clasificar como saprotroáficos de acuerdo al Cociente de Asociación de Nygaard (1947), este cociente se basa en el estudio de los efectos de la contaminación sobre el conjunto de organismos como marco de referencia, en este caso las poblaciones de algas (Ortega, *et al.*, 1995); los estanques presentan un valor de 8.5; que indica un estado trófico de saprotrofia, que abarca aguas con alto contenido de materia orgánica, este valor fue alto sólo en los períodos en que la fertilización fue continua ya que ésta aporta grandes cantidades de materia orgánica y debido a esto se presentó este valor.

Estos sistemas también se pueden clasificar por medio de la valencia saprobica de las especies y sistemas saprobios que está relacionado con la contaminación por materia orgánica y los organismos que viven en la zona quimiobiótica que se define como el incremento de la cantidad de materia orgánica que es capaz de ser descompuesta por los degradadores. De acuerdo a este índice propuesto por Sládecek, (1973) (citado en Ortega, *et al.*, 1995) se clasifican como limnosaprobios por presentar intervalos de saprobiedad de 0.6 a 2.6 pasando de la xenosaprobiedad hasta α -mesosaprobiedad que abarca aguas de manantiales representadas principalmente por desmidios: *Closterium* sp y *Cosmarium* sp, que abarcó la primera mitad del estudio, donde la fertilización no fue continua; hasta aguas de estanques donde dominan las diatomeas y clorofitas hacia el final del estudio (Cuadro 7) (Ortega, *et al.*, 1995).

Cuadro 7. Indices de saprobiedad de las algas presentes en los estanques.

ESPECIE	INDICE	ESPECIE	INDICE
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	2.4	<i>Microcystis aeruginosa</i>	1.75
<i>Anabaena oscillarioides</i>	2.0	<i>Navicula cuspidata</i>	2.6
<i>Amphora ovalis</i>	1.6	<i>Pinnularia nobilis</i>	1.0
<i>Closterium acutum</i>	1.5	<i>Pediastrum duplex</i>	1.7
<i>Cosmarium reniforme</i>	0.8	<i>Pediastrum tetras</i>	1.75
<i>Ephitemia turgida</i>	2.0	<i>Rhopalodia gibba</i>	1.0
<i>Fragilaria construens</i>	2.0	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	2.0
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.4	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	2.1
<i>Frustulia rhomboides</i>	0.6	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	2.1
<i>Gomphonema acuminatum</i>	2.2	<i>Synedra ulna</i>	1.95

ZOOPLANCTON.

El zooplancton se presentó con mayor densidad en gran parte del estudio, en el estanque dos, lo cual pudo deberse a que la mayoría del zooplancton no sólo se alimenta de fitoplancton sino también de material suspendido o detritus dependiendo de su tamaño y mecanismos de movimiento (Payne, 1986).

Margalef (1983) cita que los copépodos suelen representar del 33 a 50% del zooplancton de aguas continentales. Los organismos dominantes fueron los copépodos y los rotíferos; éstos

se presentaron principalmente en el estanque dos, en contraste los cladóceros sólo estuvieron presentes en agosto para el estanque uno, y en agosto, octubre, noviembre y mayo para el estanque dos. Esto podría ser debido a que al elevarse la temperatura (principalmente en agosto y mayo) pudo promover el desarrollo de huevos durables que habían sido depositados anteriormente. Los rotíferos siempre estuvieron presentes con mayor densidad en el estanque dos; ya que éste se comportó de mesotrófico a eutrófico y son organismos que predominan en este tipo de aguas, además son sésiles y litorales los cuales requieren la presencia de macrofitas sumergidas; característica que presentó sólo el estanque dos (Edmonson, 1944, Huet, 1978; Wetzel, 1981).

Los copépodos se presentaron más frecuentemente para el estanque uno en junio, agosto, octubre y mayo y para el estanque dos en junio, agosto y enero, los rotíferos en invierno al ser una de las épocas de reproducción como se observó al cuantificarlos. Cabe señalar que se observó zooplancton de talla pequeña, de acuerdo al tipo de especies encontradas, lo cual indica una alta predación, aunque también se observaron organismos grandes como los copépodos (De Bernardi, 1981).

Al inicio del período de cultivo (cuatro primeros meses) los estanques presentaron una profundidad de 1.45 m y 1.30 m respectivamente y una transparencia promedio de 0.79 m, coincidiendo con valores bajos de alcalinidad, dureza, ortofosfatos y conductividad. En estas condiciones la comunidad zooplanctónica estuvo constituida principalmente por copépodos (85% y 64% del total para el estanque uno y dos respectivamente) y rotíferos (12%), esto concuerda con las características de sistemas que han sido recientemente llenados, donde los copépodos y rotíferos son típicamente colonizadores de aguas mineralizadas, lo cual concuerda con lo observado en el presente estudio y lo reportado por otros autores (Figs. 37 y 38) (Taylor y Mahoney, 1990; Wyngaard, *et al.*, 1991, Suárez-Morales, *et al.*, 1996).

Mastigodiatomus alburquerqueensis fue la especie más abundante, y se debió a que al ser filtrador activo, puede desplazarse con mayor velocidad (comparado con otros organismos zooplanctónicos) y con esto filtrar mayor cantidad de alimento, que es básicamente algas, en menor grado bacterias y en algunos casos detritus orgánico.

Puntualizando, con respecto a los cladóceros su densidad fue baja debido a que presentan alta mortalidad hacia los meses de verano posiblemente como resultado de la competencia por alimento y por la elevada mineralización (Cole, 1988), otra causa de su baja densidad es que *Cyprinus carpio rubrofuscus* incluye en sus hábitos alimenticios al zooplancton (Edmonson, 1944). En términos de producción, la proporción es menor ya que la tasa de renovación de los cladóceros es más lenta que la de los copépodos, además de que éstos se catalogan como organismos de aguas eutróficas, (Wetzel, 1981; Gilbert, 1988; Delincé, 1992).

De acuerdo a Cole, (1988), el rotífero *Brachionus havanaensis* domina en aguas muy mineralizadas y sobre otros rotíferos, lo que concuerda con lo observado en el presente estudio.

POBLACIÓN ÍCTICA.

RELACIÓN PESO-LONGITUD.

Los valores de pendiente de casi todas las especies, exceptuando al híbrido de la mojarra en el estanque dos, son menores a tres, lo cual indica que presentaron un crecimiento de tipo alométrico negativo, es decir, que estos organismos crecen más en longitud que en peso, mientras que la mojarra del estanque dos, tuvo un valor de pendiente mayor a tres lo que caracteriza un crecimiento de tipo alométrico positivo con un mayor crecimiento en peso que en longitud (Everhart y Young, 1989; Horváth, 1992) (Cuadro 4).

Cuando los organismos son cultivados en sistemas donde no existe un control en lo que se refiere a las características ambientales y de manejo de los mismos, su crecimiento se ve afectado y por ende éste no es proporcional. Esta desproporción en el crecimiento se debió principalmente a las presiones a las que estuvieron sometidas todas las especies del cultivo, como fue la baja productividad, debida a la alta mineralización; discontinuidad en la fertilización y a la alta mineralización que influyó en el crecimiento de los peces, principalmente para el estanque uno; ya que la carpa herbívora tuvo que prescindir de su alimento preferencial y tuvo que comer otra cosa, no así para el estanque dos, en donde la presencia de macrofitas sumergidas proveían de alimento suplementario a las especies de este estanque (Schroeder y Berner-Samsonov, 1986).

La elevada mineralización afectó a las carpas herbívoras ya que se capturaron muy pocos organismos en los muestreos y los observados presentaban flacidez del vientre, las especies zooplanctófagas tuvieron que buscar otra alternativa alimenticia porque el zooplancton se encontró en bajas densidades dadas principalmente por la mineralización y a la depredación que sufrían por las especies en cultivo que hacían que sus densidades fueran bajas, principalmente en el estanque dos y en el otro estanque se presentó competencia con poecilidos, que se desarrollaban en el sistema y que estuvieron motivadas por la alta densidad de organismos, además de que en el estanque dos se presentó una menor área como consecuencia de los constantes aumentos y disminuciones del volumen que se dieron de septiembre a noviembre con lo que se vió favorecida esta densidad.

Otro motivo de esta desproporción del crecimiento fue el provocado por algunos factores ambientales como las bajas temperaturas registradas en la época invernal, que motivó el nulo crecimiento de los peces. En las especies estudiadas se observó una disminución en el valor en la condición y la relación peso-longitud es un reflejo de ella.

**ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

FACTOR DE CONDICIÓN MÚLTIPLE.

El factor de condición múltiple (KM), se utiliza frecuentemente para poder conocer el estado del pez en cultivo, el cual toma en cuenta la altura de los organismos, con lo que se reducen errores debidos a la variabilidad que sufren los mismos que puede ser ocasionada por la alteración de las características fenotípicas que están dadas por las variaciones genéticas y las provocadas por la estancia de los peces en un sistema no controlado, por lo que la *k* de Fulton se hace poco efectiva (Medina, 1980).

El cultivo se vió sometido a la alta mineralización y a las bajas temperaturas en el período otoño-invierno, esto provocó una disminución en el peso corporal porque el pez redujo su metabolismo al no tener una adecuada alimentación, lo que repercutió directamente en su condición, ya que como se pudo ver ésta fue baja en los meses de noviembre a febrero (Figs. 41 y 42). Otra variable que afectó a las especies en cultivo fue la cantidad de alimento, presentándose máximos en el factor de condición en los casos en que hubo altas densidades de fito y zooplancton (Figs. 29 y 34).

Al comparar la condición de las especies por estanque se encontró para el caso de las carpas que ésta fue mayor en el dos mientras que para la tilapia fue equivalente en ambos sistemas, lo que respondió a una mayor disponibilidad de alimento en este estanque, en donde las tasas de fertilización fueron más continuas existiendo material orgánico particulado como recurso alimenticio, además de una comunidad macrofítica como fuente alternativa en su dieta.

En términos generales se considera que el valor de KM fue bajo para las carpas, tomando en consideración el promedio obtenido para las mismas; el clima templado al parecer fue la razón más importante ya que las fluctuaciones temporales del KM para los peces se vincularon en lo general con la variación de temperatura. Además de manera comparativa el KM promedio obtenido para la carpa barrigona en los estanques fue bajo comparado con lo reportado por Hernández-Avilés y Peña-Mendoza (1992) para un bordo de temporal en condiciones de clima cálido donde el KM promedio para la especie fue de 62.06.

Finalmente se puede mencionar que las carpas barrigonas obtuvieron un KM mayor (el doble) en el estanque dos que en el uno debido principalmente a que por ser consumidora de detritus y organismos bentónicos encontró mejores condiciones de alimentación en comparación con la carpa herbívora que su KM fue 3.5 veces mayor, en organismos que tenían dos años de edad y está relacionado con la presencia de macrofitas sumergidas en este estanque que les proporcionó alimento necesario para su desarrollo, en la carpa israel fue mayor 1.6 veces en el estanque uno por efecto de una menor densidad de carga en el estanque, a pesar de que en este estanque la única fuente de alimentación era el plancton por ser el estanque que tuvo discontinuidad en la fertilización y por último el híbrido de tilapia que presentó un KM equitativo en ambos estanques, lo que quiere decir que en ambos estanques aprovechó de igual manera los recursos alimenticios.

ECUACIÓN DE CRECIMIENTO.

La capacidad de los peces para crecer está influenciada por factores tanto intrínsecos como extrínsecos, que limitan o favorecen el desarrollo de los organismos, de los primeros destacan las características genéticas que se reflejan en las fenotípicas y los segundos son los ecológicos como las condiciones químicas y físicas del agua, así como el alimento disponible y la interacción con otras especies (Stickney, 1994).

Un factor importante es la disponibilidad de alimento, ya que está en relación directa con la densidad de peces en el estanque, pues al encontrar más alimento disponible y menor competencia, tendrán un mejor desarrollo en el tiempo.

La utilización de policultivos piscícolas favorece el aprovechamiento de alimento natural distribuido en diferentes lugares de la columna de agua, lo cual permite una menor competencia a pesar de manejar densidades más o menos altas (Bardach, *et al.*, 1972); sin embargo, en este estudio la cadena de pastoreo estuvo fuertemente limitada desfavoreciendo a las especies planctófagas, únicamente los consumidores de materia orgánica particulada encontraron el recurso alimenticio disponible sobretodo para el estanque dos en donde la fertilización fue continua.

En los diagramas de cajas y los gráficos de la ecuación de von Bertalanffy (Figs. 43 a 54) se pueden observar los incrementos mensuales para cada una de las especies del policultivo, al ilustrar la mediana de cada uno de los muestreos así como la distribución de todos los datos a lo largo del período de estudio (Salgado-Ugarte, 1992).

Durante el periodo de estudio los incrementos en longitud fueron lentos, presentándose una baja de peso en los meses fríos, debido a las bajas temperaturas como se observa en los diagramas de cajas de donde se deduce que los organismos reducen su tasa de alimentación en condiciones poco favorables, tal como lo reporta Horváth, (1992), aunado además de la discontinuidad en la fertilización en el estanque uno, que provocó una disminución del alimento disponible; esta es la razón por la cual los valores no se ajustan al modelo de von Bertalanffy, ya que uno de los supuestos es que los mayores incrementos se presentan en las primeras etapas de crecimiento (Gómez, 1994).

En general, el crecimiento de los organismos se puede dividir en tres períodos: uno que va desde la siembra (junio y agosto) al mes de noviembre donde hay un crecimiento paulatino y lento, el otro de noviembre a febrero donde el crecimiento prácticamente se detiene porque los organismos disminuyen su metabolismo conforme baja la temperatura (Stickney, 1994), la cual en este período llegó a ser de 13°C en superficie, se puede hablar de letargo en el crecimiento por parte de los peces y el último de marzo a junio con un pico de crecimiento más acelerado que el primero. El ritmo de crecimiento de las especies depende de la temporada del año, generalmente en invierno comen muy poco y a partir de marzo y abril incrementa este ritmo (Juárez, 1981), este comportamiento se vió reflejado en los diagramas de cajas.

Al comparar las tallas máximas y los tiempos en que se alcanzan para cada una de las carpas para cada uno de los estanques, se encontró que para ambos estanques se requiere un tiempo máximo de dos años para alcanzar una talla aceptable (peso comercial 250 g) (Cuadros 8 y 9).

Cuadro 8. Parámetros del modelo de Von Bertalanffy para ambos estanques.

ESTANQUE UNO.				
Especie	L_{∞} (cm)	W_{∞} (gr)	t_0	Tiempo para aproximarse a L_{∞} (meses)
<i>C. carpio rubrofusca</i>	30.79	431.67	0.031	19
<i>C. carpio specularis.</i>	26.15	285.71	0.649	25
<i>Ctenopharingodon idellus</i>	35.88	427.19	0.529	28
<i>Oreochromis</i> sp (híbrido)	19.99	137.13	1.299	20
ESTANQUE DOS				
Especie	L_{∞} (cm)	W_{∞} (gr)	t_0	Tiempo para aproximarse a L_{∞} (meses)
<i>C. carpio rubrofusca</i>	30.73	517.38	0.24	18
<i>C. carpio specularis.</i>	28.12	306.1	0.605	20
<i>Ctenopharingodon idellus</i>	52.66	1720.13	3.613	26
<i>Oreochromis</i> sp (híbrido)	19.25	146.22	1.324	19

Horváth, (1992), indica que la carpa, principalmente la barrigona, en climas cálidos puede alcanzar en un año el mismo crecimiento que en tres años en climas templados, aunque en estos sistemas mineralizados éste se alcanzaría en un tiempo intermedio (dos años) y con un mejor manejo se esperaría reducir el mismo (año y medio). En México bajo condiciones de clima cálido se han registrado crecimientos máximos en intervalos de 6 a 8 meses (Hernández-Avilés y Peña-Mendoza, 1992) y en climas templados hasta dos años con manejo extensivo (Galindo y Loera, 1994).

Cuadro 9. Pesos promedios y máximos de cada una de las especies para ambos estanques.

ESTANQUE UNO.			ESTANQUE DOS		
Especie	Peso Prom.	Peso Máx.	Especie	Peso Prom.	Peso Máx.
<i>C. carpio rubrofuscus</i>	40	230	<i>C. carpio rubrofuscus</i>	130	330
<i>C. carpio specularis</i>	21.8	70	<i>C. carpio specularis</i>	37.1	82
<i>Ctenopharingodon idellus</i>	44	100	<i>Ctenopharingodon idellus</i>	50	120
<i>Oreochromis sp</i>	25.5	63	<i>Oreochromis sp</i>	47.5	75

Así se puede decir que en estos sistemas sólo se tienen seis meses efectivos de crecimiento, que es en la temporada cálida, por lo que se debe aprovechar este tiempo para la optimización del sistema haciendo un manejo semi-intensivo con alimento complementario, ya que en esta época es donde los niveles de alcalinidad y dureza van de medios a bajos y la productividad fitoplanctónica es adecuada.

Para la temporada fría se recomendaría hacer un manejo intensivo con alimento complementario proporcionando cereales, desechos de vegetales, para favorecer un mayor crecimiento de las especies porque en esta época los niveles de dureza y alcalinidad son altos limitando la productividad y por ende provocando que las densidades planctónicas no sean adecuadas.

Algunas especies como la tilapia requieren de alimento suplementario para un mejor crecimiento, Quiroz (1990) reporta que los híbridos de *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis aureus* requieren del 30 al 40% de alimento para crecer óptimamente, también reporta que la carpa crece hasta el 50% más si se agrega alimento balanceado. Por la ausencia de alimento suplementario y por cuestiones particulares de cada sistema como el porcentaje de cada especie, las densidades, el manejo y el lugar donde se llevan a cabo los experimentos, los datos de incremento en peso son variables.

Para el crecimiento de las carpas se puede observar en los diagramas de cajas (Figs. 44, 46, 50 y 52) asimetría en la distribución de los datos, lo que podría ser un indicio del posible efecto de la competencia intraespecífica (Begon, *et al.*, 1988), dado que el recurso alimenticio autóctono es limitante por efecto de la mineralización; además de la presencia de casos extraordinarios en la mayoría de los meses de muestreo, lo que refleja el efecto de tener dos poblaciones de diferente edad, ya que durante todo el estudio se colectaron organismos de talla grande que son la reminiscencia de una siembra anterior, lo que provocó una talla más pequeña que hizo que los datos se agruparan de esta manera (DeBernardi, 1981).

Harper (1992) menciona la conveniencia de tener dos poblaciones, ya que la presencia de organismos de diferente edad aunque sean de la misma especie favorece relaciones sinérgicas positivas que se manifiestan en una mejor distribución de los recursos

alimenticios al hacerse un uso diferencial del tamaño de partícula así como el efecto de la fertilización dada por la excreción de los peces, por lo que se ha visto la pertinencia de que incluso en los monocultivos acuícolas se manejen con organismos de diferentes edades.

La ecuación de crecimiento se basa en la diferencia entre las tasas de anabolismo y catabolismo, que se ve influenciada por los cambios ambientales y por la calidad y cantidad de alimento (Gómez, 1994), así bajo condiciones desfavorables hay un mayor estrés en los peces y pérdida de peso corporal como en el caso de las carpas y las tilapias por efecto de la temperatura ya que éstas se desarrollan mejor en condiciones de clima cálido y por la discontinuidad en la fertilización se ocasionó que el alimento natural fuera menos disponible creando competencia que afectó el crecimiento de los mismos, sobretodo en el estanque uno.

RENDIMIENTOS PISCÍCOLAS.

Los rendimientos ciprínícolos reportados en México bajo condiciones de manejo extensivo fluctúan entre 200 y 1000 kg/ha/año (Franco 1981, Arredondo y García, 1982; Esquivel, *et al.*, 1989, Galindo y Loera, 1994), para cultivos semi-intensivos estos son superiores a los 1000 kg/ha/año e inferiores a 3300 kg/ha/año (Sánchez y Navarrete, 1987), y para sistemas intensivos se han registrado rendimientos entre 4000 y 5500 kg/ha/año (Quiroz, 1990). Los rendimientos en el estanque uno caerían dentro del primer nivel de intensificación acuícola, mientras para el estanque dos estaría próximo a los rendimientos inferiores de un nivel semi-intensivo.

Los bajos rendimientos registrados en el estanque uno, respondieron fundamentalmente a la discontinuidad en la fertilización, además de las condiciones propias de estos sistemas, donde la baja productividad primaria es consecuencia de las bajas temperaturas típicas de climas templados, así como de la elevada mineralización del agua.

En el estanque dos los rendimientos fueron mayores al tener una fertilización más continua que favorecía el incremento en las comunidades planctónicas además de que en este estanque se desarrolló de una comunidad macrofítica, que sirvió de alimento a los peces principalmente a la carpa israel, carpa barrigona y carpa herbívora.

CONCLUSIONES.

En los estanques se definió una etapa de dilución durante 4 meses y otra de concentración de sales de 8 meses, como resultado de los procesos de precipitación y evaporación respectivamente, que se reflejó en las características del agua subterránea que alimentaba a los mismos. Estas etapas se hicieron más evidentes con las fluctuaciones de nivel en los estanques dadas por las condiciones ambientales y el manejo del sistema de bombeo.

La temperatura del agua fluctuó entre 24°C durante el verano y 12°C en el invierno. De acuerdo a su comportamiento térmico, estos sistemas se clasificaron como polimícticos cálidos continuos ya que presentaron una circulación permanente en la columna de agua, favoreciéndose una homogeneización de las características químicas.

El oxígeno fluctuó de niveles de saturación y sobresaturación, debido principalmente a un sistema de escalonamiento de la toma de agua al estanque uno, más que por la productividad primaria fitoplanctónica la cual fue muy baja. En el estanque dos la producción de este gas estuvo también sustentada por una comunidad macrofítica sumergida.

La dinámica de las sales dadas por las fases de dilución y concentración, así como por los procesos de precipitación y floculación en los estanques definieron condiciones fluctuantes de baja a elevada mineralización a través del año, como se reflejó en la conductividad. Asimismo el pH fluctuó de ligeramente neutro a muy alcalino; la alcalinidad presentó de bajas a muy elevadas concentraciones, comportándose las aguas como muy duras.

De acuerdo con las concentraciones de nutrimentos los estanques fluctuaron de niveles mesotróficos a eutróficos e incluso en algunos periodos hipereutróficos. Las variaciones en las concentraciones de fósforo respondieron a su dinámica sedimentaria, favorecida por la formación y precipitación de sales, así como por los procesos de floculación principalmente durante la época cálida. Otro factor que influyó en estas condiciones tróficas contrastantes fue la discontinuidad en la fertilización, principalmente para el estanque uno.

Las densidades de fitoplancton y zooplancton fueron bajas todo el año, como consecuencia de la elevada mineralización del agua durante ocho meses, a la poca disponibilidad de nutrimentos en ciertos periodos del año, así como al efecto de las bajas temperaturas durante el otoño e invierno.

La riqueza de especies de fitoplancton y zooplancton encontradas son típicas de aguas altamente mineralizadas como las diatomeas *Pinnularia major*, *Navicula cuspidata*, el copépodo *Mastigodiptomus albuquerqueensis* así como el rotífero *Brachionus quadridentata*, los cladóceros no fueron abundantes ya que a concentraciones elevadas de calcio, las poblaciones decrecen o desaparecen.

El estanque dos obtuvo un mayor crecimiento, debido principalmente a las mayores fluctuaciones de nivel en este estanque que favoreció el desarrollo de una comunidad macrofítica, que sirvió de sustento a las poblaciones en cultivo. Además en este estanque la fertilización fue más continua a lo largo del año.

De acuerdo a las ecuaciones de von Bertalanffy, las especies ícticas alcanzarían su longitud y peso máximo en un tiempo aproximado de dos años en el estanque dos, encontrándose pesos y longitudes máximas de 52 cm y 1720 gr, por lo que se recomienda hacer un manejo semi-intensivo en los meses cálidos e intensivo en los meses fríos, para incrementar de esta manera los rendimientos y disminuir el tiempo a un año y medio para obtener organismos de mayor tamaño.

Cyprinus carpio rubrofuscus presentó el mejor crecimiento de las especies en cultivo, alcanzando pesos promedio de 130 g y pesos máximos de 330 g en 11 meses, en el estanque dos.

Los rendimientos obtenidos fueron de 334.8 kg/ha/año y 848.4 kg/ha/año para ambos estanques. Para obtener mayores rendimientos se propone como alternativa de manejo, la utilización de manera semi-intensiva en la época de alta productividad con fertilización y alimento complementario y en la época de alta mineralización y baja productividad hacer un manejo intensivo con la administración de alimento complementario y utilizando organismos detritófagos y omnívoros para favorecer la cadena de pastoreo y de detritus aprovechando mejor los recursos del sistema.

ALTERNATIVAS DE MANEJO.

La dinámica limnológica de estos estanques se caracteriza por una productividad alta en los meses cálidos del año (primavera-verano), la cual disminuye consecutivamente hacia los meses fríos (otoño-invierno), presentándose una estrecha relación entre la productividad primaria y las fluctuaciones de la temperatura.

La mineralización del agua sufre una fluctuación anual análoga a la temperatura, así las concentraciones máximas de alcalinidad y dureza se presentan durante la época de estiaje donde se favorece un proceso de concentración, mientras que para la época de precipitación pluvial las concentraciones de estos parámetros fueron mínimas, lo que conlleva a un efecto de dilución en el sistema.

Asimismo, en este tipo de cuerpos de agua se presenta una pérdida de nutrimentos, principalmente de fósforo hacia los sedimentos por los procesos de formación y precipitación de sales lo que produce condiciones oligotróficas.

En función a esta dinámica, se propone como alternativa de manejo intensificar la fertilización durante la fase diluida que corresponde con los meses cálidos del año, donde las tasas de degradación de la materia orgánica se vean favorecidas, incrementándose la productividad primaria. Asimismo se recomienda para este período hacer un manejo semi-intensivo con fertilización orgánica procesada a través de una composta o de un biodigestor, con la finalidad de favorecer la cadena de pastoreo al incrementar la disponibilidad de nutrientes en un menor tiempo, así como ofrecer material particulado que pueda ser consumido por los peces detritívoros. Además se propone agregar alimento complementario (granos de trigo o maíz molido), buscando acelerar el crecimiento de las especies, ya que se han reportado mayores rendimientos cuando se utilizan estos cereales como alimento complementario (Sánchez y Navarrete 1987, Horváth, 1992).

Durante la época de estiaje y la temporada fría, que corresponde con los meses menos productivos del año se propone manejar el cultivo de manera intensiva, agregando un alimento complementario combinado con cereales y restos vegetales con la finalidad de reducir los costos (Fig.55).

Los rendimientos de ciprínidos asiáticos cultivados en el país, se incrementan de manera importante cuando se utiliza como estrategia el policultivo (Hernández-Avilés y Peña-Mendoza, 1992). Sin embargo, en estos ambientes donde la cadena de pastoreo tiende a ser pobre en una parte importante del año no es recomendable la siembra de peces fito o zooplanctófagos, por lo que la utilización de organismos consumidores de detritus o materia orgánica particulada son con los que se podrían obtener los mejores rendimientos, proponiéndose establecer un cultivo mixto con una especie omnívora (carpa israel) y una detritófaga (carpa barrigona) con lo que se aprovecharían mejor los recursos disponibles a lo largo del año en la columna de agua, además de que estas especies son las más resistentes a las condiciones de alta mineralización presente en los estanques.

Finalmente, resultaría del todo conveniente la siembra de organismos de talla mayor (10 cm) durante la época cálida (24°C) ya que éstos son más resistentes a la elevada mineralización del agua y aprovechan mejor el alimento natural y complementario, que se traduciría en una mayor ganancia en peso en un menor intervalo de tiempo (Fig. 56).

Con esta estrategia de manejo se obtendrían peces de talla comercial (400 g) en un período de aproximadamente 8 ó 9 meses. Realizando la siembra en el mes de febrero y cosechando en noviembre. Cabe señalar el problema de la obtención de crías, ya que en los centros de reproducción, los lotes de crías se tienen en los meses de junio, julio y agosto.

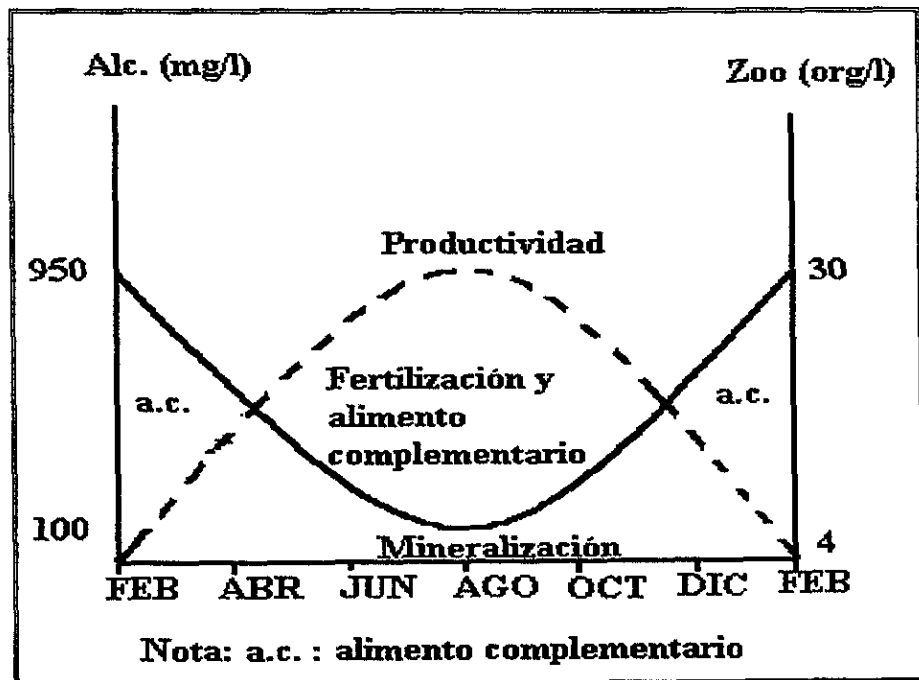


Fig. 55. Alternativa de manejo.

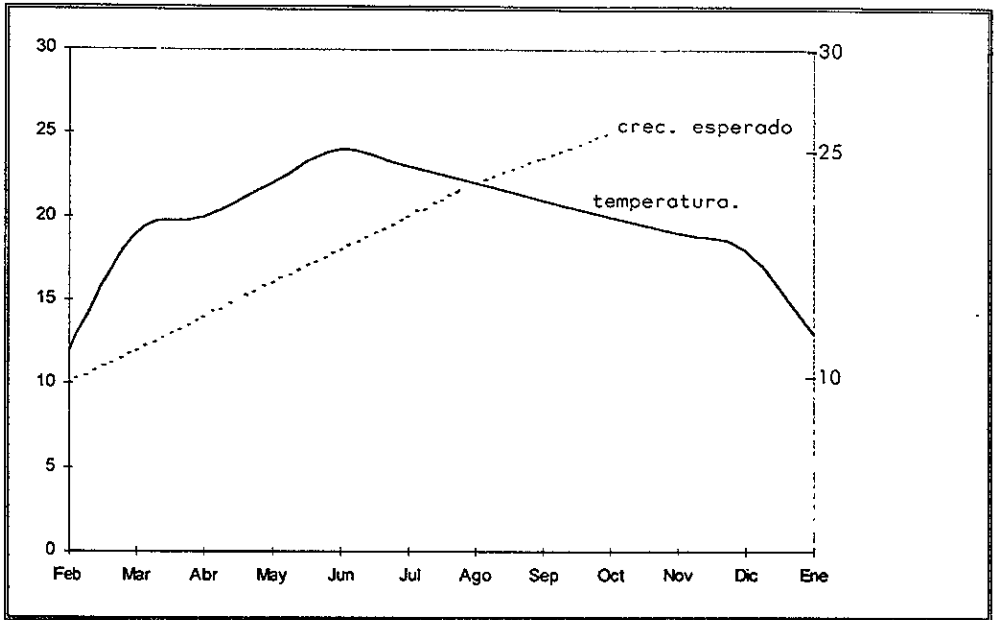


Fig.56. Alternativa de manejo.

LITERATURA CITADA.

- APHA, AWWA y WPFC, 1986. Standar Metods for the Examination of Water and Wasterwater. American Public Health Association. Washington. 874 p.
- Armengol, J. 1982. Ecología del zooplancton de los embalses. *Mundo Científico* 2(11):168-178.
- Arredondo, F.J.L., García, C.L.J. y Martínez, P.C.A. 1982. La conducta fisicoquímica y el rendimiento pesquero de un estanque temporal tropical utilizado para la piscicultura extensiva en el Estado de Morelos, México. *Revista Latinoamericana de Acuicultura* 12:1-18.
- Arredondo, F.J.L. 1987. Policultivo experimental de ciprínidos asiáticos en México. *Inst. Cienc. Mar y Limnol. Tesis de Posgrado. UNAM.* 83 p.
- Arredondo, J.L. F., 1990. Breve descripción de los criterios y técnicas para el manejo de calidad de agua en estanques de piscicultura intensiva. *Secretaría de Pesca. México.* 181 p.
- Arredondo-Figueroa, J.L. y S.D. Lozano-García. 1994. Water quality and yields in a polyculture of nannative cyprinids in Mexico. *Hidrobiologica* 4(1-2):1-8.
- Bardach, J.E.; J.H. Ryther and W.O. Mc Larney. 1972. *Aquaculture. The farming and hunsbandry of freshwater and marine organisms.* Copyright, John Wiley and Sons. New York and London. 868 p.
- Begon, M., J. L., Harper y C. R. Townsend. 1988. *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades.* Omega, S. A. España. 886 p.
- Boers, P., L. Van Ballegooijen, y J. Vunk., 1991. Changes in phosphorus cycling in a shallow lake due to food web manipulations. *Freshwater Biology.* 25:9-20.
- Bourrely, P. *Les algues d'eau douce. Initiation à la systemàtique.* Tome I, II, III, IV. Editions N. Boubée & Cie. Paris.
- Boyd, C. 1982. *Water quality in warm water fish pond.* Auburn University, Alabama USA. 359 p.
- Caballero, S.L. 1984. Determinación de algunos parámetros fisicoquímicos que pueden influir en el crecimiento de ciprínidos introducidos en un charco temporal (Ejido San Miguel Vidho, Estado de Hidalgo). *Informes S.S. UAM Xochimilco.*

- Cervantes, S.A., 1986. Manual de Técnicas básicas para el análisis de ambientes acuáticos del séptimo semestre de la carrera de Biología. ENEP Zaragoza. UNAM. México. 106 p.
- Ciros, J. P. 1994. Biodiversidad de Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) del Estado de México. Tesis Profesional. ENEP Iztacala. 78 p.
- Cole, G. A. 1988. Manual de Limnología. Hemisferio Sur, S.A. República Uruguay. 389 p.
- Contreras, E.F. 1984. Manual de técnicas hidrobiológicas. UAM Iztapalapa. México. 149 p.
- Dawes, C.J. 1986. Botánica Marina. Limusa. México. 355 p.
- DeBernardi, R. 1981. Biotic interactions in freshwater and effects on community structure. Bull. Zool. 48:353-371.
- Delincé, G. 1992. The ecology of the fish pond ecosystem with special refernce to Africa. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. 229 p.
- Departamento de Pesca. 1981. Cultivo de peces en bordos. centro acuícola Jala Colima. Coordinación General de Acuacultura. México. 16 p.
- Diana, J.S., C.K. Lin y P.J. Schneeberger. 1991. Relationships among nutrient inputs, water nutrient concentrations, primary production and yield of *Oreochromis niloticus* in ponds. Aquaculture. 92:323-341.
- Dimitrov, M. 1984. Intensive polyculture of common carp (*Cyprinus carpio* L.) and the herbivorous fish [silver carp (*Hipophthalmichthys molitrix* (Val.) and grass carp, *Ctenopharingodon idella* (Val.)]. Aquaculture 38:241-253.
- Edmonson, W. T. (Eds.) 1944. Fresh-water Biology. Second edition. U.S.A. 1248 p.
- Eknath, A.E.; Doyle, R.W. 1990. Effective population size and rate of inbreeding in aquaculture of Indian major carps. Aquaculture. 85(1-4):293-305.
- Eliás, F.G. 1994. Cultivo de la carpa común (*Cyprinus carpio*) en un bordo del Estado de México considerando la composición y algunos aspectos sobre la variación temporal de los grupos zooplanctónicos y del macrobentos, durante dos períodos de cultivo. Tesis. ENEP Iztacala. 85 p.
- Esquivel, G.A.; Arredondo, E.J.; Alba, H.I.; Pulido, F.E.; Cruz, S.C.; Aguilar, P.F.; Hernández, O.F.; Cortés, O.R.; González, R.S., González, R.N.; Crisóstomo, M.M.; Navarrete, S.N.A. y Eliás, F.G. 1989. Policultivo de las carpas *Cyprinus carpio* y *Carassius auratus* en un bordo rural temporal del Estado de México. Memorias del XIII Simposio de Biologías de Campo. ENEP Iztacala. México.

- Everhart, W. H. and W.D. Youngs. 1981. Principles of Fishery Science. Second edition. Cornell University Press. 350 p.
- Franco, R.S.C. 1981. Análisis del crecimiento y factor de condición de la carpa herbívora (*Ctenopharingodon idellus*, Cuvier et Valenciennes, 1839) en un embalse temporal. Tesis. UNAM. Facultad de Ciencias.
- Flores-Nava, A. 1994. Some limnological data from five water bodies of Yucatán as a basis for aquaculture development. An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM. 21(1-2):87-98.
- Flores, T.E. 1992. Policultivo de langostino *Macrobrachium rosenbergii* y carpas, herbívora *Ctenopharingodon idellus*, plateada *Hypophthalmichthys molitrix* y cabezona *Aristichthys nobilis* en estanques con fertilización inorgánica y alimento artificial. Tesis. ENEP Iztacala. 81 p.
- Galindo de S., Ma. C., y Loera, P., J., 1994. Evaluación de un policultivo piscícola en dos bordos permanentes del Estado de Tlaxcala. Tesis. ENEP Zaragoza, UNAM. México. 116 p.
- García, G.H.E. y E.M. Morales. 1988. Crecimiento de carpa caomún (*Cyprinus carpio*) empleando fertilización orgánica. Programa y resúmenes del Tercer Congreso Nacional de Acuicultura (AMAC'88). Instituto Nacional de Investigaciones sobre recursos bióticos. Universidad Veracruzana.
- García, E. 1981. Modificación al sistema de clasificación de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) 3a. edición. Offset Larios, S.A. México. 252 p.
- García-Bardell, J. J. 1985. Tecnología de las explotaciones piscícolas. Mundi Prensa. España. 326 p.
- García-Calderón, J.L. y Cabrera-Jiménez, J.A. 1990. La acuicultura, definición y límites 3-14. In: La Acuicultura en México, de los conceptos a la producción. Instituto de Biología, UNAM. 316 p.
- Gilbert, J.J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidenci, the mecanisms and the effects on zooplankton community structure. Limnol. Oceanogr. 33(6 part 1):1286-1303.
- Gómez, M.J.L. 1994. Métodos para determinar la edad en los organismos acuáticos. FES Zaragoza, UNAM. México. 89 p.
- Harper, B. and Pruginin, Y. 1985. Cultivo de peces comerciales. Limusa. México. 316 p.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of freswaters. Principles, problems and restoration. Chapman & Hall. 327 p.

- Hernández, A.J.S. 1987. Evaluación de la tasa de crecimiento y robustez de la mojarra: *Oreochromis urolepis hornorum* (Trewavas, 1980), carpa plateada: *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes) y carpa cabezona: *Aristichthys nobilis* (Richardson) en un sistema de policultivo extensivo en el estanque temporal de Chavarría, en el Estado de Morelos. Tesis. ENEP Zaragoza, UNAM. 94 p.
- Hernández-Avilés, J.S. y J.L. García-Calderon. 1990. La acuicultura, hacia el manejo integrado de los recursos. In: De la Lanza E.G. y J.L. Arredondo (compiladores). La Acuicultura en México: de los conceptos a la producción. Inst. de Biol., UNAM. México. 15-37 p.
- Hernández-Avilés, J.S. y Peña-Mendoza, B. 1992. Rendimientos piscícolas en dos bordos semi-permanentes en el Estado de Morelos, México. Hidrobiológica. Vol. 3/4:11-23.
- Hernández, M. M. V. 1994. Estimación del crecimiento de la carpa común (*Cyprinus carpio* Linneo 1758) cultivada en canales con aguas residuales. Tesis. ENEP Iztacala. 54 p.
- Horváth, L., 1992. Carp and Pond Fish Culture. Fishing News Books. Great Britain. 158 p.
- Huet, M. 1978. Tratado de Piscicultura. Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España. 741 p.
- INEGI, 1981. Síntesis Geográfica de Puebla. S.P.P. Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática. México. 91 p.
- Jiménez, G.F., Galviz, S.L., Segovia, S.F., Garza, G.H. 1988. Sanidad Acuícola. SEPESCA, México. 261 p.
- Johnson, S.K. 1988. Interpretación de análisis de agua para acuicultura. Extensionismo. FONDEPESCA. 1(16-17).
- Juárez, P.J.R., 1981. Efectividad de un alimento balanceado y tres malezas acuáticas en el crecimiento de la carpa herbívora (*Ctenopharingodon idellus*, Cuv. Et Val. 1839). Rev. Lat. Acui. No. 10:1-48 México, D.F.
- Khalaf, A.N. & L.J. MacDonald. 1975. Physicochemical conditioins in temporary ponds in the New Forest. Hydrobiologia 47(2):301-318.
- Lannan, J.E.; R.O. Smitherman y G. Tchobanoglous (Eds.). 1986. Principles and practices of pond aquaculture. Oregon State University Press. USA. 251 p.
- Laventer, Ch.; Dagan, Y. Y Mires, D. 1968. Biological observations in fish ponds in the Na'aman Region. Bamidgeh. 20:16-30.
- Lehman, P. W. 1981. Comparason of chlorophyll a and carotenoid pigments as predictors of phytoplankton biomass. Mar. Biol. 65:237-244.

- Lewis, W.M. Jr. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. Canadian Journal Fisheries Aquatics Sciences. 40:1779-1787.
- Liang, Y., J.M. Melack, J. Wang. 1981. Primary production and fish yields in chinese ponds and lakes. Transactions of the American Fisheries Society. 110:346-350.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Omega, S.A. Barcelona. 1001 p.
- Martínez, T. Z., Abriego, A. J., 1986. Modelo mexicano de policultivo. FONDEPESCA. México. 103 p.
- Medina, M.G. 1980. El factor de condición múltiple (KM) y su importancia en el manejo de poblaciones de la carpa Israel (*Cyprinus carpio specularis*). En: El factor de condición múltiple y el factor de conversión de alimentos. Depto. De Pesca. Manuales Técnicos de Acuicultura. Año 1. No. 1. México. 34 p.
- Michaels, V.K. 1988. Carp Farming. British Library CIP Data. Great Britain. 207 p.
- Needham, J. G. y Needham P. R. 1978. Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Reverté, S.A. U.S.A. 131 p.
- New, M.B. and Singholka. 1982. Freshwater prawn farming. Manual for the Culture of *Macrobrachium rosenbergii*. FAO. Fish Tech. Pap. 166-225
- Newman, J. 1959. Maximum depth and average depth of lakes. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 16(6):923-927.
- Ortega, M., J.L. Godínez, G.S. Garduño y M.G.M. Oliva. 1995. Ficología de México. Algas Continentales. AGT Editor, S.A. 221 p.
- Osorio- Tafall, B. F. 1942. Rotíferos planctónicos de México I, II y III. Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural 3(1-4).
- Palomino, S.G.; Ethel, M.L.G.; Albor, C.L. 1984. Evaluación de algunos parámetros bióticos y abióticos relacionados con el crecimiento de la *Tilapia* sp en el bordo temporal "Chavarría", Munic. de Coatlán del Río, Estado de Morelos. Tesis. UNAM. ENEP Zaragoza. 59 p.
- Patrick, R. and Reimer Ch. W. 1975. The Diatoms of the United States. Exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. I y II. Part 1. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia.
- Payne, A. I. 1986. The ecology of tropical lakes and rivers. John Wiley & Sons. Great Britain. 301 p.
- Pennak, R. W. 1978. Fresh-water Invertebrates of the United States. Second edition. U.S.A. 803 p.

- Pereiro, J.A. 1982. Modelos al uso en dinámica de poblaciones marinas sometidas a explotación. Madrid. 255 p.
- Ponce, P.J.T. 1983. Estudio del comportamiento fisicoquímico y productividad primaria en un embalse temporal utilizado para la piscicultura extensiva, en el Estado de Morelos, México. Tesis Profesional. ENEP Iztacala, UNAM. 90 p.
- Porras, D. 1987. Principios para la Acuicultura. Quito Ecuador. Corporación Financiera Nacional. 243 p.
- Quiroz, C.H. 1985. Utilización de fertilizantes orgánicos (excretas de vaca y cerdo) en la alimentación de peces (ciclidos-ciprinidos) en estanques rústicos. Tesis. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Escuela de Ciencias Biológicas.
- Quiroz, C.H. 1990. Fertilización intensiva en estanques rústicos de producción ejidal con policultivo piscícola como estrategia de integración de procesos agropecuarios en la acuicultura, en el Estado de Morelos, México. Tesis de Posgrado. Fac. De Ciencias. UNAM.
- Ricker, W.E. 1973. Linear regressions in Fishery Research. Fisheries Research of Canada 30:409-434.
- Ricker, E. 1975. Computation and interpretation of biological statics of fish population. Fish. Res. De. Can. Bull. 191-395.
- Rosas, M. N. 1976. Explotación y piscicultura de charcos temporales y permanentes en Michoacán. Inst. Nal. de Pesca. INP. México. 38 p.
- Salgado-Ugarte, I. H. 1992. El análisis exploratorio de datos biológicos, fundamentos y aplicaciones. ENEP Zaragoza, UNAM. Ediciones Marc. 243 p.
- Sámamo, A. 1931. Contribución al conocimiento de los Rotíferos de México. An. Inst. Biol. 2:157-163.
- Sánchez, G. S. P., M. A. Lara, U. 1986. Análisis fitoplanctónico e hidrológico de un cuerpo de agua dulce tropical: Laguna de Amela, Colima. Tesis. ENEP Zaragoza, UNAM. México. 142 p.
- Sánchez, M.R. 1984. Análisis de los aspectos biológicos y económicos en dos casos de piscicultura rural, con carpas (*Cyprinus carpio specularis*). Tesis. ENEP Iztacala. UNAM. México. 115 p.
- Sánchez, M.R. y Navarrete, S.N. 1986. Crecimiento y rendimiento de la carpa común (*Cyprinus carpio*) en dos bordos del Estado de México. 1er. Simposio Nacional de Acuicultura, Pachuca, Hidaigo.

- Sánchez, M.R., Navarrete, S.N.A. 1987. Rendimiento de la carpa espejo (*Cyprinus carpio specularis*) en bordos del Estado de México. Rev. Lat. Acui. Lima-Perú. No. 33-35-44 Set. Santa. María, G.M. y Velázquez, E.M. 1985. Cultivo intensivo de la carpa de Israel (*Cyprinus carpio specularis*) con tres tipos de alimento balanceado comercial. Tesis. UNAM. ENEP Zaragoza. 77 p.
- Schroeder, G. y E. Berner-Samsonov. 1986. The pond ecosystem and its control. In: Aquaculture of Cyprinids. Billard, R. et Marcel, J. (Eds.) INRA. Paris. 243-254 p.
- Schwoerbel, J. 1975. Métodos de Hidrobiología (Biología del agua dulce). Ediciones Blume. Madrid. 262 p.
- Secretaría de Pesca. 1988. Manual Biotecnológico para el cultivo y reproducción de ciprínidos en México.
- Secretaría de Pesca. 1982. Manual Técnico para el cultivo de la carpa.
- Secretaría de Pesca. 1986. La carpa y su manejo. Colección Nacional de Manuales de Capacitación.
- Serrano, L. and J. Toja. 1995. Limnological description of four temporary ponds in the Doñana National Park (SW Spain). Arch. Hydrobiol. 133(4):497-516.
- Shie, P. & J. Liu. 1991. Phytoplankton, specially diatoms, in the gut contents and faeces of two planktivorous cyprinids-silver carp and big head carp. In: Annual Report of State Key Laboratory for Freshwater Biotechnology of China. (Liu, J. et al., eds.), Beijing: International Academic Publishers. 31-38 p.
- Stickney, R.R. 1994. Principles of aquaculture. John Wiley & Sons, INC. USA. 502 p.
- Suárez-Morales, J. W. Reid, T.M. Llife y F. Fiers. 1996. Catálogo de Copépodos (Crustacea) continentales de la Península de Yucatán, México. ECOSUR-CONABIO. 296 p.
- Tavera, R. 1994. Diatoms from Papaloapan basin communities, México. Algological Studies. 74:35-65.
- Taylor, B.E. y Mahoney, D.L. 1990. Zooplankton in rainbow bay a Carolina Bay pond: population dynamics in a temporary habitat. Freshwater Biology 24:597-611.
- Thornton, K. W., B. L. Kimmel y F. E. Payne. 1990. Reservoir limnology: ecological perspectives. A Wiley & Sons, Inc. USA. 246 p.
- Torres-Orozco, R. E. y García-Calderón, J. L. 1995. Introducción al manejo de datos limnológicos. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa. México. 130 p.

USEPA. 1974. An approach to a relative trophic index system for classifying lakes and reservoirs. US Environmental Protection Agency, National Eutrophication Survey Working Paper. No. 22.

Wetzel, R.G. y G.E. Likens. 1991. Limnological Analises. Second edition. Springer-Verlag. New York. 390 p.

Wheaton, F.W. 1982. Acuacultura. AGT Editor, S.A. México.

Wyngaard, G.A., Taylor, B.E. and Mahoney, D.L. 1991. Emergence and dynamics of cyclopoid copepods in an unpredictable environment. *Freshwater Biology* 25:219-232.

Zhang, F.L., Y. Zhu y X.Y. Zhou. 1987. Studies on the ecological effects of varying the size of fish ponds loaded with manures and feeds. *Aquaculture* 60:107-116.

Zur, O. 1979. The appearance of chironomid larvae in ponds containig common carp (*Cyprinus carpio*). *Bamidgeh* 31(4):105-113.