

00381 22

2ej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

"DINAMICA ECOLOGICA Y PRODUCCION EN SISTEMAS DE POLICULTIVO PISCICOLA EN ESTANQUES RUSTICOS CON FERTILIZACION ORGANICA, INORGANICA Y COMBINADA EN EL ESTADO DE MORELOS".

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE DOCTOR EN CIENCIAS (BIOLOGIA)

P R E S E N T A

HECTOR QUIROZ CASTELAN

DIRECTOR: DR. ARMANDO ADOLFO ORTEGA SALAS

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

MEXICO, D.F. 1996



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## **DEDICATORIAS**

**Este trabajo lo dedico especialmente a mi Abuelo Casiano Quiroz Medina q.e.p.d., por dejar en un servidor la semilla de la testarudez que hizo posible la finalización de este esfuerzo académico.**

**A Arturo y Julia que son los dos luceros que iluminan mi camino.**

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Dr. Armando Ortega Salas por su apoyo durante el Doctorado.

Al Dr. Carlos Rosas Vázquez especialmente por su apoyo, consejos y sugerencias.

A la Dra. Guillermina Alcaráz Zubeldia por sus sugerencias, apoyo e interes académico.

Al Dr. Demetrio Porrás Díaz O., la Dra Elva Escobar Briones, el Dr. Gerardo Pérez Ponce de León y la Dra. Ligia Collado Vides por sus acertados comentarios y sugerencias.

Deseo externar mi más profundo agradecimiento a los siguientes compañeros que en las duras y en las maduras siempre compartieron el trabajo y el trabajo con un servidor, ya que sin ellos esta tesis difícilmente hubiese concluido:

Biol. Pedro Delgado Salgado, Biol. Roberto Trejo Albarrán, Biol. Ofelia Solís Pérez y Biol. Isela Molina Astudillo.

También quiero agradecer infinitamente al Biol. Adalberto Aguilar León, la desinteresada y valiosa ayuda que me fue brindada cuando más la necesité, y que continúa apoyándome: Gracias Jefe.

Durante todo este tiempo siempre e contado con el apoyo, y espero seguir mereciéndolo, de quien es para mi un eminente catedrático y hombre respetable: El M. en C. Gerardo Avila García.

Siempre las condiciones para el desarrollo del trabajo académico y sobre todo de este, han sido desde mi punto de vista difíciles, sin embargo, hay hechos que han provocado que las situaciones sean más duras, una de ellas en especial fue el hurto de mi computadora, agradezco a ese .....Amigo, ese hecho, ya que me permitió saber quienes realmente estan dispuestos a apoyarme. Y a reconocer la capacidad que tengo de renacer de mis cenizas.

## CONTENIDO

INDICE	PAGINA
I. RESUMEN	1
II. INTRODUCCION	3
III. OBJETIVOS	7
IV. MATERIAL Y METODOS	9
V. RESULTADOS Y DISCUSION	14
V.I.- GENERAL	14
V.II.- CARACTERIZACION DE LOS ESTANQUES DE CADA TRATAMIENTO	47
VIII.- CARACTERIZACION GENERAL DE LOS ESTANQUES	57
VI. CONCLUSIONES	67
VII. LITERATURA CITADA	70

## I.I.- RESUMEN

La importancia ecológica y acuicultural de los policultivos y de la utilización de diversos insumos para fertilizar ecosistemas acuáticos está basada en los procesos abióticos y bióticos que se presentan. Su comprensión permitirá un mejor manejo de éstos y a la vez, la obtención de un mayor rendimiento de algunas especies. El objetivo principal del presente trabajo fue el estudiar los procesos relacionados con la dinámica ecológica y la producción en sistemas de policultivo piscícola en estanques rústicos con fertilización orgánica (estiércol de vaca), inorgánica (superfosfato triple y urea) y combinada (orgánico e inorgánico) para caracterizar los estanques y determinar su eficiencia. Se utilizaron 5 estanques rústicos localizados en la "Unidad Piscícola" Las Fuentes", en el Municipio de Jiutepec, Morelos, ubicado entre los 18° 52'38" N. y los 99° 09'56" O.

Las actividades se realizaron de septiembre de 1991 a marzo de 1992. En primer término se preparó la estanquería, para lo cual dos estanques se fertilizaron con orgánico, uno con inorgánico y dos con combinado. Las especies utilizadas fueron, con diferentes proporciones; *Oreochromis niloticus*, *Aristichthys nobilis*, *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio* y *Mylopharyngodon piceus* con una densidad del 4.6 org/m<sup>2</sup>. Los análisis realizados fueron: fisicoquímico del agua, del sedimento, productividad primaria, zooplancton, bentos y del crecimiento y producción piscícola. Se encontró que las condiciones generales de los parámetros fisicoquímicos fueron adecuadas en los cinco estanques para los ecosistemas, se registraron mínimas diferencias sobre todo con respecto a la influencia de la naturaleza de cada fertilizante en éstos. En el sedimento no se presentaron grandes diferencias entre los estanques, ni entre los tratamientos. En lo referente a los análisis bióticos: Las abundancias totales de fitoplancton oscilaron entre 107,834 org/ml en el estanque dos con combinado a 307,777 org/ml en el estanque cinco con orgánico, las abundancias de zooplancton de 2,143 org/ml en el estanque tres con inorgánico a 5,343 org/ml en el estanque cinco con orgánico, de bentos se observaron entre 9,847 org./ m<sup>2</sup> en el estanque cuatro con orgánico y 18,463 org./ m<sup>2</sup> en el estanque cinco con orgánico, con una biomasa de 0.605 a 1.46 gC/m<sup>2</sup>. Los principales grupos presentes del fitoplancton fueron CHLOROPHYTA como dominante, CYANOPHYTA, CHROMOPHYTA y EUGLENOPHYTA, con 178 especies; del zooplancton, CLADOCERA con 5 especies, COPEPODA con 2, ROTIFERA con 10 y OSTRACODA; y del bentos COPEPODA, CLADOCERA, ROTIFERA, CONCHOSTRACA, OSTRACODA, fitobentos, macroósporas, CHIRONOMIDAE, y larvas de otros insectos. Se presentaron adecuados intervalos de fotosíntesis. Por lo cual se consideró a los estanques sistemas eutróficos, adecuados para el cultivo de peces. El porcentaje de sobrevivencia de los peces en cultivo fue de 80% al 100%, el rendimiento total de 295 kg/1000 m<sup>2</sup>/180 días en el estanque tres con inorgánico a 664 kg/1000 m<sup>2</sup>/180 días en el estanque dos con combinado. Las especies que mayor incremento en peso presentaron fueron *Cyprinus carpio* y *Aristichthys nobilis*. Se presentaron características bióticas disímiles entre los tratamientos; con algunas particularidades, diferencias entre los estanques de acuerdo a su dinámica ecológica y a los rendimientos obtenidos. Estas últimas estuvieron relacionadas con las características de las especies utilizadas en los policultivos, considerando al estanque dos con fertilizante combinado como el más eficiente.

## I.II.- ABSTRACT

The ecological and aquacultural importance of polycultures and the use of various resources to fertilize aquatic ecosystem is based on the biotic and abiotic processes here presented. Comprehension of these processes will allow for their better management, while achieving better yield of several species. For this reason the primary objective of the current project is to study the processes related to ecological dynamics and the production in fish-farm ponds with organic (cow manure), inorganic (triple superphosphate and urea), and combined (organism and inorganic) fertilization, in order to classify the ponds and determine their efficiency. 5 earthen ponds, located at the "Las Fuentes" fish farm in Jiutepec, Morelos (18°52'38"N 99°09'56"W), were studied.

The project took place from September 1991 until March 1992. To begin, the ponds were prepared, for which two ponds were fertilized with organic fertilizer, one with inorganic, and two with combined. The species used were, in varying proportions: *Oreochromis niloticus*, *Aristichthys nobilis*, *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio*, and *Mylopharyngodon piceus*, with a density of 4.6 org/m<sup>2</sup>. The following analyses were performed on each pond: physico-chemical study of the water; sediment; primary productivity; zooplankton; benthos; and fish growth and production. It was found that the general conditions of the physico-chemical parameters were adequate for the ecosystems in all five ponds. There were minimal differences—mostly because of the influence of the nature of each different type of fertilizer. There were no great differences between ponds or between treatments where sediments was concerned. As for biotic analyses: total abundance of phytoplankton was between 107,834 org/ml in pond two (using combined fertilizer) and 307,777 org/ml in pond five (using organic fertilizer); that of zooplankton between 2,143 org/ml in the pond three (inorganic) and 5,383 org/ml in pond five (organic); that benthos between 9,847 org/m<sup>2</sup> in pond four (organic) and 18,463 org/m<sup>2</sup> in pond five (organic), with a biomass between 0.605 gC/m<sup>2</sup> and 1.46 gC/m<sup>2</sup>, respectively. The primary phytoplankton groups were: CHLOROPHYTA dominant over CYANOPHYTA, CHROMOPHYTA and EUGLENOPHYTA, which included 178 species; zooplankton groups were: CLADOCERA with 5 species, COPEPODA with 2, ROTIFERA with 10, and OSTRACODA; benthos groups were: COPEPODA, CLADOCERA, ROTIFERA, CONCHOSTRACA, OSTRACODA, phytobentos, macrospores, CHIRONOMIDAE, and larvae of other insects. Because photosynthesis occurred at adequate intervals, the ponds were considered adequate eutrophic systems for fish farming. The survival rate for the different species of fish in the polyculture ranged between 80% and 100%, and total yield was between 295 kg/1000 m<sup>2</sup>/180 days in pond three (inorganic) and 664 kg/1000 m<sup>2</sup>/180 days in pond two (combined). The greatest increase in weight was noticed in *Cyprinus carpio* and *Aristichthys nobilis*. There were dissimilar biotic characteristics between treatments, some particularities, differences between the ponds according to their ecological dynamics and to the yields; these differences were related to the characteristics of the species used in the polyculture. Pond two with combined fertilizer was considered the most efficient.

## II. INTRODUCCION

El policultivo piscícola es un sistema muy eficiente para la producción de peces, por siglos en China y otros países del sureste de Asia y de Oriente se ha practicado el policultivo con peces de agua dulce, utilizando para el crecimiento especies de ciprinidos ("carpas chinas" e "indias" además de otros peces) en estanques fertilizados con plantas y con estiércoles animales (Chen, 1990).

En los policultivos se presentan diferencias en cuanto a las características de las especies y cada una presenta una importancia específica para el acuicultor, esto y la dinámica del ecosistema se contempla para la ubicación de las proporciones de cada organismo, comúnmente en varios países del mundo se utilizan especies principales como las "carpas plateadas", "carpas cabezonas" y "tilapias", Las cuales se siembran en un mayor porcentaje que otras que pueden considerarse como secundarias, como las carpas " herbívora", "común", "negra" y "brema".

La relación entre especies de peces cultivadas depende en gran medida de sus características biológicas y del grado de intensidad del cultivo. En sistemas semi-intensivos basados en la producción natural, la cantidad de las especies de peces tienen diferentes hábitos alimenticios para una eficiente utilización de lo producido en el estanque. En sistemas de policultivo sólo una apropiada combinación ecológica de los peces y adecuadas densidades permite una mayor eficiencia. La relación de cooperación entre los peces y el ambiente es mayor y reduce el antagonismo entre ellas. Las relaciones de cooperación entre los peces pueden explicarse en base a la interacción de dos procesos: Incremento de la fuente de alimentación y el mejoramiento de las condiciones ambientales. Las interacciones antagonicas ocurren en combinaciones con especies incompatibles y donde las densidades no están balanceadas, en este caso el sistema es afectado dependiendo de los niveles de la cadena trófica que sean desbalanceados (Milstein, 1992).

La "herbívora" y la "brema" son herbívoras, consumen hierbas u otras materias verdes, la "plateada" y la "tilapia nilótica" son fitoplanctófagas, la "cabezona" es zooplanctófaga, la "negra" se alimenta de moluscos como caracoles y almejas en el sustrato, la "común" consume material detrital en el sustrato. Históricamente la "herbívora", "plateada", "cabezona" y "común" son los mayores componentes de sistemas de policultivos, con la "herbívora" comiendo vegetales. Esto se debe a que después de una digestión incompleta de este material las heces fecales funcionan como fuente de nutrientes para la producción de organismos autótrofos y heterótrofos, producción bacteriana, fitoplancton y zooplancton para la "carpa plateada" y "cabezona". La "carpa común" consume material detrital, macroinvertebrados y microbios asociados con la materia fecal en el sistema. Supuestamente, las heces fecales de una "carpa herbívora" de 1 kg de peso soporta una biomasa aproximada de 1/3 kg de otros peces. La "carpa herbívora", "plateada", "cabezona" y "común" con frecuencia ocupan más del 90% de la biomasa total de peces en el estanque. La adición de tilapia en combinación es una nueva práctica en China para incrementar la producción de peces (Chen, 1990).

Schroeder (1983) indica que el eslabón autotrófico constituye no sólo la fuente de alimento de los peces filtradores de plancton, sino que además forman del 60 al 80% la fuente de alimentos para el crecimiento de las tilapias, y conforman una parte importante de la base de alimentación para el alimento natural consumido por las carpas comunes. Así mismo Sarig (1988) indica que cuando la

“tilapia” y la “carpa común” se encuentran juntos, provocan un incremento en crecimiento de la esta última.

La vegetación terrestre o la vegetación acuática funciona como la fuente primaria de inducción de nutrientes. Cuando la aplicación de material verde es abundante la “carpa herbívora” es especie primaria. Donde es inadecuada los estiércoles animales son la mayor fuente de nutrientes, y las especies fito y zooplancatófagas son entonces las especies dominantes. Por lo que cuando la adición de hierbas es inadecuada la introducción de estiércoles suplementarios pueden ser los sustitutos de vegetales terrestres y funcionan para incrementar la producción heterotrófica. En este caso la parte de las “carpas herbívoras” son reemplazadas por “carpas plateadas”, “cabezonas” y “comunes”.

Las densidades y proporciones de peces en policultivo dependen de las características de los modelos a implementar y de las especies disponibles; es por esto que en varias partes del mundo se utilizan diversas proporciones. Milstein, et al. (1991), maneja “carpa común” 28.57 %, híbrido de “tilapia” 57.14%, “carpa plateada” 9.52 % y “carpa herbívora” 4.76 %, Tripathi and Mishra (1986) utilizan 10 % de *C. catla*, 10% *L. rohita*, 10% *C. mrigala*, 30% *H. molitrix*, 20% *C. idella* y 20% *C. carpio*, Behrends, et al. (1983) reporta un policultivo con “C. plateada” (16.12 %), “C. cabezona” (1.61%), “C. herbívora” (0.96%) y “tilapia” (80.64%). Engle (1987) indica que en sistemas integrados de policultivo en China las especies utilizadas son: “carpa plateada”, “carpa cabezona”, “carpa herbívora” y “carpa común” en diferentes densidades. De estas especies, sólo la “carpa cabezona” ha demostrado un potencial comercial en cuanto a consumo de pescado en los Estados Unidos.

En México los estudios de los procesos que se llevan a cabo en estanques rústicos en condiciones de policultivo con fertilización intensiva han sido mínimos, y estos deben incrementarse. Milstein (1992) considera que la mejor herramienta para el manejo de este tipo de sistemas para maximizar la producción piscícola es el conocimiento de las relaciones cuantitativas entre pez-pez y ambiente-pez. Esto último permite elegir el conjunto de combinaciones de especies de peces, densidades, tipo de insumos, cantidades, y otras decisiones de manejo de acuerdo con las condiciones locales específicas, como el clima, la calidad y la abundancia de agua, la fertilidad del agua, la disponibilidad de crías, los alimentos, los fertilizantes y requerimientos del mercado.

En este trabajo se utilizan algunas especies que no se han manejado comúnmente en policultivo en el estado de Morelos como son: la “carpa cabezona” y la “carpa negra” por lo que además de lo antes mencionado, la evaluación de su crecimiento aportará nuevos datos para la aplicación de estos métodos de cultivo.

Es conveniente considerar el análisis de los procesos fisicoquímicos y biológicos en estos sistemas, para determinar su eficiencia, sobre todo para el crecimiento de peces y crustáceos. La utilización de diversos tipos de fertilizante provoca el desarrollo de alimento natural el cual aprovechan los organismos en cultivo. Los trabajos realizados sobre los procesos ecológicos no son abundantes, aún cuando su conocimiento es la base para el aprovechamiento integral del alimento natural.

El alimento natural para los peces está constituido por organismos autótrofos y heterótrofos. Su presencia y abundancia estará determinada por las condiciones ecológicas en los estanques, así como las proporciones entre los grupos. Se incluye también el detrito, que no sólo es utilizado como alimento, sino que además es colonizado por grandes cantidades de bacterias y protozoarios de gran valor nutritivo.

Hepher (1993) indica que se puede determinar la biomasa de cada uno de estos grupos y obtener el perfil de biocenosis del biotopo acuático específico. Para los peces lo que cuenta es el grado de producción de grupos específicos, no la biomasa en algún momento dado. Cuando se determina el nivel de producción de cada grupo, se obtiene el perfil de producción, lo cual es un trabajo difícil. Son muy pocos los estudios en los que se ha obtenido completo el perfil de producción, los que se han obtenido corresponden, usualmente a lagos, donde según este autor las condiciones ecológicas son más estables que en los estanques piscícolas. Esto se debe a que en los estanques las condiciones y los perfiles de biocenosis cambian con mayor rapidez.

Tang (1970) describe un perfil de biocenosis para un estanque piscícola de Taiwan, estos perfiles se hacen más detallados indicando subgrupos como órdenes, géneros incluso especies, pero esto requiere mucho más trabajo, debido a que los cambios en el perfil de biocenosis son mucho más rápidos. Es fundamental llevar a cabo este tipo de estudios, su comprensión permitirá evaluar su eficiencia y la del uso de fertilizantes.

Los fertilizantes promueven con el agua y el sustrato la producción y el desarrollo de organismos autótrofos y heterótrofos del plancton y del bentos; paralelamente se incrementa la producción microbiana de la comunidad dentro del marco ambiental propio de cada región, presentándose como resultado que estos incrementos de producción sean aprovechados por los peces en las distintas escalas tróficas de su cadena alimenticia. El aprovechamiento de los fertilizantes depende de su naturaleza (Fig. 1) los inorgánicos inciden directamente sobre la cadena de pastoreo, estableciendo una relación de los productores, consumidores primarios, consumidores secundarios, y carnívoros, y los orgánicos son utilizados en varias vías: Por descomposición microbiana y utilización de los nutrientes por los organismos autótrofos, por la colonización bacteriana, y posterior uso por los organismos heterótrofos y por su consumo directo.

Los fragmentos de excretas arrojados al estanque son utilizados por las bacterias, las cuales digieren la fracción orgánica y liberan los nutrimentos y el bióxido de carbono que sirven de sustrato para el proceso de la fotosíntesis, el plancton muerto, al descomponerse por la acción bacteriana, recicla el contenido de minerales, incorporándolos al ciclo biológico del estanque, en experiencias realizadas con el cultivo de peces se ha observado que el fertilizante orgánico estimula la producción primaria, la cual alcanza un máximo de 10 g de carbono fijado como biomasa de microalga por metro cuadrado al día, con base a la eficiencia de conversión de carbono, cinco unidades de carbono en el alimento resultan en una unidad de carbono fijado como carne, de aquí que la máxima tasa fotosintética puede mantener una producción de 200 kg/ha/día. El consumo directo del plancton puede permitir tan solo un rendimiento máximo de 32 kg/ha/día (Wohlfarth y Schroeder, 1979).

La descomposición de la materia orgánica es regulada por su propia naturaleza, la temperatura, pH y la concentración de oxígeno disuelto en el agua de los estanques; así por

ejemplo, se ha observado que por cada 10 grados que aumenta la temperatura, la tasa de descomposición se duplica y se degrada mejor y más rápido a un pH neutro o alcalino, acelerándose notablemente cuando la concentración de oxígeno está cercana a la saturación. Cuando se aplica fertilizante y alimento suplementario a un estanque, este material procede a descomponerse y se acumula preferentemente en las partes someras; si estos residuos contienen cantidades elevadas de nitrógeno, estos se descomponen totalmente y el nitrógeno mineralizado se incorpora al ciclo biológico del estanque; en caso contrario, cuando los residuos contienen baja proporción de nitrógeno, la tasa de descomposición es más lenta y por lo tanto se acumulan en el sedimento ( Boyd, 1982 ).

El nitrógeno se presenta en los sistemas acuáticos en forma de varias especies químicas que corresponden a distintos estados de oxidación, diversos organismos intervienen o se relacionan en las reacciones que incluyen el nitrógeno en forma de gas, nitritos, nitratos, amonio y varias formas de nitrógeno orgánico, que van desde los compuestos simples disueltos como los aminoácidos, hasta partículas complejas de materia orgánica ( Boyd, 1982 ).

La concentración de fósforo se incrementa inmediatamente después de que es aplicado a los estanques, en forma de fertilizante, pero posteriormente declina al nivel de concentración que tenía antes de la fertilización, lo que significa que los ortofosfatos son absorbidos por las bacterias, fitoplancton y las macrofitas acuáticas, tal como lo sugieren algunas investigaciones en las que se ha utilizado fósforo radiactivo ( Boyd, 1982 ). Boyd *et al.* ( 1981 ), demostraron que el fitoplancton absorbe en un lapso de 24 horas , el 41% de 0.30 mg/l de los ortofosfatos. En contraste, la absorción por las macrofitas fue más lenta, pero en cambio éstas pueden absorber y almacenar grandes cantidades de fósforo ( Boyd, 1971 ).

Una vía de pérdida constante de ortofosfatos, es el sedimento que puede absorber cantidades considerables de este compuesto Fitzgerald ( 1975 ), encontró que 0.4 gramos de lodo seco pueden absorber 0.05 mg de ortofosfatos en menos de 30 minutos y Avnimelech y Lacher ( 1979 ) reportaron en el sedimento de los estanques 0.5 gramos de fósforo por lo que indicó que grandes cantidades de este compuesto no son utilizados y se acumulan en el fondo, esto último puede deberse a la incompleta utilización del alimento balanceado y a la sedimentación e inmovilización de partículas orgánicas e inorgánicas en el fondo, de tal manera que el fósforo se acumula con mayor proporción en el sedimento que en la columna de agua. Experimentalmente ha sido demostrado en los estanques de policultivo en Taiwan que el fertilizante fosforado sólo puede ser efectivo y también los fertilizantes nitrogenados y los fosfatados en combinación (Lin, 1969).

La excesiva aplicación de fertilizantes químicos y/o estiércoles pueden tener un impacto negativo. La masiva descomposición del estiércol puede agotar el oxígeno del fondo de los estanques, provocando el desarrollo de organismos bentónicos que pueden enriquecer el medio con metano y sulfuro de hidrógeno tóxico. La liberación masiva de nutrientes desde los estiércoles o la excesiva aplicación de fertilizantes químicos puede provocar en alta abundancia de fitoplancton . El resultado de este incremento fotosintético induce a la supersaturación de oxígeno y la posibilidad de enfermedad de la burbuja por la tarde, y a la presencia deficiente de oxígeno en el medio por la gran demanda de oxígeno del fitoplancton en ausencia de luz solar. (Chen, 1990)

La cantidad necesaria de fertilizante y el tiempo de aplicación son variables, dependen de la estructura de la siembra, del manejo del esquema, de la fertilidad del sistema, y del tiempo.

Los niveles tróficos que se establecen en un estanque bajo condiciones de fertilización intensiva son dinámicos a una baja densidad de organismos en condiciones de cultivo. El concepto de nicho trófico específico es válido para las distintas especies y el crecimiento del organismos es elevado, a densidades altas, la demanda de alimento puede exceder en un momento dado la disponibilidad, lo que puede forzar a los organismos en cultivo a explotar nichos ecológicos adicionales en donde la producción es elevada.

Aproximadamente la mitad de los rendimientos acuícolas obtenidos en estanques son sostenidos por el consumo del alimento natural (fitoplancton, zooplancton y organismos del bentos), los organismos pelágicos y bentónicos son capaces de consumir cantidades importantes de estos microorganismos, que por su elevado valor nutricional les proveen una dieta completa. En el caso de los peces, los detritos que contienen elevadas cantidades de microorganismos pasan a través del intestino, en donde son digeridos, sin afectar la matriz orgánica del detrito, el cual se reincorpora al estanque a través de la excreción, para ser colonizado nuevamente por bacterias y protozoarios (Wohlfarth y Schroeder, 1979).

Esta dinámica de los niveles tróficos queda bien demostrada en el policultivo donde un conjunto de especies ocupan diversos niveles de consumo y además incrementan el crecimiento potencial de otras. En un estanque con policultivo difícilmente se puede presentar una condición extrema de calidad de agua en los diferentes niveles de producción, ya que los peces consumen el plancton manteniendo un balance adecuado entre la producción y el consumo, por lo que el estanque permanece bajo condiciones aeróbicas con elevados niveles de oxígeno disuelto, pH alto y una baja producción de fitoplancton, zooplancton, larvas de quironómidos, otros organismos bentónicos y bacterias pelágicas. Weatherley (1963), indica que los peces de un sistema de policultivo modifican su dieta con facilidad, y que pocas especies tenderán a ocupar persistentemente el mismo nicho, sin embargo, falta información sobre las relaciones entre el nicho trófico, la productividad del alimento natural y la cosecha instantánea de los peces.

Así debido a la importancia que representa el conocer los procesos ecológicos y la descripción de los perfiles de biocenosis en estanques con fertilización, la dinámica de las especies de cultivo y las condiciones particulares que se presentan en ecosistemas de estanquería con policultivo, se plantearon los siguientes objetivos:

### **III. OBJETIVOS**

#### **OBJETIVO GENERAL:**

Estudiar los procesos relacionados con la dinámica ecológica y la producción en sistemas de policultivo piscícola en estanques rústicos con fertilización orgánica, inorgánica y combinada.

## OBJETIVOS PARTICULARES:

Evaluar el efecto de los fertilizantes utilizados sobre los parámetros fisicoquímicos del agua y el sedimento de los estanques.

Identificar y cuantificar los organismos fitoplanctónicos, zooplanctónicos y bentónicos presentes en los estanques tratados.

Estimar la fotosíntesis gruesa y neta así como la respiración en los estanques tratados con los fertilizantes utilizados en el trabajo.

Evaluar el rendimiento y el crecimiento de las especies piscícolas en policultivo.

Establecer la eficiencia de cada uno de los fertilizantes y comparar tratamientos.

Describir las relaciones entre los organismos en cultivo, el fitoplancton, el zooplancton y el bentos, así como con los parámetros fisicoquímicos del agua y el sustrato.

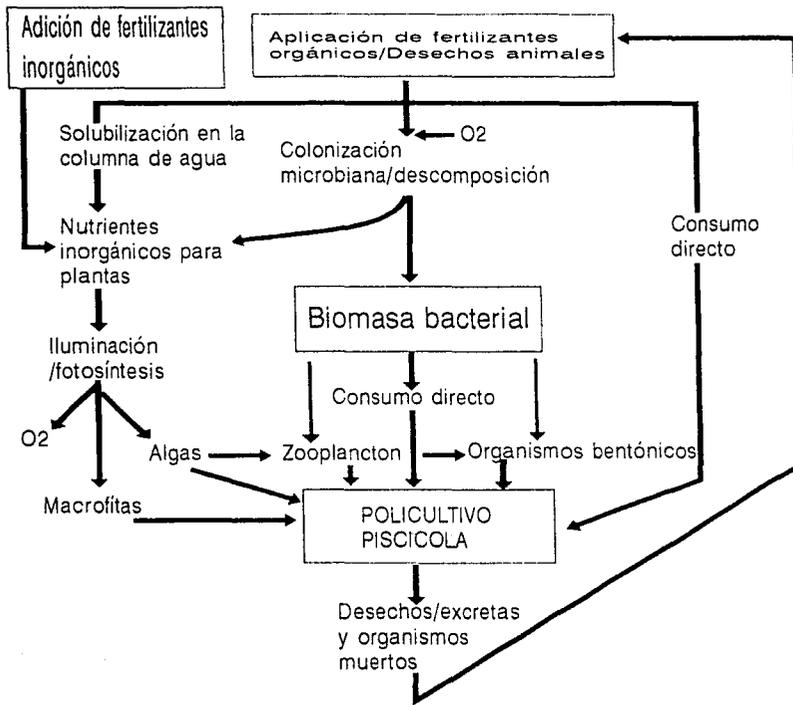


Figura 1.- Diagrama del proceso de aprovechamiento de fertilizantes orgánicos e inorgánicos en un estanque piscícola. (Modificado de Edwards, 1982; Delmendo, 1980 y Moore, 1986) en Tacon (1988).

## **IV. MATERIAL Y METODO**

### **IV.1 AREA DE ESTUDIO**

Los estanques utilizados en este trabajo se localizaron en la Unidad piscícola "Las Fuentes", en el Municipio de Jiutepec, Morelos. que se localiza entre los 18°52'38" L.N. y los 99°09'56" L.O., al Sureste de la ciudad de Cuernavaca a una altitud de 1,400 m.s.n.m. El clima de la zona es del tipo: A(o)W'g de acuerdo con García (1973 ), es decir, el más seco de los cálidos subhúmedos, con lluvias en verano, presentando un cociente P/T, entre 43.2 y 55.3 mm con un porcentaje de lluvia invernal menor de 50 mm y una marcha de temperatura tipo Ganges.

Los promedios de los registros climáticos de la estación termopluviométrica de Progreso, Mor. correspondientes al periodo de cultivo (Sep-91 a Mar-92), indican que la temperatura media ambiental se encontró dentro de un intervalo entre 20 y 25°C, el máximo valor de precipitación pluvial se presentó en septiembre de 1991 con 160 mm, y el de evaporación se registró entre 100 mm. en enero a 200 mm en marzo de 1992. (Fig. 2).

El municipio de Jiutepec, se encuentra situado en la provincia de la Sierra Madre del Sur y sus límites son: Por el noreste con el municipio de Tepoztlán, por el noroeste con el de Cuernavaca, por el suroeste con el de Emiliano Zapata y por el sureste con el de Yautepec. La topografía corresponde en la zona de estudio a una llanura con lomeríos, con una sierra al oeste del Municipio. En cuanto al uso del suelo éste corresponde en un 45% a la zona urbana e industrial, en un 40% a la agricultura de riego, en un 5% a vegetación secundaria tipo selva baja caducifolia y en un 10% a pastizal inducido. El tipo de suelo corresponde a regosol (INEGI, 1991).

La Unidad de producción piscícola ejidal consta de 55 estanques rústicos, cuya fuente de agua es el manantial del mismo nombre ubicado al noroeste de la misma y que provee de agua durante todo el año a la estanquería. Los muestreos se iniciaron en septiembre de 1991, la siembra de peces se llevó a cabo el 23 de septiembre del mismo año, y el trabajo finalizó el 30 de marzo de 1992.

### **IV.2.- ESTANQUERIA**

Para la realización de este trabajo se manejaron 5 estanques rústicos de aproximadamente 1000 m<sup>2</sup>, con una profundidad de 80 a 120 cm en la zona más profunda y con una pendiente de aproximadamente 1% (Fig. 3). Las actividades realizadas se ilustran en la figura 4. Se llevó a cabo el vaciado, secado y limpieza de los estanques, y posteriormente se encaló como medida profiláctica a cada uno con 40 kg/1000 m<sup>2</sup> de calhidra (Boyd (1979).

Para la fertilización los materiales utilizados fueron los siguientes de acuerdo con Hephher and Pruginin (1981); Barash, *et al.* (1984); Moav, *et al.* (1977); Tacon (1988); Quiroz-Castelán, (1990); y Milstein, *et al.* (1991):

Estanque	Tipo de Fertilizante	Cantidad Inicial	Cantidad Periódica
E-1 y 2	(Combinado) con estiércol de vaca (EV), superfosfato triple (ST) y urea (U).	750 Kg/1000 m <sup>2</sup> de EV, 4 Kg/1000 m <sup>2</sup> de ST y 2 Kg/1000 m <sup>2</sup> de U.	10 Kg de EV semanalmente y 2 Kg de ST y 1 Kg de U quincenalmente.
E-3	(Inorgánico) superfosfato triple (ST) y urea (U).	8 kg/1000 m <sup>2</sup> de ST y 4 Kg/1000 m <sup>2</sup> de U.	4 kg de ST y 2 kg de U quincenalmente.
E-4 y 5	(Orgánico) estiércol de vaca seco (EV).	1500 Kg/1000 m <sup>2</sup> de EV.	20 kg de EV semanalmente en cada uno

La aplicación de los fertilizantes inorgánicos se llevó a cabo cuando los estanques se encontraban llenos de agua y una semana antes de la inclusión de los peces. La distribución uniforme del estiércol en el fondo de los estanques se realizó cuando estaban secos y 20 días antes de la siembra de los peces.

#### IV.3.- ORGANISMOS EN POLICULTIVO

Los organismos utilizados en policultivo con una densidad de 4.6 org/m<sup>2</sup> fueron con su respectiva proporción: "tilapia" (*Oreochromis niloticus*)- 43%, "carpa cabezona" (*Aristichthys nobilis*)- 33%, "carpa herbívora" (*Ctenopharyngodon idella*)-13%, "carpa común" (*Cyprinus carpio*)-11% (E-2 y E-5) y 5.5% (E-3), "carpa negra" (*Mylopharyngodon piceus*)- 11% (E-1 y E-4) y 5.5% (E-3).

#### IV.4.- ANALISIS EFECTUADOS

a).- ANALISIS FISICO-QUIMICO DEL AGUA: Se monitorearon quincenalmente parámetros conservativos y no conservativos en tres estaciones en los cinco estanques (en la entrada de agua, en la parte media y en la salida de agua). Estos fueron los siguientes: Alcalinidad total, dureza total, dureza del calcio, dureza del magnesio, bióxido de carbono, cloruros y oxígeno utilizando las técnicas propuestas por Boyd (1979). También se registró la cantidad de sólidos disueltos (DIST 3 ATC, HANNA), pH (potenciómetro pHep, HANNA), Conductividad (Conductivímetro Conductronic, CL8), la temperatura (Termómetro digital de inmersión, HANNA) y la transparencia con un disco de Secchi. Las muestras se tomaron directamente y las determinaciones se hicieron in situ. Se llevaron a cabo cuatro ciclos de 24 hrs, registrando el pH, conductividad,

oxígeno, bióxido de carbono, transparencia, temperatura y conductividad, cada tres horas en cada estanque.

Se estimó la cantidad nitritos y amonio en el agua de los cinco estanques, tomando una muestra de varios sitios en cada estanque, quincenalmente, utilizando las técnicas propuestas por APHA (1992), Boyd (1979), y Wetzel y Likens (1979). Se aplicaron a los datos los estadísticos como: Media, desviación estándar, máximas y mínimas, coeficiente de variación, y análisis de varianza completamente al azar, posteriormente se utilizaron las comparaciones de medias de DMS y Tukey (Sokal y Rohlf, 1969) utilizando además el paquete estadístico Statgraphics ver. 2.1.

b).- ANALISIS DEL SEDIMENTO: Se colectaron mensualmente muestras del sedimento de los cinco estanques para analizarlas y conocer sus características físicas y químicas (textura, materia orgánica, cationes, aniones, pH, nitrógeno, fósforo total, potasio, magnesio y calcio), en el Laboratorio de Suelos del Distrito de Riego de Galeana, Mor. Con las técnicas descritas por: (Jackson, 1976 y Richards, 1980). Se aplicaron a los datos los estadísticos como: Media, desviación estándar, máximas y mínimas, coeficiente de variación, y análisis de varianza completamente al azar, posteriormente se utilizaron las comparaciones de medias de DMS y Tukey (Sokal y Rohlf, 1969) utilizando además el paquete estadístico Statgraphics ver. 2.1.

c).- FITOPLANCTON: Se colectó quincenalmente a las 10:00 hrs. A.M. en cada estanque, utilizando una botella muestreadora Van Dorn de 2 lts de capacidad. Posteriormente las muestras se fijaron con acetato-lugol (Wetzel y Likens, 1979). Llevando a cabo su análisis en el laboratorio, para lo cual cada muestra se homogenizó, se colocaron 10 ml en una cámara de sedimentación del mismo volumen, se sedimentó por 24 horas (Schwoerbel, 1975) y se procedió a su conteo e identificación utilizando la técnica recomendada por Uthermohl (1958), utilizando un microscopio invertido Wild M-40. Se expresaron los resultados de abundancia en número de células por unidad de volumen, la identificación de los organismos fitoplanctónicos se realizó utilizando claves y trabajos especializados (Edmonson, 1959; Bourrely, 1970; Bold y Wynne, 1978; Trainor, 1978; Prescott, 1970; y Ortega, 1984). Se calculó el Índice de diversidad de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1963; Brower y Zar, 1977). Se aplicaron a los datos los estadísticos como: Media, desviación estándar, máximas y mínimas, coeficiente de variación, y análisis de varianza completamente al azar, posteriormente se utilizaron las comparaciones de medias de DMS y Tukey (Sokal y Rohlf, 1969) utilizando además el paquete estadístico Statgraphics ver. 2.1.

d).- FOTOSINTESIS GRUESA, NETA Y RESPIRACION: Se estimó utilizando la técnica de las botellas claras y oscuras ( método de cambio de oxígeno), Boyd (1979). De acuerdo con Hephher (1962) y Noriega-Curtis (1979) las botellas se incubaron tres horas en el fondo y superficie en una estación ubicada cerca de la salida de agua en los cinco estanques. Se realizaron 4 ciclos de 24 hrs. con este propósito.

e).- ZOOPLANCTON: Se colectó quincenalmente en tres estaciones a lo largo de los estanques, por filtración directa con una red estándar para colecta de 30 cm. de diámetro, 1 m de longitud y 100 m de luz de malla, las muestras se preservaron con una solución de formaldehído al 4% y glicerina al 5% (Wetzel y Likens, 1979). Se llevó a cabo el conteo e identificación de los

organismos zooplanctónicos utilizando una cámara Sedwick-Rafeter y un microscopio compuesto Wild M-20. Los resultados se expresaron en org/ml a partir de la relación reportada por Wetzel y Likens (1979); para la identificación de los organismos se utilizaron los trabajos de Pennak (1957) y (1978), Edmonson (1959) y Thorp y Covich (1991). Se aplicaron a los datos los estadísticos como: Media, desviación estándar, máximas y mínimas, coeficiente de variación, y análisis de varianza completamente al azar, posteriormente se utilizaron las comparaciones de medias de DMS y Tukey (Sokal y Rohlf, 1969) utilizando además el paquete estadístico Statgraphics ver. 2.1.

f).- BENTOS: Las colectas se llevaron a cabo en tres estaciones en los estanques quincenalmente, para esto se utilizó un muestreador tubular de PVC (Kajak y Hillbricht-Ilkowska, 1972; Wallewska, 1978). La separación de los organismos se hizo con tamices de aberturas de malla de 125 a 0.2 mm (Barnes y Mann, 1980). Para su preservación se agregó alcohol al 70%. Se procedió a su conteo y separación, utilizando un microscopio estereoscópico Nikon SMZ 2T. La biomasa del bentos se expresó en gC/m<sup>2</sup>. Para la identificación de los organismos bentónicos se utilizaron los trabajos de (Pennak, 1957 y 1978 ; Edmonson, 1959 y Thorp y Covich, 1991). Se aplicaron a los datos los estadísticos como: Media, desviación estándar, máximas y mínimas, coeficiente de variación, y análisis de varianza completamente al azar, posteriormente se utilizaron las comparaciones de medias de DMS y Tukey (Sokal y Rohlf, 1969) utilizando además el paquete estadístico Statgraphics ver. 2.1.

g).- EVALUACION DEL CRECIMIENTO Y PRODUCCION DE LOS PECES: Se muestreó cada 45 días la población piscícola de cada estanque, utilizando un tamaño de muestra del 10% (según lo recomendado por Bherends, et al. (1983)) de la misma, aplicando para el cálculo la ecuación de Yamane (1979):  $n = N/(1+Ne)$ , donde n= tamaño de la muestra, N= número total de la población, e= error de precisión.

Para la estimación del incremento en peso y talla de los peces se utilizaron las fórmulas siguientes:

$$\text{Peso ganado (\%)} = \frac{W - W_0}{W_0} \times 100/W;$$

donde :  $W_0$  = Peso inicial y  $W$  = Peso final. (Teshima, et al. 1978).

Se calculó el coeficiente específico (C.E.) de crecimiento de acuerdo con Weatherley (1972).

$$C.E. = \frac{\log B_f - \log B_i}{T - t} \times 100.;$$

donde:  $B_f$  = Biomasa final en g,  $B_i$  = Biomasa inicial en g,  $T$  = Tiempo final (días) y  $t$  = tiempo inicial (días).

Se calculó la relación longitud-peso de cada especie en cada estanque por medio de la fórmula descrita por Ricker (1975):

$$W = aL^b \text{ o } \log = \log a + b (\log Lf).$$

donde:  $W$  = peso teórico calculado a partir de la regresión,  $L_f$  = longitud furcal;  $a$  y  $b$  = constantes calculadas para cada caso. Se utilizó el paquete estadístico Statgraphics ver. 2.1.

El rendimiento pesquero se expresó en términos de biomasa ganada por unidad de superficie y tiempo, (kg/ha/año, kg/ha/día y kg/ha/tiempo de cultivo). La sobrevivencia se calculó siguiendo el procedimiento propuesto por (Chakrabarty, et al., 1976; Newton, et al., 1978; Moav, et al., 1977 y Dimitrov, 1984).

Se aplicaron a los datos los estadísticos como: Media, desviación estándar, máximas y mínimas, coeficiente de variación, y análisis de varianza completamente al azar, posteriormente se utilizaron las comparaciones de medias de DMS y Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), y el análisis exploratorio de datos (Tukey, 1977), utilizando el paquete estadístico Statgraphics ver. 2.1.

× Temperatura máxima    ■ Temperatura mínima    × Temperatura media

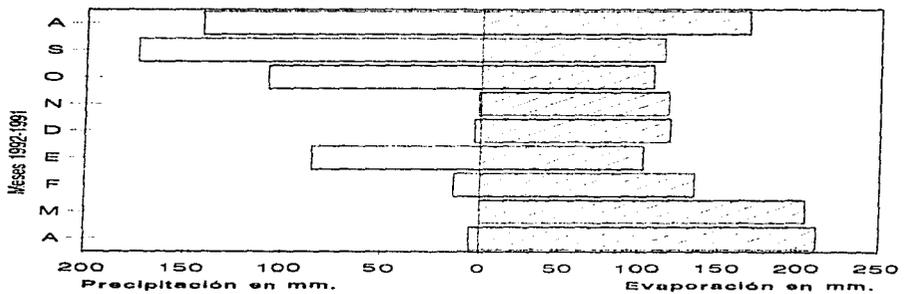
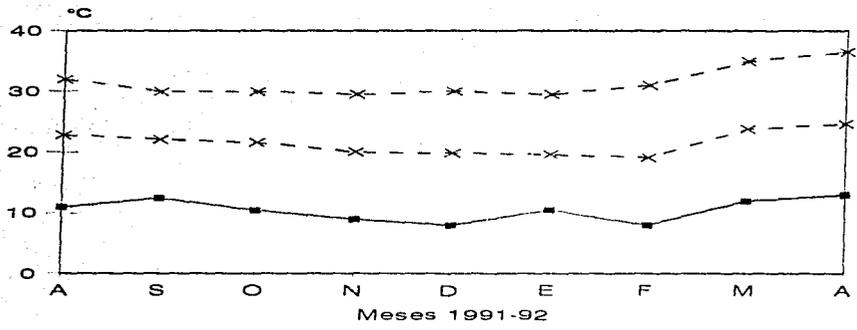


Figura.2.- Registro de la temperatura ambiental (máxima, media y mínima), de la precipitación pluvial, y la evaporación mensualmente durante el período, agosto de 1991-abril de 1992. (Estación termopluviométrica de Progreso, Mor.).

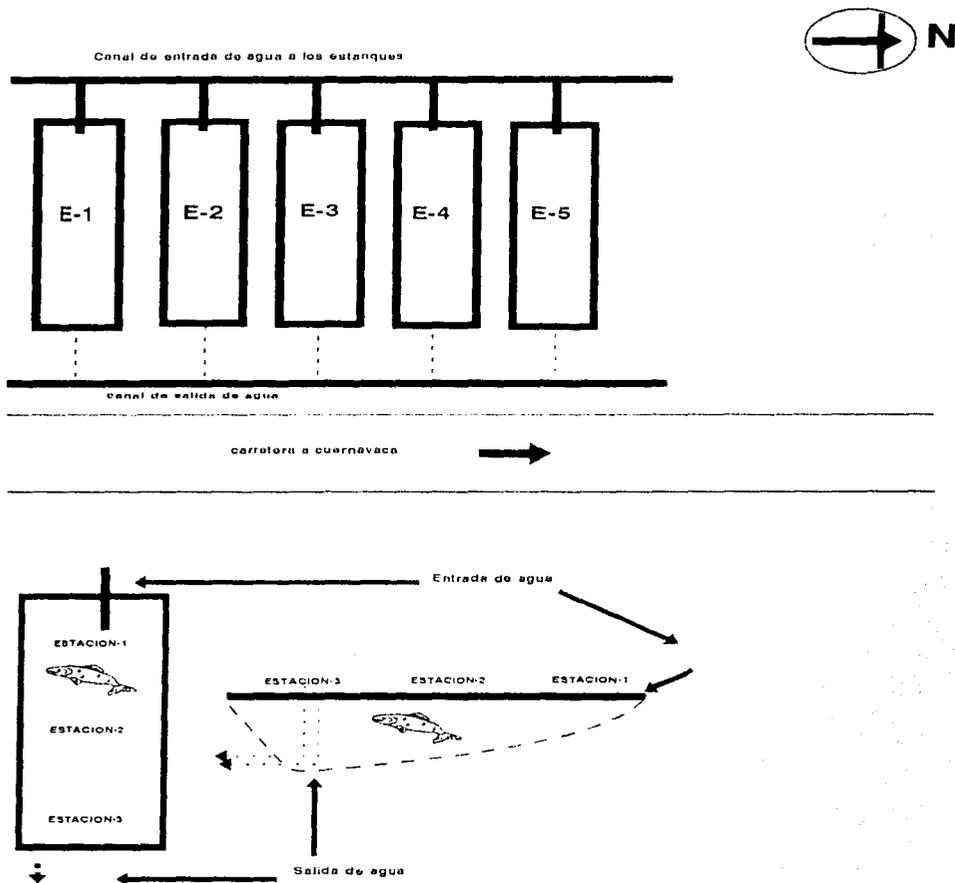


Figura 3.- Esquema de la ubicación de la estanquería y de las estaciones de muestreo.

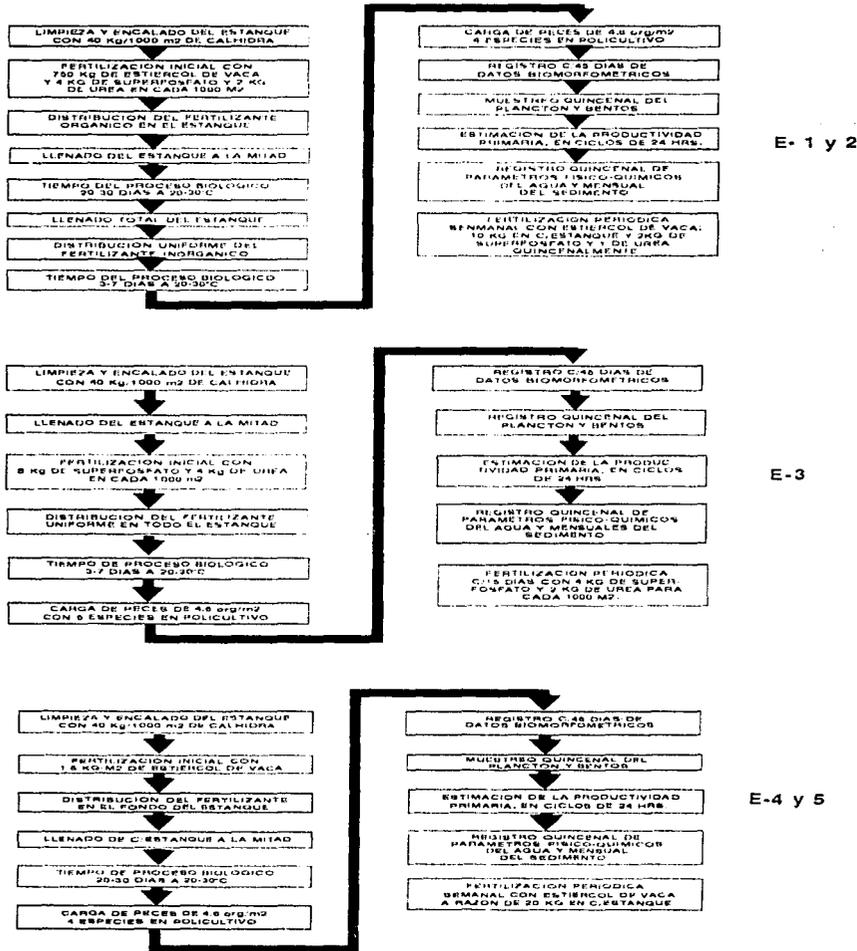


Figura 4.- Diagramas de flujo paracada tratamiento(Actividades).

## V. RESULTADOS Y DISCUSION

Para la mejor comprensión de los resultados, se presentan inicialmente de forma general y se discute con respecto a otros autores, posteriormente, se caracterizan los estanques de cada tratamiento con sus diferencias y similitudes, y finalmente se concentran los datos de los cinco estanques discutiendo sus características particulares.

### V.I. GENERAL

#### a) ANALISIS FISICO-QUIMICO DEL AGUA:

(Tablas 1 y 2)

En los sistemas de producción acuícola es importante considerar las características abióticas del agua, dado que estos parámetros inciden en las condiciones bióticas de los estanques.

La temperatura influye en el desarrollo de la productividad primaria, secundaria, y en el crecimiento de los organismos en cultivo, el efecto que causa en el metabolismo de los peces, limita entre otras cosas el aprovechamiento del alimento. La temperatura del agua registró promedios de 21.4 a 21.9°C en los cinco estanques, presentó una distribución horizontal homogénea durante el periodo de trabajo, y no se presentaron diferencias entre la temperatura superficial y del fondo, esto relacionado fundamentalmente con la profundidad de los estanques, durante el día las menores temperaturas se registraron entre 18 y 19°C y las mayores entre 26 y 27°C.

Autores como Boyd (1979) y Billard (1980) mencionan que las carpas chinas soportan temperaturas hasta de 6°C, aunque el crecimiento es nulo o mínimo, ya que su temperatura promedio óptima está entre los 20 y 27°C. (Balarin, 1979) reporta que las tilapias como *Oreochromis mossambicus* y *O. niloticus* se desarrollan adecuadamente a temperaturas mayores de 20°C. Esto indica que se presentaron condiciones adecuadas de temperatura para las especies en cultivo en este trabajo.

El pH presentó promedios de 8.6 a 8.8 en los cinco estanques, sin diferencias y variaciones, adecuado para los organismos acuáticos y con tendencia básica. En relación a otros estanques fertilizados con diferentes tratamientos, Wabhy (1974) indicó que el pH del agua fue de 7.8 a 8.8 alcalino con pequeñas variaciones entre el agua y el sedimento, similar el nivel más alto a lo obtenido aquí, Dimitrov (1984) en sistemas con estiércol de vaca y alimento suplementario de 7.0 a 8.0 menor a lo reportado en este caso, Stickney *et al.* (1979) con fertilización orgánica de 8.02 a 8.81, Diana, *et al.* (1991) de 8.1 y 8.4 que son niveles no críticos (Balarin and Hatton), Ludwig (1989) de 8.4, y Arredondo (1987) con inorgánicos y orgánicos de 8.65 a 8.88 con una tendencia fuertemente alcalina y en un ciclo de 24 horas varió de 7.5 a 10 que son atribuidos a la acción fotosintética de los organismos autótrofos. Todos los registros pueden ser considerados dentro del intervalo para obtener una excelente cosecha de peces (Boyd, 1979 y Boyd y Lichtkoppler, 1979).

Los datos obtenidos en este trabajo son similares a los mencionados por estos últimos autores que realizaron trabajos en los cuales se utilizaron fertilizantes minerales y/u orgánicos en diversas concentraciones y de varios tipos, lo cual no muestra un efecto específico de alguno de ellos, análogamente a este estudio. Boyd (1979), Wetzel (1975), Swingle (1961) y Arredondo (1987) indican que un intervalo adecuado para el mejor desarrollo de organismos acuáticos y el crecimiento de los peces está entre 6.5 y 9.5.

La conductividad del agua es una medida de la capacidad de conducir corriente eléctrica, los diferentes iones varían en su capacidad de conducir la electricidad pero en general a mayor concentración de iones la conductividad es mayor. La lectura de este parámetro facilita el estimar el grado de mineralización que tiene el agua e indica la cantidad de sólidos disueltos y permite elaborar escalas de grado de composición iónica. No es muy común utilizarlo como un indicador de la calidad del agua en la acuicultura y su uso está limitado a caracterizar desde el punto de vista limnológico a un cuerpo de agua (Boyd 1979 y Arredondo 1987). En este caso durante el día los promedios se encontraron entre 228  $\mu\text{mhos/cm}$  en el E-2 con combinado a 336  $\mu\text{mhos/cm}$  en el E-5 con estiércol lo que indica que se presentó una mayor cantidad de sólidos disueltos con este tratamiento, por el tipo de material utilizado.

Hopkins *et al.* (1982) en estanques con cerdos- peces, con patos-peces y con pollos-peces, reporta promedios de conductividad de 231  $\mu\text{mhos/cm}$ , similares a los obtenidos en estanques fertilizados con estiércol. Los datos de los cinco estanques corresponden a los de alcalinidad, dureza, y la cantidad de materia orgánica.

Los sólidos disueltos se refieren al total de materia disuelta en el agua que incluye materia orgánica disuelta, materia orgánica particulada y sustancias inorgánicas disueltas, principalmente, relacionado esto con la naturaleza de los fertilizantes. Este parámetro de acuerdo a lo anterior se registró en bajas concentraciones entre 13.04 ppm en el de inorgánico a 18.92 ppm en los estanques con estiércol, estos últimos fueron significativamente diferentes de acuerdo al mayor aporte de sólidos disueltos por este material. Los valores más altos se presentaron de manera general en la madrugada lo cual indica que la mayor parte de sólidos disueltos se concentraron en la superficie durante las horas de oscuridad, porque las partículas orgánicas que constituyen el estiércol no se precipitaron y se registraron como materia disuelta en suspensión.

Los promedios de la transparencia del agua en se registraron, en los de orgánico fueron de 30.0 a 19.9 cm en los de inorgánico, no se presentaron diferencias significativas entre los estanques. Los valores en los de fertilizante mineral fueron menores desde el inicio, en los otros estanques decrecieron posteriormente. La transparencia en los cinco estanques se mantuvo la mayor parte del periodo de cultivo y durante el día con valores menores de 30 cm homogéneos horizontalmente, que indican según He-Zhíhuei (1985) una biomasa fitoplanctónica de 50-100 mg/l, intervalo que debe sostenerse generalmente con el objeto de mantener condiciones adecuadas en los estanques. En este estudio se obtuvo una producción entre 20 y 100 mg/l. Las fluctuaciones en los cinco estanques corresponden a los aumentos fitoplanctónicos en los primeros muestreos y a los aumentos zooplanctónicos en los últimos.

El oxígeno disuelto es un factor fundamental en la dinámica acuática y su balance en sistemas de cultivo, limita el desarrollo de los organismos acuáticos. Schroeder (1975) considera que el consumo principal de oxígeno en los estanques depende del metabolismo de los peces, de la actividad de las bacterias heterótrofas sobre el excremento y de la materia orgánica en descomposición; además de la respiración del zooplankton y los organismos del bentos. El autor demostró que una cantidad de 1000 l/ha/día de bioabono líquido, no afecta el consumo de oxígeno por la noche.

En este trabajo, corroborando lo anterior, durante el ciclo nictimeral se presentaron valores adecuados de oxígeno disuelto con intervalos no menores de 2.5 mg/l por la noche. Boyd (1979) menciona que debido al efecto de la respiración y de la fotosíntesis, además del bajo índice de difusión en un estanque, la concentración de oxígeno disuelto cambia continuamente en un ciclo de 24 horas, lo cual se observó en este trabajo. El mismo autor indica que un rango adecuado para la sobrevivencia de los peces en cultivo es de 1.5 a 5 mg/l por lo que lo obtenido durante el día se considera apropiado en los cinco estanques. Zhang, F.L. *et al.* (1987) en verano a media noche reporta valores de 1.65, 2.51 y 3.18 mg/l, y Diana *et al.* (1991) indica que las máximas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua se observaron a media tarde y los mínimos en la madrugada. Correspondiendo lo obtenido en este estudio a lo mencionado por estos autores.

La masiva descomposición del estiércol puede agotar el oxígeno del fondo de los estanques, provocando el desarrollo de organismos bentónicos que pueden enriquecer el medio con metano y sulfuro de hidrógeno tóxico. Boyd and Lichtkoppler (1979) aseguran que la mayoría de los estanques fertilizados contienen suficiente oxígeno disuelto para mantener condiciones adecuadas para el crecimiento de los peces, por lo menos a tres veces la profundidad del disco de Sechii.

En este estudio no se registraron en los cinco estanques valores menores durante el período de cultivo de 2.3 mg/l de oxígeno disuelto, con promedios entre 5.29 a 6.72 mg/l. Según criterio de Thurston *et al.* (1979) el límite mínimo en aguas dulces debe ser de 2.0 a 5.0 mg/l, de acuerdo a esto la concentración de oxígeno se encontró entre los intervalos adecuados para los peces durante la mayor parte del ciclo, excepto al inicio en algunos casos y se confirmó lo indicado por Boyd and Lichtkoppler (1979).

El balance del CO<sub>2</sub> en el agua es importante y su dinámica está relacionada con varios factores bióticos y abióticos. Boyd (1979) indica que los peces sobreviven por algunos días en aguas que contienen hasta 60 mg/l, siempre y cuando los niveles de oxígeno disuelto sean elevados. Cuando la concentración de oxígeno es baja, la presencia de una cantidad considerable de bióxido de carbono impide el consumo adecuado del oxígeno por los peces, sin embargo, cuando las concentraciones de oxígeno disuelto son bajas, la concentración de bióxido de carbono es bastante alta, esto se debe a que el bióxido de carbono es liberado durante el proceso respiratorio y utilizado en la fotosíntesis.

Las concentraciones de bióxido de carbono en este caso no fueron adversas para los organismos acuáticos con promedios de 0.4 mg/l en el de inorgánico a 4.2 mg/l en el de

orgánico, esto relacionado con la descomposición de la materia orgánica. Durante el ciclo nocturnal se registró principalmente durante la madrugada, lo que corresponde a lo anteriormente citado, sin embargo el balance oxígeno-CO<sub>2</sub> como se observa fue adecuado para los organismos en cultivo en este estudio, similar a lo reportado por Ludwig (1989) que indica registros de 2.4 y 3.2 mg/l en sistemas intensivos de cultivo.

La alcalinidad total se refiere a la concentración total de bases en el agua expresadas en mg/l de equivalentes de CaCO<sub>3</sub> y generalmente están representados como iones HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> que constituyen la base fundamental del sistema amortiguador del agua, para mantener estable el valor de pH entre 8 y 9; el ion dominante es el bicarbonato, aunque es posible detectar pequeñas cantidades de carbonato (Boyd y Lichtkoppler, 1979; Wetzel, 1975) y consideran que las aguas que contienen 40 mg/l o más de alcalinidad total son más duras, según Moyle (1946) estas son más productivas, y no sólo es el resultado de una alta alcalinidad, sino que los niveles de fósforo y otros elementos esenciales incrementan con la alcalinidad, por lo que puede ser considerada como un indicador de productividad. Arrignon (1978) reporta que de 100 a 150 mg/l de alcalinidad total se considera como media y aguas muy productivas, y Arredondo (1987) indica que las concentraciones de 200 mg/l son consideradas óptimas para cultivos piscícolas.

Los promedios de alcalinidad total en este estudio fueron de 87.54 a 139.4 mg/l de CaCO<sub>3</sub> lo cual indica que el agua de los estanques fue considerada como alcalinidad media. Los mayores valores de alcalinidad se observaron en los estanques fertilizados con estiércol, similar a lo indicado por Hopkins *et al.* (1982) quien reporta valores de 97 mg/l utilizando estiércol fresco. Por otro lado, Arredondo (1987) en los estanques fertilizados con estiércoles e inorgánico que trabajó, reporta valores que fluctuaron entre 263.5 y 292.4 mg/l. Stickney *et al.* (1979) registra de 310 mg/l a 470 mg/l los cuales son mayores que los mencionados de acuerdo a las condiciones de cada sistema por la naturaleza del sustrato y el tipo de agua.

La dureza del agua se refiere al contenido de sales de calcio y magnesio, como bicarbonatos y carbonatos (dureza temporal) y sulfatos, cloruros y otros aniones de ácidos, (dureza permanente) (Wetzel, 1975). Thurston *et al.* (1979) lo define como la medida de iones polimetálicos y también que se refiere a la concentración de iones metálicos divalentes en el agua, expresados como mg/l de equivalentes de carbonato de calcio.

Este parámetro se relaciona con la alcalinidad total porque los aniones de esta y los cationes de la primera se derivan normalmente de carbonatos minerales. Para propósitos de piscicultura, generalmente se utiliza más la cuantificación de la alcalinidad que de la dureza total. Se señala que hay dureza de carbonatos y de no carbonatos, la primera es equivalente a la suma de los bicarbonatos y carbonatos en la alcalinidad, si la dureza total excede a la alcalinidad el exceso se debe a la dureza por no carbonatos (Thurston *et al.*, 1979). Arredondo (1987) indica que en esa situación es conveniente utilizar ambas medidas, ya que los valores difieren y podría caerse en un error de apreciación, sobre todo cuando se consideren algunos indicadores para estimar el rendimiento pesquero de los estanques.

En este caso los promedios de dureza total fueron de 92.47 a 146.74 mg/l, se registraron mayores valores en los de estiércol, los datos fueron similares a los de la alcalinidad reportada en este mismo trabajo lo que significó que los iones divalentes como el calcio y el magnesio se asociaran a bicarbonatos y carbonatos más que otros elementos como los sulfatos, cloruros, silicatos, nitratos o boratos (Boyd y Lichkoppler, 1979 y Boyd, 1979). Sawyer and McCarty (1967) categorizan industrialmente a las aguas y los valores obtenidos en este trabajo se pueden considerar como moderadamente duras, lo que es sinónimo de productividad adecuada y aguas apropiadas para la acuicultura.

Se considera a los cloruros como un parámetro indicador del grado de mineralización del medio, en los estanques los valores promedio entre 17.61 a 19.8 mg/l y las variaciones fueron semejantes en los cinco estanques.

Hickling (1962) considera al nitrógeno un fertilizante más pobre que el fósforo, y Rabanal (1967) menciona que no encontró un decremento en la producción piscícola sin nitrógeno, esto en relación a las cantidades de compuestos nitrogenados presentes en los cinco estanques. La dominancia de las diferentes especies químicas del nitrógeno, en orden decreciente de importancia son: nitratos, amonio y nitritos. Las concentraciones de nitritos son difíciles de detectar, por que sus cantidades son muy bajas en los estanques. La proporción de amonio-amoniaco, varía con el pH del agua, así, la concentración de estas especies químicas fluctúa notablemente en los estanques.

Según las condiciones de oxidación, se puede favorecer la desnitrificación, en este sentido los nitritos, por ser una especie química intermedia, su concentración suele ser baja, menos de 0.2 mg/l, de acuerdo a esto Hephher (1959), indicó que los nitritos se encuentran en pequeñas cantidades en los estanques fertilizados. Al respecto Colt y Armstrong (1981) indican que los niveles letales de los nitritos sobre los peces son extremadamente variables y dependen de la especie y de la naturaleza química del agua, por ejemplo la concentración letal al 50% en 96 horas para el bagre, trucha arco-iris y *Cottus bairdi*, es de 12.8 a 13.1 mg/l, de 0.20 a 0.40 y de 61.0 mg/l respectivamente. En este trabajo los nitritos presentaron valores de 0.03512 a 0.0900 mg/l, no tóxicos y similares en los cinco estanques. Estos datos son menores que los referidos por Arredondo (1987) que reporta de 0.08 a 0.42 mg/l, y por Hopkins et al. (1982) de 0.14 mg/l.

El ion amonio se encuentra frecuentemente en cuerpos de agua superficiales por fuentes: equilibrio con la atmósfera, aporte continental (desechos urbanos e industriales) y degradación de materia orgánica vegetal. En sistemas fertilizados con estiércol, el amonio y el amoniaco son liberados en los estanques, como un producto de la excreción del metabolismo de los peces y por la descomposición de la materia orgánica por la acción bacteriana. La degradación de estos materiales es significativa y constante, por lo que la concentración de  $\text{NH}_4$  puede sobrepasar los límites de seguridad, a pesar de que desde el punto de vista ecológico representa una fuente de nitrógeno para los productores primarios, sin embargo, por las condiciones de confinamiento, estratificación y escasa circulación pueden llegar a ser perjudiciales a la biota acuática.

En consideración a lo anterior la especie ionizada de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) es considerada como no tóxica con un límite para salmónidos de 0.02 mg/l, se indica que la concentración letal media depende de la temperatura y el pH, y algunos estudios han demostrado que para crías de bagre, la concentración letal media del amonio a 24 horas, varía desde 264 mg/l a un pH de 7, hasta 4.5 mg/l a un pH de 9.0. y llega a ser tóxico a concentraciones extremadamente elevadas para otras especies.

En este estudio el amonio presentó valores entre 0.0744 a 0.1304 mg/l, no tóxicos y similares en los cinco estanques, y a lo indicado por Arredondo (1987) quien encontró valores de 0.082 a 0.24 mg/l, y por Boyd (1979) de 0.052 mg/l y menores a lo registrado por Stickney *et al.* (1979) de 0.10 a 0.46 mg/l, y Ludwig (1989) de 0.76 mg/l.

Tabla 1.- Relación de los promedios de los parámetros fisicoquímicos del agua determinados durante el período de cultivo en los cinco estanques.

ESTANQUE PARAMETRO	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	ANOVA
TEMPERATURA (°C)	21.9± 2.2	21.5± 1.9	21.4± 2.0	21.3± 2.0	21.3± 2.0	P<0.05
pH	8.5± 0.3	8.7± 0.2	8.8± 0.3	8.6± 0.3	8.6± 0.4	P<0.05
TRANSPARENCIA (cm)	22.8±14.5	20.5±17.7	13.8± 5.1	17.2± 5.5	17.0± 7.8	P<0.05
OXIGENO DISUELTTO (mg/l)	6.4± 1.3	6.1± 1.4	6.7± 1.7	5.2± 1.6	7.7± 2.9	P<0.05
BIOXIDO DE CARBONO (mg/l)	1.9± 2.8	2.8± 4.4	0.4± 1.0	4.2± 4.4	3.1± 4.1	P<0.05
ALCALINIDAD TOTAL (mg/l)	119.7±31.1	107.9±27.6	87.5±30.6	139.4±40.6	119.6±31.4	P>0.05
DUREZA TOTAL (mg/l)	118.9±40.0	106.7±35.3	92.4±23.1	146.7±68.3	129.5±41.8	P>0.05
CLORUROS (mg/l)	19.8± 7.1	17.6± 5.4	18.0± 3.6	19.1± 4.4	19.5± 3.9	P<0.05
SOLIDOS DISUELTOS (ppm)	15.4± 1.5	14.7± 1.5	13.0± 1.8	18.9± 2.3	18.2± 2.6	P>0.05
AMONIO (mg/l)	0.1± 0.09	0.07±0.06	0.13±0.10	0.09±0.06	0.09±0.08	P<0.05
NITRITOS (mg/l)	0.09±0.19	0.04±0.05	0.04±0.03	0.04±0.04	0.03±0.02	P<0.05

Tabla 2.- Relación de los promedios de los parámetros fisicoquímicos del agua determinados en ciclos de 24 horas en los cinco estanques.

Estanque Parámetro	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	ANOVA
Temperatura (°C)	22.1±2.49	22.1±2.7	21.9±2.9	22.3±2.78	22.3±2.49	P<0.05
pH	8.7±0.27	8.8±0.4	8.9±0.21	8.6±0.28	8.6±0.19	P<0.05
Transparencia (cm)	17.5±6.20	14.8±1.95	14.3±0.50	15.1±0.87	14.5±1.59	P<0.05
Sólidos disueltos (ppm)	17.2±1.60	15.5±1.06	14.6±1.06	21.8±2.00	20.7±1.50	P<0.05
Conductividad (μmhos/cm)	255±11.1	228±11.7	259±9.30	311±10.4	336±14.1	P<0.05
Bióxido de Carbono (mg/l)	2.1±2.77	3.1±2.6	0.22±0.62	2.0±1.75	3.3±2.90	P<0.05
Oxígeno disuelto (mg/l)	6.6±3.2	5.7±2.9	7.7±3.20	6.7±2.10	7.3±3.80	P<0.05
Superficie						
Oxígeno disuelto (mg/l)	4.9±2.5	4.5±2.1	6.5±2.61	6.0±1.54	6.0±3.10	P<0.05
Fondo						

## b) ANALISIS DEL SEDIMENTO: (Tabla 3)

La producción de organismos acuáticos es dependiente de la productividad natural, la cual se origina a partir de las relaciones entre los parámetros físicos y químicos en un sistema cerrado en equilibrio dinámico donde interactúan los productores, consumidores y descomponedores. En este sentido, para lograr la rentabilidad económica en estanques de cultivo bajo condiciones semi-intensivas, es importante diseñar estrategias para optimizar el uso de los ecosistemas acuáticos, considerando la dinámica que existe entre la columna de agua y el sedimento.

La interfase sedimento-agua desempeña un papel esencial en el manejo de los estanques y se ha confirmado que la capacidad de fijación del sedimento excede entre 100 y 1 000 veces a la columna de agua. Por esta circunstancia el sedimento puede servir como una fuente o almacén de componentes químicos, principalmente de nutrientes.

Las características edáficas de los estanques de producción son importantes, la productividad y la calidad del agua están relacionados directamente con la presencia de algunos compuestos o elementos en el sedimento. Huet (1978), Avinimelch, *et al.* (1981) y Coche (1985), recomiendan llevar a cabo una serie de análisis para evaluar las condiciones presentes en el sedimento, un menor pH en el agua puede presentarse por una concentración baja de bases en el sustrato. Una buena cantidad de nutrientes presente en el mismo, coadyuva a incrementar la productividad de un estanque rústico de producción. Las condiciones presentes permiten saber si los estanques no muestran problemas graves de filtración y compactación dado el porcentaje de arcilla, limo y arena. Algunos autores mencionan que los suelos de la República Mexicana son ricos en Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>++</sup> y Mg<sup>++</sup>.

Las características físicas de los cinco estanques en este trabajo, en lo que se refiere a los porcentajes de arena, limo y arcilla fueron semejantes con intervalos de 24 a 43% de arena, el limo se encontró en un intervalo de 17 a 24%, con un porcentaje de arcilla de 36 a 53%. Las condiciones físicas del sedimento reportadas en estos estanques fueron similares y se consideran apropiadas para estanques piscícolas.

La conductividad es un parámetro utilizado como indicador del grado de salinidad de los suelos, en este caso no se presentaron diferencias entre los estanques con promedios entre 0.78 y 1.03 mmhos/cm sin gran variabilidad, al respecto Cobertera (1993) indica que de 0 a 2 mmhos/cm son suelos sin salinidad, y de acuerdo con la clasificación de Ortega (1978) los suelos con menos de 4 mmhos/cm son suelos no salinos-sódicos y suelos normales.

El porcentaje de CaCO<sub>3</sub> solamente se registró en los estanques con combinado con promedios de 0.884% (E-1) y de 2.88% (E-2), y Cobertera (1993) indica en una tabla en cuanto a diagnóstico sólo orientativo que si se presentan de 0 a 2% de CaCO<sub>3</sub> se consideran suelos que tienen insuficiente Ca soluble, y de 2 a 5% de CaCO<sub>3</sub> se encuentra suficiente Ca, P y Fe soluble, lo cual muestra que todos los estanques registraron insuficiente Ca soluble excepto el estanque 2 con combinado el cual fue estadísticamente diferente a los demás, lo que está

relacionado con las características del fertilizante utilizado y a la dinámica trófica propia del sistema.

El pH se presentó en los cinco estanques con promedios de 6.91 a 7.56, registrando los mayores valores en los dos con combinado. Aguilera (1989) indica que los suelos con valores menores de 7 son ligeramente ácidos, pasando por neutro 7 a básico mayor de 7, y Ortega (1978) menciona que de 6 a 7.6 van de ligeramente ácidos a neutros y a ligeramente básicos, y son suelos con saturación media de bases, muy buena solubilidad de los iones nutritivos, aunque a pH superior a 6.8 el hierro soluble es deficiente. Esto indica que el sedimento de los estanques fue de ligeramente ácido a neutro en este estudio.

Wahby (1974) registra en estanques fertilizados con superfosfato un pH de 7.7 a 9, con superfosfato y nitrato de 7.37 a 9, sin fertilizante 7.85 a 9 y con estiércol de caballo de 8.1 a 8.9, cuyos datos mínimos son similares a los obtenidos en este trabajo (Tabla 3), sin reportar un efecto significativo de algún tipo de fertilizante, esto indica que la adición de abonos contribuye a incrementar el pH en el sedimento, por la adición de sales y sin presentar un efecto importante por la descomposición de la materia orgánica sobre todo en donde se incluyó estiércol.

El porcentaje de materia orgánica se encontró sin diferencias y se registraron promedios de 1.70% a 2.14%, en los cinco estanques. Cobertera (1993) indica que los suelos que tienen de 1.5 a 2% se consideran mineral-orgánicos, los de más del 2% orgánicos, de muy buena calidad y según Aguilera (1989) de 0.8 a 2.0 es baja la cantidad de materia orgánica y de 2.0 a 4 es media, por lo que en este caso el sedimento en los cinco estanques se puede considerar con cantidades moderadas de materia orgánica, y entre los suelos mineral-orgánicos y orgánicos, de buena calidad.

Ortega (1978) menciona que la materia orgánica en suelos está compuesta en un 58% de carbono, y en los sedimentos acuáticos, de materia particulada (viva o muerta) denominada detritus, todos estos materiales se ven sometidos a la remineralización, a través de la cual se redistribuyen nuevamente de los compuestos inorgánicos ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , micronutrientes), en estos ambientes los materiales orgánicos pueden proceder de la vegetación sumergida y representan una fuente de energía para heterótrofos, sin embargo, las actividades antropogénicas varían la calidad y cantidad del material orgánico por lo que su interpretación y significado es distinto.

En este caso no se presentan diferencias entre los tres tipos de material utilizado, lo cual indica que aunque en la mayoría se utilizó estiércol esto no contribuyó a un mayor porcentaje de materia orgánica en el sedimento, relacionado esto con el incremento en los fertilizados con mineral de la producción de organismos, sobre todo productores primarios. Esto muestra una eficaz utilización de la materia orgánica para incrementar la productividad.

El nitrógeno en el sedimento se presentó en este estudio con promedios de 0.07% a 0.10%. Cobertera (1993) indica que de 0 a 0.05% de N total es muy baja, de 0.05 a 0.1% es baja, y de 0.1 a 0.2 es normal. Lo registrado en este estudio corresponde al intervalo bajo, y no coincide con lo mencionado por Avnimelech y Lacher (1979) que encontraron que en el fondo

de los estanques puede haber hasta 1.25 toneladas de nitrógeno por hectárea, que proviene de la absorción del amonio por partículas de arcilla.

Sugiyama y Kawai (1979) reportan que en estanques cultivados con *Carassius auratus*, el amonio se incorpora rápidamente en los organismos de los primeros niveles tróficos y únicamente una pequeña porción del nitrógeno incorporado, es transferido a niveles más altos y otra parte se adsorbe en la materia orgánica particulada. Estos datos sugieren que el sedimento constituye una trampa de nitrógeno, ya que retiene cantidades importantes de este elemento, lo de acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo no se presentó. Wetzel (1975) indica que el intercambio de nitrógeno entre los sedimentos y el agua varía también enormemente según la composición del sedimento. También reporta que en lagos, las dinámicas del nitrógeno de los sedimentos son poco conocidas, que los sedimentos de los lagos contienen típicamente de 50 a 200 kg de nitrógeno por 10 cm de grosor y por Ha, gran parte del cual se halla inmovilizado y adsorbido a partículas inorgánicas (Keeney, 1973).

Wetzel (1980) en cuanto al fósforo en el sedimento en lagos, informa que existe poca correlación entre la cantidad de fósforo contenido en los sedimentos y la productividad del agua que los cubre, y que los factores determinantes son la capacidad de los sedimentos para retener el fósforo, las condiciones del agua situada sobre ellos y los seres vivos de los sedimentos, que alteran el equilibrio de intercambio retornando el fósforo del agua. En este caso se registraron promedios entre 39.64 kg/ha a 61.85 kg/ha, y Cobertera (1993) indica que de 0 a 90 kg/ha de P es considerado muy deficiente y de 90 a 270 kg/ha de P deficiente, que muestra una menor fijación y mayor aprovechamiento del fósforo por los organismos acuáticos..

Los cationes que constituyen principalmente las sales solubles en los suelos son sodio, calcio y magnesio y las especies aniónicas son a su vez: sulfatos, cloruros y bicarbonatos (Ortega, 1978), en los cinco estanques los cationes se presentaron con promedios similares de  $\text{Ca}^{++}$  de 7.71 a 9.74 meq/l, de  $\text{Ca}^{++}$  de 2.42 a 3.08 meq/l y los  $\text{Na}^{++}$  de 0.16 a 0.57 meq/l y los promedios de los aniones fueron en el caso de los  $\text{HCO}_3^-$  de 1.5 a 2.07 meq/l, en los Cl<sup>-</sup> de 0.36 a 0.64 meq/l, en los  $\text{SO}_4^{2-}$  de 5.15 a 7.66 meq/l y de  $\text{CO}_3^{2-}$  0.42 meq/l.

Cobertera (1993) indica que en relación con la fertilidad del suelo la fracción analítica del calcio y del magnesio del cambio permiten establecer que con valores de Ca de cambio en torno a 10 meq/100 g de suelo y de magnesio de 1.2 meq/100 g, ya hay suficiente cantidad de estos elementos para la alimentación vegetal, por lo que valores inferiores o superiores significan, respectivamente, carencia o exceso de estos elementos, la relación Ca/Mg debe de estar entre 8 y 20, para que no se presenten antagonismos y en el caso del sodio de cambio con menos de 1 meq/100 g de suelo son suelos normales.

Tabla 3.- Registro de los promedios de los parámetros registrados en el sedimento durante el período experimental en los estanques.

ESTANQUE PARAMETRO	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	ANOVA
CONDUCTIVIDAD (mmhos/cm)	0.94±0.31	0.81±0.20	0.93±0.46	1.03±0.47	0.78±0.18	P<0.05
CaCO <sub>3</sub> (%)	0.88±1.23	2.88±1.97	0	0	0	P>0.05
pH	7.40±0.26	7.50±0.23	7.00±0.29	7.00±0.18	6.90±0.24	P>0.05
MATERIA ORGANICA (%)	1.70±0.40	1.71±0.89	2.14±0.64	1.83±0.76	1.86±0.62	P<0.05
NITROGENO (%)	0.07±0.02	0.07±0.04	0.01±0.03	0.08±0.03	0.08±0.03	P<0.05
FOSFORO (Kg/Ha)	46.42±25.3	55.57±22.1	61.85±22.0	44.28±12.7	39.60±14.9	P<0.05
Ca+Mg (meq/l)	9.25± 3.2	7.71±2.13	8.62±4.90	9.74±4.70	7.62±1.91	P<0.05
Ca (meq/l)	2.97± 1.8	3.08±1.62	2.91±1.64	2.94±1.78	2.42±0.78	P<0.05
Na (meq/l)	0.23±0.09	0.48±0.19	0.57±0.45	0.56±0.44	0.16±0.27	P<0.05
HCO (meq/l)	1.50±0.28	2.07±0.93	1.85±0.85	1.64±0.69	1.57±0.60	P<0.05
Cl (meq/l)	0.36±0.13	0.62±0.42	0.36±0.21	0.64±0.55	0.50±0.22	P<0.05
SO (meq/l)	7.20±3.22	5.15±1.73	6.44±4.25	7.66±4.89	5.29±1.88	P<0.05

### c) FITOPLANCTON:

El número total de organismos fitoplanctónicos registrados en este caso fue de 107834 a 307777 org/ml, se presentaron diferencias significativas en los datos de abundancias fitoplanctónicas entre todos los estanques, excepto entre los de combinado (E-1 y 2) y el primero de estos y el de estiércol (E-1 y 4) ( $P > 0.05$ ), lo que muestra similitudes entre los estanques con menor número de organismos fitoplanctónicos.

Margalef (1977) indica en relación al estado productivo de un lago y al número de organismos del fitoplancton, que en resumen se podrían aceptar estos límites: Lagos oligotróficos  $10^{-1} - 10^2$  cel/ml, lagos eutróficos  $10^2 - 10^4$  cel/ml, Aguas muy eutróficas y cultivos  $10^4 - 10^6$  cel/ml y cultivos en condiciones especiales  $10^6 - 10^8$  cel/ml, por lo anterior pueden considerarse a los sistemas reportados en este trabajo como eutróficos.

Arredondo (1987), menciona que los estanques que presentan una alta abundancia de fitoplancton se caracterizan como ambientes eutróficos y de elevada productividad primaria, que favorecen el crecimiento de las especies presentes en el policultivo, particularmente las filtradoras y que esto se debe a la intensa fertilización a la que se someten los estanques considerando que la comunidad de la fitocenosis no cambia y sólo se presentan cambios en la abundancia que dependen de la naturaleza del tipo de fertilizante aplicado.

Densidades totales de organismos fitoplanctónicos mencionadas por otros autores:

Tipo de Fertilizante	Número de org/ml	Período	Autor
Cerdaza	64,556 y 84,101	3 meses	Buck et al. (1978)
Lagos no fertilizados	82,700 org/l		Langford (1984)
Lagos fertilizados	80,400 org/l		
Inorgánico	304,620	6 meses	Arredondo (1987)
Borregaza	461,148		(En México)
Cerdaza	500,763		
Inorgánico	$9.2 \times 10^9$ org/l		Dimitrov (1987)
Orgánico	$4.9 \times 10^9$		
Inorgánico	451,932	6 meses	Quiroz (1990)
Vacaza	569,974		(En México)
	304,603		
Vacaza	524,102	10 meses	Molina (1992)
	630,731		(En México)
	629,771		
Combinado	121,021	6 meses	Este trabajo
	107,843		
Inorgánico	215,375		
	160,690		
Vacaza	307,777		

En esta tabla lo que se observa es que los datos obtenidos en este trabajo son menores a los reportados en México y similares a los indicados para el extranjero con condiciones

parecidas en cuanto a especies y tipo de fertilizantes. Esto está relacionado con el tipo de estrategias que se utilizan, y el aprovechamiento de estos organismos por los peces en cultivo. El incremento de los organismos fitoplanctónicos no está relacionado directamente con el tipo de fertilizantes, en estos casos dependen del estado trófico y esquema de cultivo de cada sistema.

Los datos más altos del número de org/ml, se presentaron en todos los estanques en otoño. Esto corresponde al inicio del periodo de cultivo, es decir, al efecto de la fertilización inicial, a excepción del primer estanque en el cual se presentó el mayor incremento en invierno, lo cual permite observar un efecto posterior al inicial. Con variaciones posteriores diferentes en todos los estanques. La temporalidad y la dinámica propia de cada estanque influyeron más que el tipo de fertilizante (Fig. 5).

El florecimiento de los organismos fitoplanctónicos en los estanques dependiendo de su estado y de las condiciones ambientales, muestran que la utilización adecuada de los fertilizantes, permiten obtener altas densidades periódicas para favorecer el crecimiento de los organismos en cultivo, y reforzar la dinámica del ecosistema.

Se pueden considerar estos estanques sistemas eutróficos adecuados para el cultivo de peces, ya que la composición del fitoplancton fue principalmente de CHLOROPHYTAS, CYANOPHYTAS, CHROMOPHYTAS y EUGLENOPHYTAS, en los cinco estanques la división más representativa fue la de las CHLOROPHYTAS con 55.8% a 86.5% (Fig. 6). La tendencia de la variación de los porcentajes de cada división durante el periodo experimental fue similar en todos los estanques, en general se presentó dominancia de CHLOROPHYTAS y condiciones adecuadas para la dinámica de los sistemas acuáticos, de acuerdo a las características de éstas, lo cual permite observar que las variaciones estacionales no afectan significativamente la composición en cuanto a divisiones del fitoplancton. Arredondo (1987) de manera similar reporta que los mayores porcentajes de éstas que encontró en los estanques con urea y fórmula compleja fue de 59% de clorofitas mientras que en los fertilizantes con estiércoles de 44 y 41%.

Boyd (1982) semejante a lo aquí reportado, indica que en algunos estanques se presentó un dominio marcado de clorofitas, seguido de las euglenofitas y las cianofitas y diatomeas escasas y de poca importancia y Boyd (1973), al estudiar el fitoplancton de tres estanques fertilizados con fósforo, tres con nitrógeno y fósforo y tres controles, señaló que las cianofitas no estuvieron en los estanques de control, en este caso las clorofitas y diatomeas fueron las más comunes; en los estanques fertilizados con fósforo no se presentó un predominio constante de las cianofitas, pero sí en los tratados con nitrógeno y fósforo lo cual es diferente a lo obtenido en este trabajo con el mismo tratamiento. Buck, *et al.* (1978) en estanques con policultivo fertilizados con estiércol de cerdo, reporta que las más abundantes fueron las clorofitas aunque en algunos meses las euglenofitas y las cianofitas, y en menor grado las crisofitas, lo cual corresponde a lo mencionado aquí con vacaza, excepto por la presencia de cianofitas.

Por otro lado coincidiendo con los dos grupos dominantes en este estudio, Boyd (1979) en estanques utilizados para el cultivo intensivo fertilizados con inorgánico ( $NP_2O_5$  y  $P_2O_5$ ),

indica que durante el verano los grupos dominantes en un 90% corresponden a las clorofitas y cianofitas, siguiendo en orden de importancia las crisofitas y diatomeas y al final las euglenofitas y pirrofitas, que son raras y poco frecuentes.

Similar a lo reportado por Molina (1992) que obtiene porcentajes de 61.58% y 88.57% de cianofitas, 33.26 y 7.54 % de clorofitas y en otro 64.8% de clorofitas y 32.28 de cianofitas, que es opuesto en los casos iniciales a este trabajo, aún cuando se utilizó en ambos casos estiércol de vaca, esto puede estar relacionado a las características particulares de cada estanque.

Por otra parte, McIntire y Bond (1962) reportaron que en estanques de Oregon, EE.UU., las diatomeas fueron muy abundantes, esto puede relacionarse con lo mencionado por Arredondo (1987) que indica que en estanques con policultivo otro grupo dominante está constituido por las bacilariofitas, que son organismos indicadores de aguas fuertemente mineralizadas, por lo que son comunes en ambientes con elevadas concentraciones iónicas, en las que las altas cantidades de sodio y cloro determinan su presencia, sobre todo en especies indicadoras como es el caso de *Cyclotella meneghiniana*, como lo mencionan Tilman *et al.* (1976 y 77), lo cual no se observó en este caso, principalmente por las condiciones de menor mineralización de los estanques.

La fertilización produce un aumento en la abundancia del fitoplancton, pero no tiene un efecto sobre la composición genérica resultante, tal como lo demostró Parson *et al.* (1972), quienes después de fertilizar un lago concluyeron que no existe un cambio sustancial en la abundancia de las principales especies, ya que estas se mantienen uniformes y sólo se observó un aumento en la productividad y la presencia de algunas especies indicadoras de ambientes eutróficos, como es el caso de *Ceratium sp.*, *Peridinium sp.* y *Scenedesmus sp.*

De acuerdo a esto, de las especies encontradas en total se identificaron 178 organismos fitoplanctónicos (Tabla 4): 31 CYANOPHYTA, 79 CHROMOPHYTA, 5 EUGLENOPHYTA y 63 CHLOROPHYTA. Se observó con estas una mayor dominancia en cuanto a densidad para los cinco estanques con de 68,077 a 169,006 org/ml. La división CHROMOPHYTA mostró una mayor diversidad en los estanques. Se presentan cambios en cuanto a los géneros más abundantes, entre los estanques con los mismos tratamientos, y algunas coincidencias en estanques con diferentes materiales, las especies que se presentaron con más frecuencia fueron diferentes entre los tres tratamientos, esto es similar a lo mencionado por Parsons *et al.* (1972), que demuestran que la fertilización produce un aumento en la abundancia del fitoplancton, pero no tiene un efecto sobre la composición genérica resultante.

Molina (1992) indica que los géneros dominantes fueron dentro de las CHLOROPHYTA: *Scenedesmus*, *Desmidium*, *Planctonema*, *Monoraphidium* y *Pediastrum*, lo cual es similar a lo indicado en este trabajo en algunos géneros como *Scenedesmus*. Respecto a las CYANOPHYTA el género registrado *Merismopedia* fue semejante a lo obtenido en este trabajo, de la División CHROMOPHYTA el género coincidente es *Navicula sp.* y de la División EUGLENOPHYTA es similar el género más abundante.

Los resultados del presente trabajo coinciden con lo mencionado por Arredondo (1987) que indica que las especies dominantes en cada tratamiento durante los siete meses del muestreo estuvieron representadas por varios géneros en los tres tratamientos: *Oscillatoria*, *Elakathotrix*, *Monoraphidium*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Schroederia*, *Sphaerocystis*, *Cyclotella* y *Nitzschia* lo que es importante considerar en relación a los tipos diferentes de fertilizantes utilizados y a la ubicación de la estanquería, ya que este trabajo se llevó a cabo en el Estado de Hidalgo.

Con respecto a lo obtenido en otras partes del mundo: Dimitrov (1987) con fertilización mineral y orgánica, reporta especies de 4 grupos principales del fitoplancton entre las cuales se encuentran: Cyanophyta (2 especies), Chlorophyta (10 especies, cuatro tienen formas coloniales: *Actinastrum hantzschii* Lagerh., *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh., *Scenedesmus acuminatus* (Lagerh.) Chod., y *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb.), Euglenophyta (2 especies: *Phacus sp.*, una forma colonial, y *Euglena sp.*), y Bacillariophyta (3 especies: *Cyclotella meneghiniana* Kutz., *Melosira sp.*, y *Navicula sp.*), de las cuales todas se reportan en el presente trabajo.

En el caso de Boyd (1973) la mayoría de los organismos que se presentaron fueron algas verde-azules; los individuos presentes con mayor abundancia de las clorofitas fueron: *Coelastrum microporum*, *Chlorella sp.*, *Dictyosphaerium sp.*, *Scenedesmus bijuga*, *S. quadricauda*. de las de verde-azules las dominantes fueron: *Oscillatoria sp.*, *Raphidiopsis curvata*, *Anacystis nidulans*, *A. aeruginosa*, y *Spirulina sp.* Los florecimientos más frecuentes fueron de las especies: *Oscillatoria sp.* y *Spirulina sp.* de 12 estanques, en seis dominaron las clorofitas y en 6 las cianofitas. De las cuales solamente algunos géneros de las Chlorophytas son semejantes como en el caso de *Scenedesmus*.

En experiencias en algunos países asiáticos Seenayya (1972), reporta una lista de especies fitoplanctónicas y dentro de las que considera con gran abundancia están: *Chlamydomonas inserta*, *C. stellata*, *C. tetragamum*, *Chlorella vulgaris*, *Schroederia setigera* (Chlorophyceae), de las cuales esta última es la única coincidente en cuanto a las de mayor abundancia en este trabajo; *Nitzschia amphibia*, *N. palea* y *N. gracilis* (Bacillariophyceae), este género se reporta también actualmente; *Euglena acus*, *Lepocinclis caudata*, *L. ovum*, *L. texta*, *Phacus acuminatus*, *P. agilis*, *P. curvicauda*, *P. onyx*, *P. orbicularis*, *Trachelomonas hispida* y *T. volvocina* (Euglenineae), al respecto de estas se presentó principalmente la primera en esta experiencia; y *Chroococcus turgidus*, *Merismopedia minima* y *Microcystis aeruginosa* (Myxophyceae) de las cuales se mencionan en este trabajo también, *Merismopedia* y *Microcystis*.

Khan y Siddiqui (1971) mencionan al respecto del plancton en aguas continentales en un lago en la India que la especie más importante del fitoplancton fue *Microcystis aeruginosa* y reporta otras especies consideradas también importantes: *Spirulina major*, *Oscillatoria limnetica*, *Scenedesmus dimorpha*, *S. obliquus*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Spirogyra dubia*, *Oocystis novae-similis*, *Fragilaria capucina*, *F. intermedia*, *Syndera ulna*, *Cyclotella operculata*, *Chlamydomonas globosa*, *Euglena sp.* y *Phacus sp.*, La mayoría de las cuales son reportadas en esta experiencia.

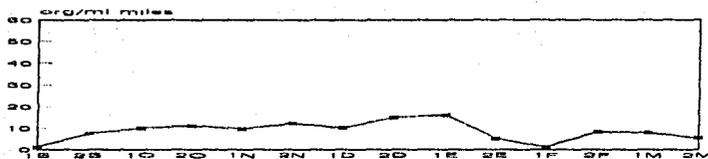
Fundamentalmente, lo anterior indica que los aspectos latitudinales y algunas características no limitan la posibilidad de que algunas especies y sobre todo, géneros fitoplanctónicos se repitan continuamente.

Los índices de diversidad se determinan con frecuencia por las proporciones de las especies más comunes equitativamente, y sólo de manera secundaria por el número de especies de acuerdo con las derivadas de la fórmula de Shannon-Weaver (Sager y Hasler, 1969; Moss, 1973). La predominancia de una u otra especie proporciona como resultado valores bajos de diversidad, se obtienen altos valores cuando cada una de las especies representa una fracción moderada de la totalidad. En cuanto a la diversidad en este trabajo se presentaron valores del índice de Shannon-Weaver de 0.001 a 5.78 bits, con variaciones según éste entre un medio oligotrófico y un eutrófico.

Arredondo (1987) reporta que en su estudio los datos en los estanques mostraron diferencias claras entre cada bloque de tratamientos y distintas tendencias entre ellos, lo cual posiblemente signifique los cambios sucesivos de las diferentes especies que integran la fitocenosis, ligados al comportamiento estacional de la temperatura y a la disponibilidad de nutrimentos, en este estudio no se presentaron grandes diferencias entre tratamiento y estanques, no se observa el efecto de un factor notablemente. Trifonova (1993) reporta en un lago de Rusia más de 30 especies y menciona cambios de 1.2 a 4.2 bits en el índice de Shannon-Weaver, lo cual es semejante a lo obtenido en este trabajo.

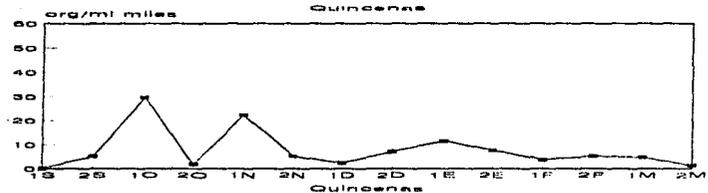
En relación a los cambios en la diversidad del fitoplancton, estos reflejan algunos efectos, tales como la fertilización, la mezcla de la columna de agua, contaminación e inmigración, que refuerza las propiedades intrínsecas a nivel de ecosistema. Se estima que es útil manejar el concepto de índice de diversidad en estanques fertilizados, ya que describe cómo están distribuidos los individuos entre las especies del fitoplancton. Valores altos señalan una mayor diversidad en la comunidad y en general ésta situación es favorable a un ecosistema, ya que son más estables, dado que las fluctuaciones en la abundancia de especies individuales tiene una menor influencia en el funcionamiento del ecosistema, que aquellos cambios de especies individuales en sistemas de baja diversidad.

Este fenómeno parece simple porque una especie rara vez comprende un gran porcentaje de la comunidad total en un sistema con alta diversidad, sin embargo, un estanque sometido a una fertilización constante presenta baja diversidad (Boyd, 1973) lo cual no se presentó en este estudio, la mayor parte del periodo de cultivo se registraron valores altos del índice.



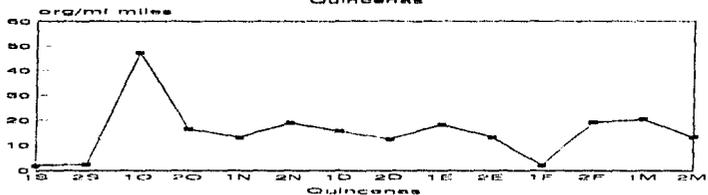
E-1

$\bar{X}$  = 8644  
 S = 4429  
 C.V. = 51%  
 Max. = 16061  
 Min. = 1086



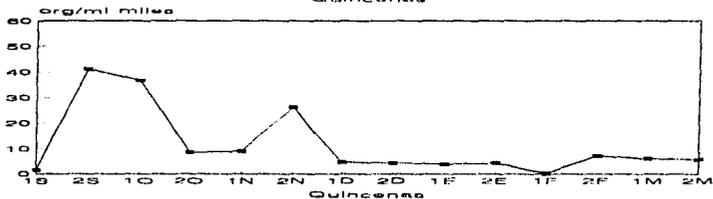
E-2

$\bar{X}$  = 7703  
 S = 8407  
 C.V. = 109%  
 Max. = 29715  
 Min. = 95.8



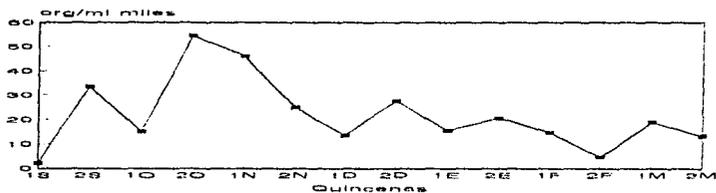
E-3

$\bar{X}$  = 15383  
 S = 11190  
 C.V. = 72%  
 Max. = 47306  
 Min. = 1956



E-4

$\bar{X}$  = 11477  
 S = 13213  
 C.V. = 115.1%  
 Max. = 41291  
 Min. = 217



E-5

$\bar{X}$  = 21841  
 S = 14697  
 C.V. = 67%  
 Max. = 54596  
 Min. = 2210

Figura 5.- Registro de la variación del número de organismos/ml del fitoplancton por quincena durante el período de experimentación en los cinco estanques.

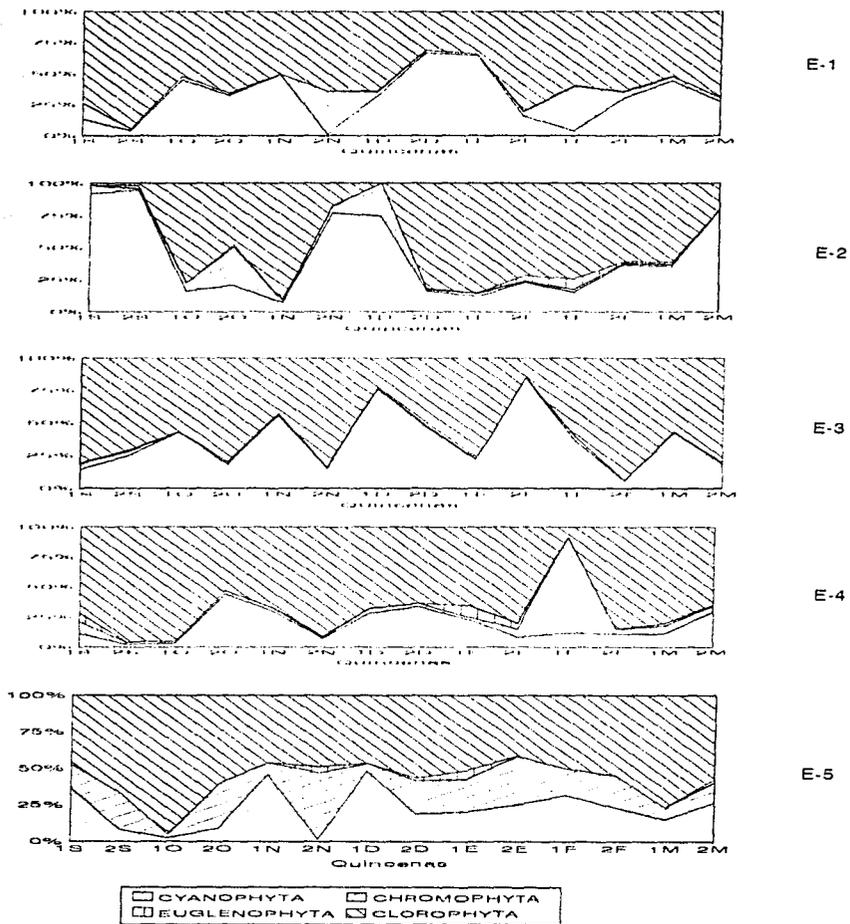


Figura 6.- Registro de la variación de las divisiones del fitoplancton durante el período de cultivo en los cinco estanques.

Tabla 4.- Relación de las especies de cada grupo fitoplanctónico con sus respectivo número de org/ml total durante el periodo de cultivo. (pag. 1)

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<b>CYANOPHYTA</b>						<i>Spirulina platensis</i>	0	75	17	78	121
<i>Anabaena Solitana</i>	14	41	0	14	129	<i>Synpioca dubia</i>	2180	55	636	16	31
<i>A. spiroides</i>	9216	9377	616	5621	37010	<i>Synechococcus cedrorum</i>	680	33	98	314	462
<i>Chroococcus turgidus</i>	2	6	0	418	9	<i>Synechocystis aqualitis</i>	0	23	0	88	0
<i>Eucapsa alpina</i>	206	165	493	149	1794	<i>Tetracus ilsteri</i>	0	0	2	3	80
<i>Gloeocapsa itzigohnu</i>	116	75	33	28	11	<i>Tohyoshrix hysoides</i>	9	38	28	13	386
<i>Gomonticella subglobulosa</i>	99	42	6	16	102	<i>T. lanata</i>	16	49	27	185	47
<i>Isocystis messianensis</i>	80	23	13	3	52	<i>Tabiella elenkinii</i>	0	0	3	325	111
<i>Lyngbya epiphatica aquae-dulcis</i>	17	207	34	6	0	<i>Wolleea saccata</i>	19	53	16	16	118
<i>L. mucicola</i>	52	22	0	5	9						
<i>Mesismopediia elegans</i>	1462	2411	4945	3989	9371	<b>CHROMOPHYTA</b>					
<i>M. geminata</i>	1296	56	306	1149	1099	<i>Achnanthes flexella</i>	52	27	0	6	31
<i>M. tenuissima</i>	25963	5089	6615	1930	2137	<i>A. inflata</i>	2	2	0	6	47
<i>Microcystis elachista</i>	2125	6933	35903	632	3101	<i>A. lanceolata</i>	58	27	2	19	72
<i>M. elachista planctonica</i>	1472	1052	10825	2884	7968	<i>Amphichrysis compressa</i>	31	50	42	99	4358
<i>Nostoc lunchea</i>	38	166	67	126	669	<i>Amphipleura lindheimeri</i>	0	3	0	45	5
<i>N. piscinale</i>	3	0	0	2	0	<i>A. pullicida</i>	71	13	8	5	0
<i>Oscillatoria splendida</i>	2	119	33	6	0	<i>Amphora communata</i>	31	16	9	0	184
<i>O. tenuis tenuis</i>	3	49	8	13	104	<i>A. ovalis</i>	2	0	0	0	0
<i>O. terebriformis</i>	5	118	5	6	0	<i>Bacillaria paxillifer</i>	75	121	13	25	527
<i>Palkiella elegans</i>	127	61	19	29	27	<i>Caloneis amphibaena</i>	84	8	13	78	1652
<i>Phormidium fragile</i>	141	78	3	9	5						
<i>Plectonema purpureum</i>	2	0	0	11	0						

Tabla 4.- Continuación (Pag. 2).

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<i>Chaetoceros muelleri</i>	8	9	3	41	535
<i>Chlorocloster dactylococcoides</i>	2	2	0	38	0
<i>Chrysarachnion insidians</i>	3	0	0	0	0
<i>Chrysidiastrum ocellatum</i>	0	20	0	17	374
<i>Chrysocapsella paludosa</i>	116	55	50	115	598
<i>Chrysozpora fenestrata</i>	56	77	226	45	1052
<i>Cyclotella australica</i>	4104	66	28	102	28
<i>C. meneghiniana</i>	105	89	16	67	1168
<i>C. styriaca</i>	0	0	0	0	151
<i>Cymatopleura solea regula</i>	117	64	34	55	2958
<i>Cymbella turgida</i>	5	24	0	0	0
<i>C. ventricosa</i>	0	3	2	22	986
<i>Denticula thermalis</i>	16	9	0	5	246
<i>Diaptonceis elliptica</i>	3	2	2	52	0
<i>Diatoma elongata</i>	58	0	0	0	0
<i>Diatomella hustedii</i>	16	16	6	66	102
<i>Flagellaria sp.</i>	11	11	2	0	0
<i>F. capucina</i>	38	0	0	9	0
<i>F. constricta</i>	3	0	2	157	493
<i>F. construens</i>	0	88	2	110	0
<i>F. construens construens</i>	13	5	0	35	0
<i>F. pinnata robusta</i>	24	0	0	104	0
<i>F. virescens</i>	24	8	8	414	3209

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<i>Gomphonema angustatum intermedium</i>	0	0	0	0	25
<i>G. augur</i>	23	6	5	268	2308
<i>G. truncatum truncatum</i>	3	0	0	0	116
<i>G. ventricosum</i>	9	0	9	111	0
<i>Goniochloris fallax</i>	284	129	73	74	973
<i>G. mulca</i>	342	536	50	383	6955
<i>Hantzschia amphioxys</i>	74	11	3	23	1733
<i>H. elongata</i>	31	157	8	16	505
<i>Heterodesmus multicellularis</i>	5	0	0	16	0
<i>Mallomonas sp.</i>	50	121	8	67	39
<i>Mastogloia pumilla</i>	11	8	2	2	31
<i>M. sp.</i>	0	0	0	5	0
<i>M. smithii</i>	145	0	0	0	0
<i>M. smithii lacustris</i>	177	124	38	23	392
<i>Melosira herzogii</i>	36	61	9	148	3
<i>Nannula confervacea</i>	56	36	30	72	474
<i>N. cryptocephala</i>	130	458	19	25	3355
<i>N. cuspidata</i>	6	30	3	39	3713
<i>N. oblonga</i>	0	0	0	0	6
<i>N. reibardii elliptica</i>	8	0	0	16	0
<i>Nitzschia acicularis</i>	139	66	17	36	1973
<i>N. amphibia</i>	22	0	3	50	0

Tabla 4.- Continuación (Pag. 3).

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<i>N. dissipata</i>	108	481	20	149	10952
<i>N. obtusa</i>	14	30	8	0	2
<i>Phacomonas lacustris</i>	129	458	31	777	2727
<i>Pinnularia aërospæna</i>	2	0	0	27	0
<i>P. brevicostata</i>	30	5	3	8	494
<i>P. interrupta</i>	0	16	0	0	0
<i>P. lata</i>	6	0	2	0	0
<i>P. viridis</i>	14	0	5	11	0
<i>Pleurochloris polychloris</i>	0	3	0	0	0
<i>Prismatella sexangularis</i>	2	0	0	0	0
<i>Pseudopronia andina</i>	28	13	9	41	31
<i>Pseudostaurastrum lobulatum</i>	6	25	2	6	27
<i>Pseudotetraedron neglectum</i>	0	8	2	0	518
<i>Raphidiella fascicularis</i>	6	8	94	3	0
<i>Rhizosolenia</i> sp.	240	1096	6	215	1520
<i>Synedra gallonii</i>	0	0	0	0	1510
<i>S. goulardii</i>	0	5	0	5	0
<i>S. parasitica</i>	2	6	9	8	0
<i>S. pulchella</i>	23	80	22	31	2986
<i>Tabellaria fenestrata</i>	67	127	31	239	1093
<i>Tetracyclus rupestris</i>	0	0	0	5	0
<i>Thalassiosira fluviatilis</i>	10	34	50	105	7530
<i>Tribonema vulgare</i>	0	0	0	3	0

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<i>Valoniopsis lewisiana</i>	16	0	44	3	0
EUGLENOPHYTA					
<i>Euglena acus</i>	72	322	547	1071	2764
<i>E. acus longissima</i>	0	0	0	3	0
<i>Phacus longicauda</i>	22	3	124	30	58
<i>Sitomonas gibberosa</i>	42	743	46	154	100
<i>Trachelomonas abrotana</i>	12	20	16	5	36
CHLOROPHYTA					
<i>Actinostromum gracillimum</i>	3	30	0	34	297
<i>A. hantzschii</i>	67	276	0	13	8
<i>Ankistrodesmos convolutus minutus</i>	53	22	19	102	5501
<i>A. falcatus</i>	399	12513	190	575	8676
<i>A. falcatus falcatus</i>	0	0	0	16	0
<i>A. falciformis</i>	171	2715	11213	741	31404
<i>A. gelidactum</i>	1057	1134	6	67	11659
<i>Chlosterispora lemanensis</i>	22	32	17	25	1716
<i>Chlosterium</i> sp.	52	28	14	0	34
<i>C. acerosum</i>	0	1154	0	0	0
<i>C. acerosum elongatum</i>	107	2	0	141	193
<i>C. dionae</i>	0	0	0	2	31
<i>C. intermedium</i>	0	0	0	0	5
<i>Coelastrum microporum</i>	72	36	8	9	8

Tabla 4.- Continuación (Pag. 4).

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<i>C. sphaericum</i>	33	1010	115	0	133
<i>Conocococcus elongatus</i>	188	221	6720	2003	2358
<i>Cosmarium scvangularre</i>	0	0	0	3	0
<i>C. undulatum</i>	8	6	0	5	6
<i>Crocogona fenestrata</i>	3	0	0	0	2
<i>C. quadrata</i>	3	19	5	22	4047
<i>Desmidiium</i> sp.	5	1502	0	10	205
<i>Euaetopis richieri</i>	0	6	2	3	76
<i>Eudorina elegans</i>	0	55	23	3	201
<i>Homaldispora tremulata</i>	0	0	0	0	44
<i>Kribiaresella elongata</i>	0	245	0	5	0
<i>Micrasterias sudanensis</i>	0	0	0	0	45
<i>M. truncata</i>	0	0	3	3	55
<i>Monoraphidium griffithii</i>	61	655	33	163	4432
<i>Niphoptectum lanatum</i>	0	0	0	16	14
<i>Nemion digitus</i>	0	0	2	0	0
<i>Ototococcus bicaudatus</i>	0	11	3	8	418
<i>Pachycladon umbrinus</i>	0	24	15	38	30
<i>Peclastrum bonarium</i>	150	2824	25	71	4622
<i>P. simplex diacnematum</i>	23	38	8	82	261
<i>P. simplex radicans</i>	0	0	2	586	1517
<i>P. tetras</i>	245	55	36	353	253
<i>P. tetras tetraedron</i>	113	1041	20	71	255

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<i>Quadrigula lacustris</i>	0	27	132838	0	0
<i>Radiocococcus rumbatus</i>	2	0	0	0	9
<i>Scenedesmus</i> sp.	151	4000	8602	983	7614
<i>S. acuminatus</i>	85	38	99	432	7338
<i>S. arcuatus</i>	44	11	23	0	0
<i>S. arcuatus arcuatus</i>	0	0	0	0	2228
<i>S. armatus bicaudatus</i>	0	13	3	0	0
<i>S. bicaudatus</i>	2	0	53	5	922
<i>S. bispinatus</i>	5456	658	4115	26693	4057
<i>S. dimorphus</i>	9610	5034	11414	44814	1722
<i>S. falcatus</i>	58	1554	13013	11357	4506
<i>S. flexuosus</i>	1597	7801	8170	5560	8682
<i>S. incrassatulus</i>	3	0	0	2218	771
<i>S. obliquus</i>	0	0	0	9	0
<i>S. quadricauda longispina</i>	27787	8592	24154	16145	24333
<i>Schroederia setigera</i>	19426	18473	12671	7037	22096
<i>Sphaerocysta filiforme</i>	2	0	0	16	0
<i>Suzanastrium brevispina</i>	3	6	2	1848	0
<i>S. cligatum</i>	0	3	0	0	0
<i>S. longiradiatum</i>	583	44	344	0	2848
<i>S. schultzei</i>	0	11	0	0	9
<i>S. schultzei ornatum</i>	0	3837	0	813	8

Tabla 4.- Continuación (Pag. 5).

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<i>Tetraedron minimum</i>	82	207	1876	4964	1198
<i>Tetrallantos lagerheimii</i>	49	5	2	2465	11
<i>Trebouxia parmellae</i>	30	93	27517	740	115
<i>Zygnema sp.</i>	264	754	1479	5307	942

**d) FOTOSINTESIS GRUESA, NETA Y RESPIRACION:**  
(Figura 7).

Los promedios de fotosíntesis gruesa en la superficie fueron de 4.3 (E-4) a 6.03 (E-5) mg C/l/3h, en el fondo de 3.31 (E-2) a 4.81 mg C/l/3h (E-5), de fotosíntesis neta en la superficie de 2.01 (E-4) a 2.41 (E-3) mg C/l/3h, en el fondo de 1.49 (E-1) a 2.33 (E-5) mg C/l/3h, y de la respiración en la superficie de 2.27 (E-2) a 3.13 (E-5) mg C/l/3h, y en el fondo de 1.68 (E-2) a 2.48 (E-5) mg C/l/3h. con algunas variaciones a través del periodo de cultivo.

La fotosíntesis gruesa corresponde a lo obtenido por Jana (1979) que reporta promedios de productividad primaria gruesa (evaluados con botellas claras y oscuras) de 6.27, 6.75 y 6.87, con mínimas de 1.3 y 1.30 mg C/l/3h, los cuales son similares a lo reportado.

En la superficie se presentó el menor valor de la fotosíntesis gruesa en el E-5 con 2.4 mg C/l/3h en octubre y también el mayor con 7.53 mg C/l/3h en diciembre y en el fondo en el menor en el E-4 con 1.43 mg C/l/3h en octubre y el mayor en el E-5 con 6.44 mg C/l/3h en diciembre. Similares a los obtenidos por Khan y Siddiqui (1971) que realizan un estudio sobre la productividad primaria en estanques tropicales en Aligarh, India con el método de botellas claras y oscuras y método Winkler, los resultados se encontraron de marzo a mayo de 3.225 a 2.323 mg C/l/4h y 4.013 a 3.75 mg C/l/8h y valores bajos durante el resto del periodo 0.600 a 1.69 mg C/l/4h y 1.125 a 2.025 mg C/l/8h presentando una conducta semejante tanto en la superficie como en el fondo.

Los menores resultados promedio por día de la fotosíntesis neta en la superficie fueron registrados en el E-5 con 0.97 mg C/l/3h en octubre y los mayores en el mismo con 4.11 mg C/l/3h en marzo, en el fondo el menor valor se encontró en el E-4 con 0.71 mg C/l/3h en octubre y el mayor en el E-3 con 3.05 mg C/l/3h en el mismo mes. También estos datos fueron similares en los tres estanques respecto a los intervalos, con variaciones temporales semejantes a las de la fotosíntesis gruesa. De manera contraria Quiroz (1990) menciona que los valores de la fotosíntesis neta no fluctuaron de forma semejante a los de la fotosíntesis bruta, lo cual en ese caso muestra una gran variabilidad en los datos.

El menor valor de la respiración en la superficie se registró en el E-5 con 1.43 mg C/l/3h y el mayor en el mismo con 4.22 mg C/l/3h en febrero, y en el fondo el valor más bajo se presentó en el E-4 con 0.72 mg C/l/3h en octubre y el mayor en el E-5 con 3.45 mg C/l/3h en el E-5 en diciembre. En lo que respecta a la respiración, estos valores variaron en forma análoga a las fotosíntesis, y los datos registrados son similares en los cinco estanques.

Esto muestra una relación de la respiración y la fotosíntesis neta de 51.9 (E-5) a 54.52% (E-3) de la respiración en la superficie y del fondo de 50.75% (E-2) a 54.71% (E-1), lo cual es semejante a lo mencionado por Boyd (1973), respecto a que la respiración corresponde generalmente a un 40 o 50% del total de la productividad gruesa.

Los mayores valores de fotosíntesis gruesa durante el periodo de experimentación, a las 12:30 P.M., se registraron en la superficie de 4.25 a 8.66 mg C/l/3h en el E-2 y en el E-1

respectivamente. No se presentaron diferencias significativas entre los estanques ( $P < 0.05$ ), estos son similares a los mencionados por Arredondo (1987) de 4.83 mgC/1/3 h, en estanques fertilizados con inorgánico.

Boyd (1979) menciona que la productividad bruta es mayor en los estanques fertilizados (5.28 mgC/1/3 h) lo que se comprobó en este trabajo, que en los no fertilizados (0.54 mgC/1/3 h). Melack 1976 citado por Noriega-Curtis (1979) indica que se han encontrado rangos máximos fotosintéticos en aguas altamente eutrofizadas en latitudes tropicales arriba de 10 gC/m<sup>2</sup>/día, y Jana (1979) reporta valores máximos de productividad primaria gruesa (evaluados en botellas claras y oscuras) de 10.6, 12.56 y 10.26 gC/ m<sup>2</sup>/día.

Hall, *et al.* (1970), encontraron que la productividad es de 10 a 15 veces mayor en estanques fertilizados, alcanzando de 1 a 3 gC/ m<sup>2</sup>/día y en Israel se ha reportado para estanques fertilizados de 3.3 a 6.4 gC/m<sup>2</sup>/día, Hephher (1962), los valores mas altos se obtuvieron por la tarde, al respecto, Imevbore, *et al.* (1972), sugieren que la producción fotosintética es el resultado de dos acciones combinadas, una obedece a los cambios en la intensidad luminosa, y otra a la tasa de cambio de fitoplancton encontrando que hay una mayor productividad por la tarde, lo cual indica que los ritmos circadianos del fitoplancton son más marcados a la intensidad luminosa de esa hora.

La productividad primaria en latitudes tropicales y en ambientes hipereutróficos puede alcanzar hasta los 10 gC/m<sup>2</sup>/día, Melack (1976). Al respecto Arredondo (1987), menciona que en estas condiciones la tasa de conversión a carbono orgánico por acción de la fotosíntesis del fitoplancton es elevada, contribuyendo a ella la adaptación fisiológica de las especies del mismo. Por ese motivo en condiciones del trópico y subtropico se espera encontrar una elevada productividad primaria en estanques fertilizados que al compararla con otras latitudes puede dar una clara idea de los eventos que influyen o determinen la conducta de estos sistemas en relación a sus factores físicos y químicos.

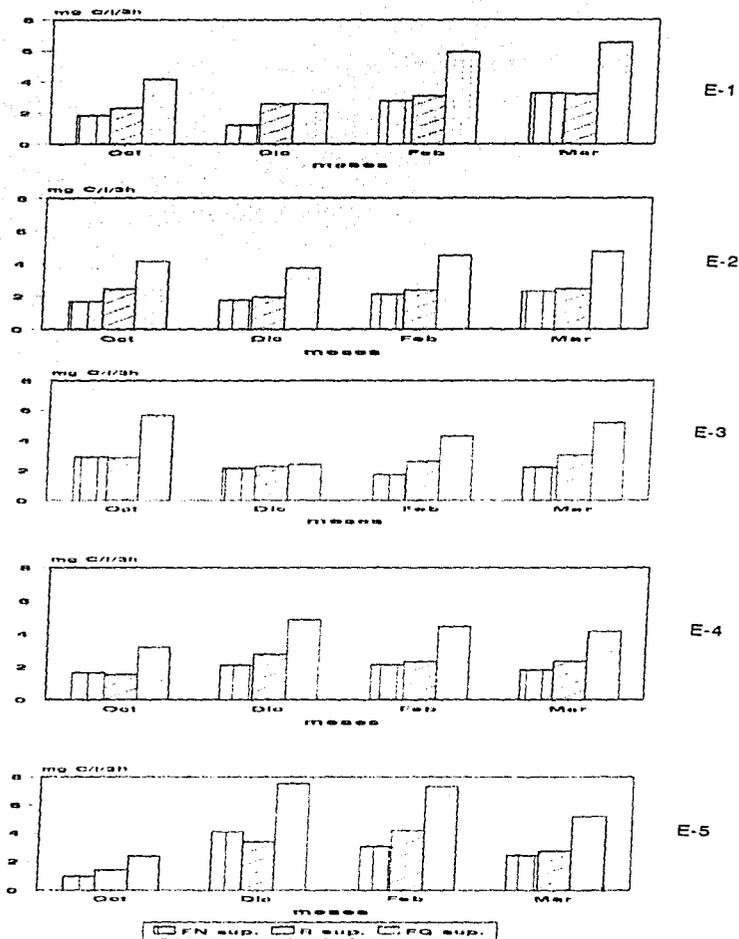


Figura 7.- Registro de los datos de fotosíntesis gruesa, neta y respiración de superficie en los cinco estanques.

#### e) ZOOPLANCTON:

El número total de organismos/ml que se registraron en los cinco estanques fue de 2143 a 5343 sin diferencias significativas entre estanques y estaciones ( $P > 0.05$ ), Sharma y Oláh (1986) en sistemas integrados de producción, reportan abundancias totales de zooplancton de 1000 a 20000 org/l en la India y de 1000 a 10000 org/l en Hungría los cuales son menores a los aquí reportados.

Temporalmente no se presenta un patrón en el incremento del zooplancton en los estanques, aún cuando los menores promedios se presentaron en septiembre y octubre, sólo en los dos con combinado (E-1 y 2) se registran variaciones semejantes, sin una secuencia de incremento de organismos horizontalmente (Fig 8 y 9), lo que inicialmente coincide con lo mencionado por Krazhan (1978), que afirma que la introducción de fertilizantes orgánicos y minerales incrementa en corto tiempo el número de zooplancteres.

Los grupos de organismos que constituyeron el zooplancton de acuerdo a las condiciones de cada estanque fueron los cladóceros, copépodos, ostrácodos y rotíferos, de estos los dominantes en cada estanque fueron los cladóceros en los de combinado (E-1 y 2), los rotíferos en el de mineral (E-3) y en el segundo con estiércol (E-5) y los copépodos en el primero de estos (E-4), de acuerdo a esto, se considera que en biomasa los cladóceros suelen superar ampliamente a los rotíferos, como sucedió en los estanques con combinado, y los rotíferos dominan sólo en condiciones muy eutróficas, lo cual se observó en el E-3 (Fig. 10 y 11). Seenayya (1973) reporta de cladóceros 45.6 y 52.6 %, de copépodos 40.9 y 31.8 %, rotíferos 9.4 y 12.2 % y ostrácodos 4.1 y 3.5 % similar a lo observado, sobre todo en los estanques con combinado.

Normalmente la abundancia de los rotíferos está relacionada con la abundancia de alimento, por lo cual en sistemas eutróficos el incremento de éste es importante. Regularmente entre mayor sea el espacio mayor es la población, y que esto se relaciona con la disponibilidad de alimento, de espacio, de lugares para protección y menor cantidad de depredadores, por su habilidad para reproducirse rápidamente los rotíferos pueden formar 50% o más de la producción zooplanctónica, dependiendo de las condiciones prevalecientes, lo cual sucedió en el fertilizado con mineral y en el E-5 con estiércol.

Los copépodos suelen representar del 35 al 50% de la biomasa del zooplancton y en algunos casos más como indica Holopainen *et al.* (1992) en estanques fertilizados, con un 79% de copépodos, un 18% de cladóceros y 3% de rotíferos, su participación en la producción secundaria es relativamente menor, porque su longevidad es por término medio, más larga que la de los individuos de otros grupos, los de vida libre constituyen un eslabón esencial en la cadena alimenticia acuática, están en un plano trófico intermedio entre bacterias, algas y protozoarios, por un lado, y por otro son depredados por los peces, sin embargo, los copépodos de aguas dulces no son tan importantes en la dieta de los peces como lo son los cladóceros.

Margalef (1983) reporta que en promedio, los copépodos representan en los ambientes lacustres más del 35% de la biomasa total del zooplancton y dicha proporción está disminuida en las aguas más eutróficas por el mayor desarrollo de cladóceros, lo cual corresponde a lo

obtenido en este trabajo, ya que la dominancia en cuatro de los cinco estanques fue de rotíferos y cladóceros, lo que según lo anterior representa condiciones de mayor eutrofia en estos y menor en el estanque cuatro.

La variación temporal de los grupos del zooplancton en los cinco estanques mostró que la presencia de cladóceros es posterior a la de copépodos y se observa alternancia en los dos primeros estanques (E-1 y 2) entre cladóceros y copépodos principalmente, y entre rotíferos y copépodos en los tres restantes (E-3, 4 y 5), y la composición zooplanctónica en las estaciones fue similar con las variaciones semejantes (Fig. 10 y 11), cada grupo tiene una dominancia estacional sobre todo en zonas tropicales porque el tipo de zooplancton presente en estanques no depende del tipo de fertilizante sino de la disponibilidad de alimento, por ejemplo Seenaya, (1973) informa que en estanques con hydrilla los copépodos se desarrollaron profusamente en el verano, en el primer año y en el segundo en verano e invierno, lo cual es similar a lo obtenido en este trabajo.

La estructura de una comunidad generalmente está definida en función de la abundancia de las especies que componen la comunidad pero esto favorece aparentemente el flujo de energía del ecosistema acuático y depende en gran manera del tamaño y de la ecología alimenticia de los organismos y de su estatus taxonómico, (Kajak and Hillbricht-Ilkowska 1972; Kerr 1971, 1974; Sheldon et al. 1977; Steel and Frost 1977), otros establecen la importancia del tamaño y en la susceptibilidad del zooplancton para la depredación y la competencia (Allan 1976, Hall et al. (1970); Lynch 1977; Neill 1975), la eficiencia de la energía del fitoplancton al zooplancton, la eficiencia de la producción del zooplancton, y la producción de peces planctívoros pueden depender en gran medida del tamaño del zooplancton (Galbraith 1975; Gliwicz 1977; Hillbricht-Ilkowska 1977; Kerr 1974; Morgan et al. 1978; Petrova et al. 1975; Sprules 1979).

En los cinco estanques se presentó el mismo número y las mismas especies de cada grupo zooplanctónico, con dominancia de especies herbívoras (Tabla 5). La especie más abundante en todos los estanques de los cladóceros fue *Moina micrura*, de los copépodos en todos, también *Diatomus dorsalis* excepto en el segundo con combinado, donde fue *Cyclops bicuspidatus* además en un buen número de estados inmaduros en cada uno, y de los rotíferos en el primero *Asplanchna sp.*, en el segundo *Brachionus rubens*, y en los tres restantes *B. calyciflorus*. Esto muestra que no se presentaron diferencias con los cladóceros en los cinco estanques, en los copépodos sólo en el segundo con combinado, y con respecto a los rotíferos en los dos primeros de estos.

Dimitrov (1974 y 1987) indica de manera similar, sobre todo en cuanto a géneros, que el zooplancton estuvo representado principalmente por rotíferos con *Brachionus* y *Asplanchna*, copépodos con *Cyclops*, de los cladóceros con *Moina* los cuales son habitantes permanentes en estanques. Seenaya (1973) reporta de los géneros más abundantes *Macrothrix* y *Chydorus* de los cladóceros y *Microcyclops*, de los copépodos, Holopainen et al. (1992) reportan 58 especies zooplanctónicas dentro de las cuales se reportan 33 de rotíferos, 18 de cladóceros y 7 de copépodos, y que el género dominante de los cladóceros fue *Eudiaptomus* de los

cladóceros *Bosmina* y *Diaphanosoma*, también Parmley y Geiger (1985) de los cladóceros *Bosmina* y *Daphnia*, y de los copépodos principalmente calanoides y ciclopoideos.

Hodgkiss and Chan (1976) indican que varios zooplancteres son cosmopolitas como *Diaphanosoma brachyurum*, y que el número de especies presentes frecuentemente son diferentes, ya que en general en aguas tropicales se presentan más especies que en templadas, y reporta seis especies en su estudio; dos de copépodos (*Diaptomus gracilis* y *Cyclops hayalinus*) y cuatro cladóceros (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Moina micrura* y *Diaphanosoma leuchtenbergianum*), Khan y Siddiqui (1971) menciona como la más importante y dominante a *Thermocyclops hyalinus*, y algunas otras como *Moina dubia*, *Heliodyptomus viduus*, *Daphnia longispina*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella tropica*, *Asplanchna sp.*, *Filinia sp.*, con porcentajes altos de *Cyclops*.

Al respecto de los géneros que se encuentran en 17 cuerpos de agua en lagos y embalses del Estado de Morelos, Porras et al. (1991) reportan de los rotíferos a *Brachionus*, *Testudinella*, *Rotaria*, *Conochilus*, *Platyas*, *Filinia*, *Keratella* de los cladóceros a *Alona*, *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Diaphanosoma*, *Poliphemus*, *Leydigia*, *Moina*, de los copépodos a *Diaptomus* y *Cyclops*. Lo anterior indica una alta diversidad en embalses, ya que para estanques se reportan normalmente entre 3 o 4 especies de copépodos, 5 a 7 especies de cladóceros, de 7 a 12 de rotíferos y en ocasiones algun ostrácodo

Pennak (1957) menciona que en varios lagos de Colorado, los crustáceos limnéticos del zooplancton están constituidos por una o dos especies de copépodos y de una a tres especies de cladóceros, Hakkari (1969) reporta 10 cladóceros y 7 copépodos en el Lago Langelmavesi en Finlandia, Neagu-Gordeanu (1968) 17 cladóceros y cinco copépodos en el lago Obretinen del alto Danubio Armitage y Davis (1967) dos o tres copépodos y de dos a cinco cladóceros en 8 estanques en Morton County, Kansas.

Los anteriores reportes muestran que los organismos zooplanctónicos encontrados en este trabajo son similares a los obtenidos en otras latitudes y en otros trabajos de acuerdo a sus características.

Respecto a los cladóceros reportados en este trabajo Ward y Whipple (1959) y Margalef (1976, 1983) indican que *Alona guttata*, es de distribución limitada para la región limnética y en forma más permanente se localiza en la zona litoral mide 0.4 mm de longitud, y se considera común en todas partes, *Diaphanosoma brachyurum* se considera litoral con tallas de 0.8 a 1.2 mm de longitud, común y ampliamente distribuida, *Macrothrix rosea* se considera ampliamente distribuida, de 0.7 mm de longitud, *Moina micrura* es una especie con alta frecuencia y densidad (Granados, 1990), el género se establece en aguas con cierta concentración de minerales tiene 1.2 mm de longitud, huevo epifial, ampliamente distribuida y común y *Simocephalus sp.* tiene una talla de 3 mm de longitud, esto muestra que estas especies son de amplia distribución y comunes en aguas continentales.

En cuanto a las especies de copépodos identificados en este estudio, Armengol (1980) ubica a los géneros *Cyclops* y *Diaptomus* en ambientes acuáticos poco mineralizados y de

eutrofia moderada, Margalef (1983) menciona que los estados sub-adultos de *Cyclops bicuspidatus* aparecen poco después de que los embalses se han llenado, denotándola como una especie común de lagos y embalses, y lo describe como un organismo común que se presenta con gran variabilidad en aguas estancadas, mide de 0.9 a 1.6 mm de longitud. Granados (1990) define a *Diaptomus albuquerquensis* como una especie que se mantiene de esporádica a dominante con una distribución desde Albuquerque hasta Morelos, lo que es corroborado en este estudio .

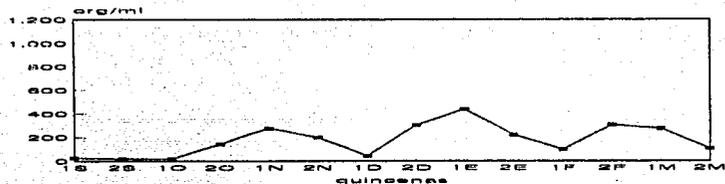
Los rotíferos planctónicos viven casi siempre en aguas bien oxigenadas y son escasos en zonas donde el contenido de oxígeno es bajo, de las especies determinadas en este trabajo *Aplanchna* es un depredador que llega a medir poco más de 1 mm pero rechaza presas muy pequeñas o muy grandes mostrando preferencia por otros rotíferos, como *Lecane*, *Keratella* y *Brachionus*, cuando estos escasean, ingiere pequeños cladóceros y copépodos, así como algas dinoflageladas (*Peridinium* y *Ceratium*). Granados (1990) indica que *Brachionus caudatus* aparece en el verano continúa en el invierno, y que *Brachionus rubens* es una especie que se presenta en forma esporádica, *Filinia* es considerada una especie limnética (Pennak, 1978), Granados (1990) la considera como de aguas abiertas, con diferentes rangos en su distribución espacial, Hutchinson (1967) como una especie de aguas calientes solamente cuando las temperaturas van por arriba de los 20° C mientras que Margalef (1976) la registra como de aguas frías con poco oxígeno y de amplia distribución en los periodos de estratificación de los embalses, *Platyas sp.* es un organismo que tiene vida sedentaria, viviendo entre la vegetación de la zona de la orilla o propiamente sobre el sustrato sólido a cierta profundidad, Granados (1990) la encontró bajo condiciones mesotróficas-eutróficas y *Testudinella patina* Es una especie de aguas alcalinas y poco profundas, cosmopolita y común.

La abundancia y la composición de especies de rotíferos puede ser un reflejo del estado trófico de un lago, varios autores por ejemplo, reportan cambios en el máximo total de la densidad de la población en varios órdenes de magnitud en lagos sujetos a una intensa eutroficación.

Aproximadamente el 75% de las especies conocidas se encuentran en las áreas litorales de estanques y lagos, pero sólo aproximadamente 100 especies son limnéticas o planctónicas, que son las especies que se encuentran fuera del sustrato, algunas especies de *Brachionus*, prefieren aguas extremadamente alcalinas en lagos o estanques, Armengol (1980) indica que los rotíferos son animales de estructura y organización muy sencilla pero notablemente adaptadas a las aguas continentales donde han alcanzado una gran diversificación, originariamente son bentónicos pero algunas formas han pasado a la vida planctónica mediante una serie de adaptaciones secundarias que facilitan la natación.

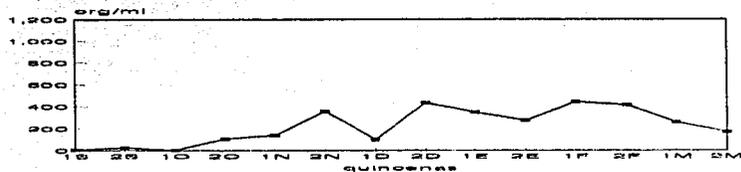
Por otra parte en Geiger (1983) se menciona que el tiempo para la reproducción pico varía entre los zooplancteres en estanques, los rotíferos tienen en un corto periodo de su ciclo de vida y su pico de reproducción en un periodo de sólo 3.5 días, de los cladóceros y copépodos cada uno tiene un ciclo de vida de aproximadamente 50 días, pero sus picos en cuanto a la reproducción son diferentes, los cladóceros requieren aproximadamente de 14 a 15 días para obtener su óptima capacidad reproductiva, y los copépodos usualmente requieren de

24 días (Allan, 1976), estas diferencias deben ser consideradas antes de la siembra de los peces para llevar a cabo la fertilización.



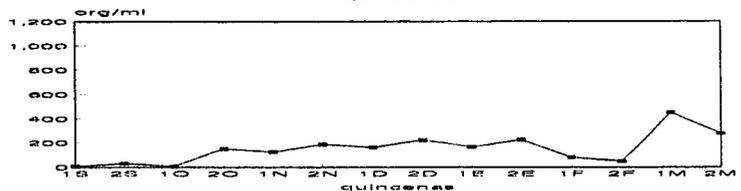
E-1

$\bar{X}$  = 176.0  
 $S$  = 131.1  
 C.V. = 74.4%  
 Max. = 436  
 Min. = 18



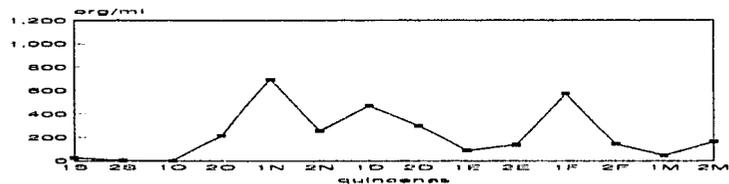
E-2

$\bar{X}$  = 220.2  
 $S$  = 162.7  
 C.V. = 74%  
 Max. = 445  
 Min. = 2



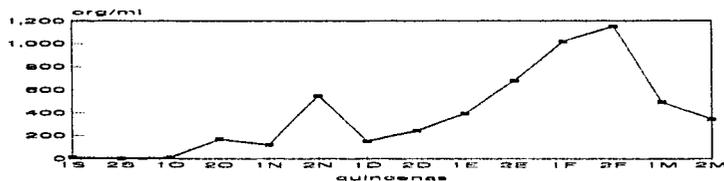
E-3

$\bar{X}$  = 153.1  
 $S$  = 121.1  
 C.V. = 79%  
 Max. = 451  
 Min. = 7



E-4

$\bar{X}$  = 223.1  
 $S$  = 217  
 C.V. = 97%  
 Max. = 694  
 Min. = 3



E-5

$\bar{X}$  = 381.6  
 $S$  = 365.2  
 C.V. = 96%  
 Max. = 1151  
 Min. = 2

Figura 8.- Registro de la variación del número de org/ml del zooplankton por quincena, durante el período de experimentación en los cinco estanques.

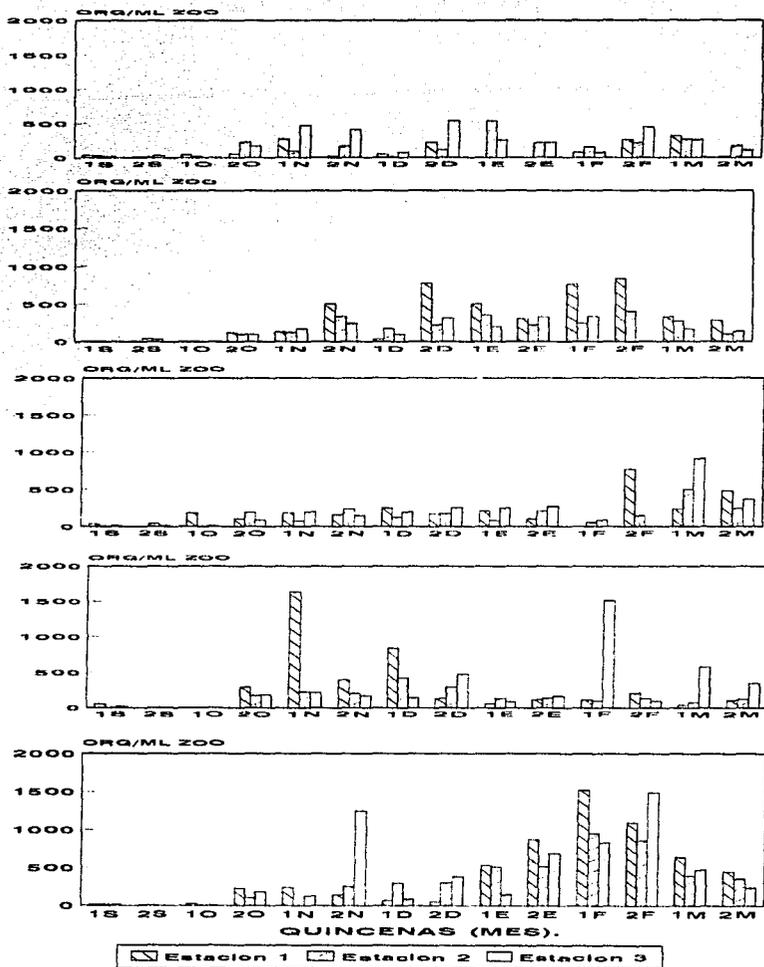


Figura 9.- Registro de la variación del número de organismos/ml del zooplancton en las estaciones de muestreo en los estanques.

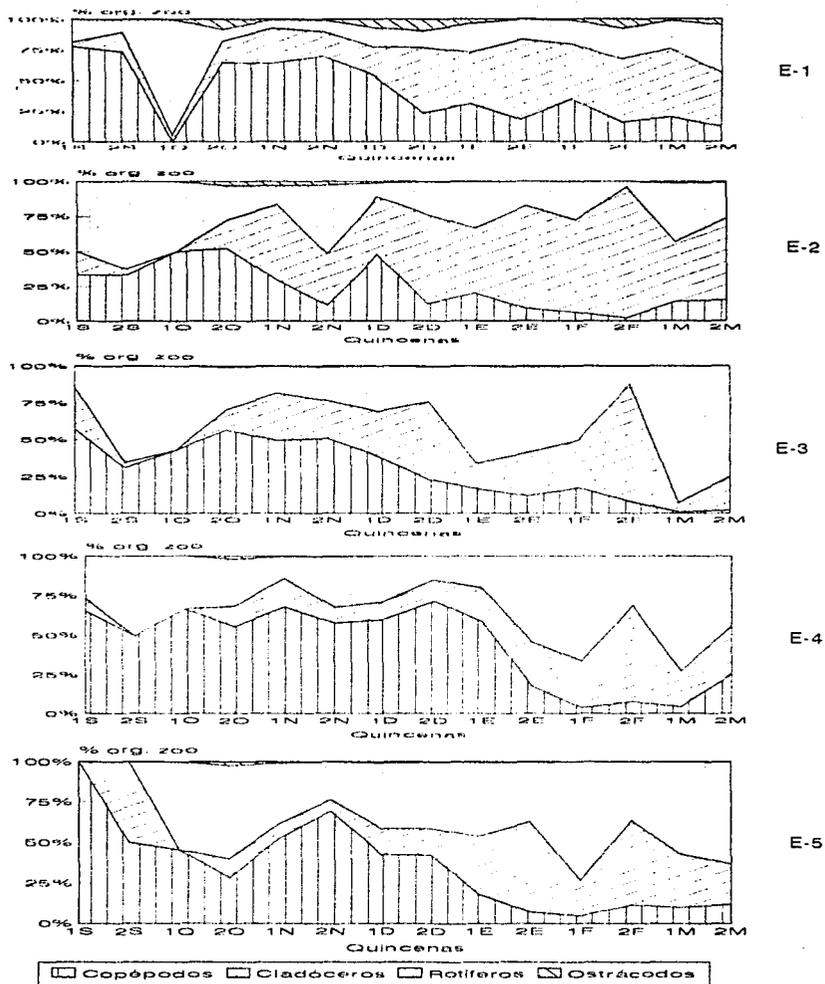


Figura 10.- Variación de la densidad relativa de los grupos zooplanctónicos en los cinco estanques durante el ciclo de experimentación.

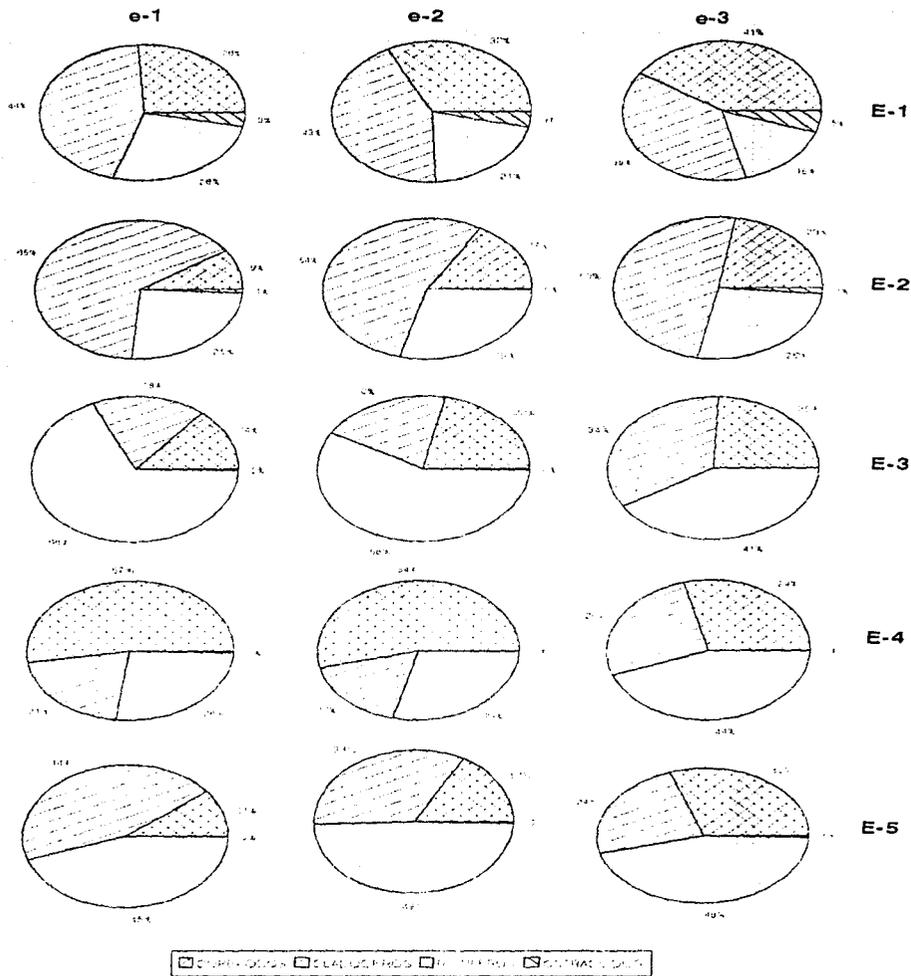


Figura 11.- Porcentajes totales de los grupos del zooplancton en los cinco estanques (E) en cada estación (e).

Tabla 5.- Relación de las especies de los grupos del zooplancton con el número de org/ml totales de cada una en los cinco estanques.

ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	ESTANQUE ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5
<b>CLADOCERA</b>						<b>ROTIFERA</b>					
<i>Alona guttata</i>	59	21	9	9	43	<i>Platyas sp.</i>	3	2	0	4	9
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	282	400	77	185	595	<i>Rotaria sp.</i>	59	11	15	39	35
<i>Macrothrix rosea</i>	2	9	2	1	0	<i>Testudinella patina</i>	31	26	12	39	48
<i>Moina micrura</i>	701	1376	442	457	1085						
<i>Simsocephalus sp.</i>	2	2	1	0	5						
<b>COPEPODA</b>											
<i>Diaptomus dorsalis</i>	285	90	130	502	262						
<i>Eidos. inmaduros</i>	522	248	290	859	673						
<i>Cyclops bicuspidatus</i>	56	105	36	45	133						
<b>OSTRACODA</b>											
<i>Sin identificar</i>	93	24	4	6	13						
<b>ROTIFERA</b>											
<i>Asplanchna sp.</i>	124	294	308	180	361						
<i>Brachionus calyciflorus</i>	81	96	557	543	1567						
<i>B. caudatus</i>	12	30	31	48	28						
<i>B. rubens</i>	120	410	196	176	299						
<i>Filinia sp.</i>		1	3	11	3	9					
<i>Lecane sp.</i>		23	15	9	13	132					
<i>Philodina sp.</i>		10	11	13	15	46					

## 7) BENTOS

El bentos dulceacuicola no se clasifica de la misma manera que el marino, la riqueza de este último es superior a la que se encuentra en lagos y estanques. Barnes y Mann (1980) y Strayer (1991) indican que en los sedimentos blandos de un medio léntico, el macrobentos está formado por larvas de quironómidos, gusanos oligoquetos y moluscos bivalvos, que forman madrigueras en el sedimento. El meiobentos lo constituyen nematelmintos y pequeños crustáceos (copépodos y cladóceros), que viven entre las partículas del sustrato. El microbentos incluye bacterias, hongos y protozoarios, que se consideran parte fundamental de la biota en las superficies del sedimento. En aguas poco profundas florecen algas microscópicas en la superficie del lodo, aumentando con ello la cantidad de materia orgánica del mismo. Hutchinson (1993) clasifica al bentos en Macrobentos  $\geq 1000 \mu\text{m}$ , Meiobentos  $500-1000 \mu\text{m}$  y microbentos ( $\leq 500 \mu\text{m}$ )

La diversidad y densidad del bentos depende de algunos factores como la cantidad de sales de nitrógeno, fósforo, potasio y calcio presentes en el sustrato, de la cantidad de energía solar captada por la clorofila del fitobentos, de la profundidad del cuerpo de agua, de la intensidad de las corrientes de agua originadas en el fondo, así como de la materia orgánica existente en el mismo y de la concentración de oxígeno disuelto en el agua (Barnes y Mann, 1980).

En relación a lo indicado respecto de la biomasa se presenta una relación de datos obtenidos en diversos ecosistemas:

Tipo de fertilizante	Zona	g C/m <sup>2</sup>	Fuente
Sin fertilización	Lagos Polonia	1.4 a 2.9	Kajak ( 1978 )
	Polonia	5.0	Shpet (1962)
		7.9	Konenko <u>et al.</u> (1961)
		1.6	Krazhan, <u>et al.</u> (1975)
	Bosque-estepa	5.1	Shpet (1962)
		5.0	Konenko <u>et al.</u> (1961)
		4.6	Rotovskaya (1967)
		3.2	Krazhan, <u>et al.</u> (1975)
	Estepa	3.5	Shpet (1962)
		9.6	Konenko <u>et al.</u> (1961)
fertilizantes minerales	Lago Leven en Escocia	0.1 a 7.2	Maitland, <u>et al.</u> (1972)
		0.041 a 1.472	Dimitrov (1974)
		4.4	Krazhan, <u>et al.</u> (1975)

control mineral +alimento 1971		10.6 14.6 20.4 5 meses	Wailewska (1978)
mineral +alimento 1974		13.6 18.0 14.0 6 meses	Wailewska (1978)
control f. mineral +alimento 1968		3.0 4.6 5 meses	Wailewska (1978)
Control mineral 1978		10.2 5.8	Wailewska (1978)
Úrea y superfosfato		0.360 a 1 520	Dimitrov (1984)
		0.300 a 0 543	Dimitrov (1987)
Combinado mineral estiércol.		1.4683 0.859 0.603 0.917 0.915	En este trabajo

Se observa respecto a la anterior tabla que de manera general los valores registrados en ambientes naturales son superiores a los registrados en este caso, excepto los mencionados por Dimitrov en estanques con policultivo y fertilización, los cuales son semejantes a los obtenidos en este estudio. La dinámica en lagos en algunos casos permite obtener datos elevados de biomasa béntica, relacionado con la menor depredación que existe sobre todo en los estanques con especies bentófagas y cultivos intensivos, y está relacionado directamente con el tipo de organismos que constituyen el bentos

El número promedio de organismos fue de 9847 ind/m<sup>2</sup> (E-4) a 18463 ind/m<sup>2</sup> (E-5) con análogas variaciones a las de la biomasa, similares en todos los estanques (P>0.05), con una mínima influencia del tipo de fertilizante.

En relación a las densidades reportadas, Tripathi and Mishra (1986) reportan en estanques con fertilización de fosfato 72.31 org/m<sup>2</sup>, y en estanques con nitrógeno y fósforo 49.69 org/m<sup>2</sup>, los cuales son menores que los registrados aquí. Sharma y Olah (1986) reportan 49000 y 25000 org/m<sup>2</sup> en la India y Hungría, respectivamente, valores mayores a los indicados en este estudio, y Zieba (1971) reporta de 100 hasta 30000 org/m<sup>2</sup> en estanques piscícolas en Polonia. De acuerdo a lo registrado en este caso en relación al último autor los datos se encuentran en ese intervalo.

Strayer (1991) reporta que si el movimiento del agua en el fondo es fuerte inhibe el desarrollo de comunidades bénticas, y que por el contrario, en corrientes moderadas se desarrollan organismos filtradores como moluscos y algunas larvas de dípteros. Este factor influye también en la concentración de materia orgánica existente en el fondo, específicamente del carbón orgánico, que es transportado en forma horizontal por las corrientes de aguas ligeras hasta donde hay aguas más tranquilas en donde se precipita, en este trabajo la continua circulación del agua pudo provocar condiciones semejantes.

Wienberg y Lachowitz (1968) sobre el efecto de la fertilización indican que algunos resultados obtenidos han demostrado que no causa algún incremento en biomasa o número de la fauna del fondo de estanques, consideran que el efecto de la fertilización en los organismos del fondo, depende del desarrollo en los estanques de los eslabones intermedios, bacterias y fitoplancton, aunque mencionan que el efecto de los fertilizantes sobre todo en estanques, está influenciado por el tipo, la cantidad (nivel) y los métodos de aplicación de los mismos.

La variación de los datos de biomasa durante el período experimental, en los estanques, estos mostraron una tendencia de mayor biomasa al inicio del período de cultivo a una menor posteriormente, a excepción del E-1 que presentó picos en otras fechas, de manera similar el número de organismos/m<sup>2</sup> fue mayor en los cinco estanques durante el inicio, sobre todo en los estanques con estiércol (4 y 5) en el de mineral (3), ya que en los de combinado los valores fueron diversos durante el período experimental. La distribución horizontal en la mayor parte de los estanques fue homogénea, excepto en el E-1 en el cual se registró un mayor número de organismos en la entrada del estanque (Fig. 12 y 13).

Esto se relaciona con lo indicado por Wasilewska (1978) que menciona que es positivo el efecto de los nutrientes en el crecimiento del bentos y que se observa un incremento en la biomasa de estos organismos, después de la aplicación de fertilizantes minerales y orgánicos y que es favorecido por el cultivo de peces fitófagos en los estanques, en este caso es notorio en casi todos los estanques el incremento inicial posterior a la primera fertilización y congruente con lo mencionado por el mismo autor que indica que la gran biomasa bentónica se presentó cuando la temperatura del agua fue mayor y la alimentación de las carpas intensa y también con lo mencionado por Zieba (1963, 1966, 1971), y Woljeik-Migala (1968) que observan un incremento de biomasa de bentos, números y producción, seguido de la fertilización mineral y orgánica y el cultivo de peces fitófagos en estanques con carpas.

Los incrementos no se relacionan con lo informado por Dimitrov (1984) ya que en su caso la media de la biomasa del bentos para el período de crecimiento fue alta y se mantuvo durante todo el período de cultivo lo cual, indica pudo estar relacionado con la fertilización mineral intensiva (Urea y superfosfato), cuestión que no se observó en este caso.

Los grupos de organismos registrados en este trabajo fueron: COPEPODA, CLADOCERA, ROTIFERA, CONCHOSTRACA, OSTRACODA, fitobentos, oósporas de una macroalga de la familia CHARADACEAE, CHIRONOMIDAE, y larvas de otros insectos. Los grupos dominantes en los estanques fueron el fitobentos y OSTRACODA, y en cuanto a la aparición de los grupos bentónicos a través del tiempo, en todos se presentaron durante el inicio del trabajo los copépodos, posteriormente los cladóceros, excepto en el fertilizado con mineral y en el segundo con estiércol donde fue el fitobentos, posteriormente se presentan grupos diferentes, sin mostrar tendencias semejantes durante el resto del período de trabajo, lo cual indica que los tipos de fertilizantes no mostraron un efecto en los grupos representantes del bentos (Fig. 14 y 15)

Esto no corresponde a lo reportado por Wasilewska (1978) que indica que en estanques con fertilización mineral y policultivo con carpas el 90% del bentos lo constituyeron las larvas

de quironómidos, Kajak (1970) indica también que en lagos polacos los organismos que componen el bentos son fundamentalmente los quironómidos con el 80% y que además estuvo compuesto de tubificidae, *Sialis*, Heleidae, Ephemeroptera, Hydracarina, y Krazhan, *et al.* (1978) informa que una de las proporciones más importantes del zoobentos lo representaron los quironómidos, ya que presentaron de un 54.8 a un 98.7% y de un 65.5 a el 99.1% respectivamente, lo cual está relacionado con las características de los sistemas, ya que la predación por los organismos bentófagos y las condiciones fisicoquímicas tales como la transparencia, oxígeno disuelto y temperatura contribuyeron a lo anterior, lo cual se explica posteriormente.

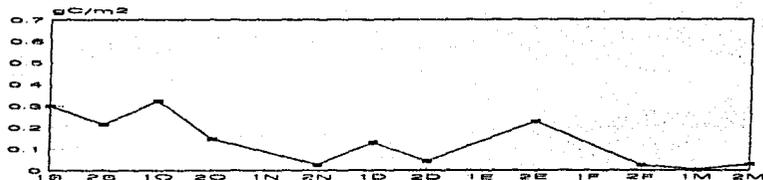
Los géneros y especies identificados de cada grupo fueron en el fitobentos; CLOROPHYTA (*Ankistrodesmus*, *Closterium*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus*, *Tetrallantus*, *Volvox* y No Identificadas), CHROMOPHYTAS (*Cyclotella*, *Navicula*, *Pleurochiaris* y *Thalassiosira*), CYANOPHYTAS (*Palkiella* y Org. no identificados); En cuanto a otros grupos: oósporas de una macroalga de la familia CHARADACEAE, CLADOCERA (*Alona guttata*, *Daphnia pulex*, *Diaphanosoma brachyurum.*, *Macroix rosea*, *Mona micrura* y *Ilyocryptus spinifer*), ROTIFERA (*Asplachna sp.*, *Brachionus caudatus*, *B. calyciflorus*, *B. rubens*, *Filinia sp.*, *Lecane sp.*, *Philodina sp.*, *Platyias sp.* y *Trichocerca sp.*), COPEPODA (*Diaptomus alburquerqueensis* y *Cyclops bicuspidatus*), OSTRACODA sin identificar, CONCHOSTRACA sin identificar, CHIRONOMIDAE (*Chironomus sp.*), CULICIDAE (*Chaoborus sp.*), y EPHEMEROPTERA sin identificar.

Hutchinson (1993) indica que prácticamente todos los grupos de invertebrados que viven en las aguas dulces contribuyen con el zoobentos, y Strayer (1985) indica que en comparación con el relativamente monótono zooplancton, el zoobentos lacustre es una comunidad extraordinariamente rica, que típicamente contiene algunos cientos de especies por lago.

Dimitrov (1987) de acuerdo a lo anterior, indica que el bentos estuvo representado por larvas de quironómidos (Chironomidae, Diptera) y por Oligochaeta, siete tipos de larvas de quironómidos y pupas de *Chironomus plumosus* y los oligoquetos estuvieron representados solamente por tubificidos inmaduros. Los habitantes permanentes que se encontraron en mayor grado en el fondo de los estanques durante el periodo de crecimiento (Abril-Septiembre) donde *Chironomus f.l. plumosus* L. y *Pelopia punctipennis* Mg. de los Chironomidae y tubificidos dentro de los oligoquetos, lo cual es diferente a lo mencionado en este trabajo especialmente por el gran número de quironómidos reportados.

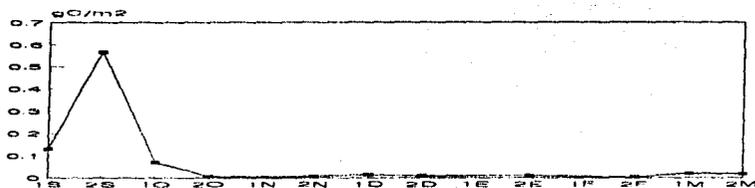
Zieba (1973) al respecto del fitobentos indica que en estanques con diferente concentración de desechos de un ingenio al llevar a cabo un estudio referente al sedimento, los organismos dominantes fueron las larvas de quironómidos, además de detritus, partes minerales, diatomeas, algas verdes, y algas verde-azules, dentro de las especies de microfitobentos, reporta las siguientes: de las dominantes *Chlorella*, *Phacotus*, *Chlamydomonadaceae*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Nitzschia*, *Navicula*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Cosmarium*, *Melisira* y *Stephanodiscus.*, con mayores porcentajes de Chlorophytas y Bacillariophytas, y Wasilewska (1978) reporta que de los grupos fitomicrobentos los mayores

porcentajes los mostraron Bacillariophyta (*Melosira*, *Stephanodiscus*, *Nitzschia*) y Chlorophyta (*Scenedesmus*, *Cosmarium*) y Cyanophyta. Correspondiendo en algunos casos a las obtenidas en este trabajo.



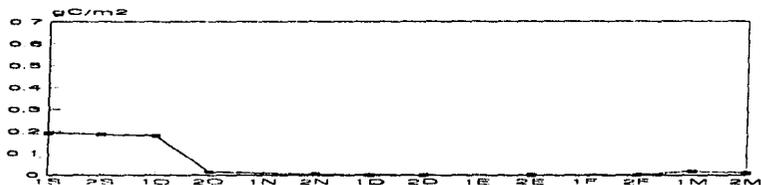
E-1

$\bar{X}$  = 0.1335  
 $S$  = 0.1123  
 C.V. = 84.13%  
 Max. = 0.3234  
 Min. = 0.0036



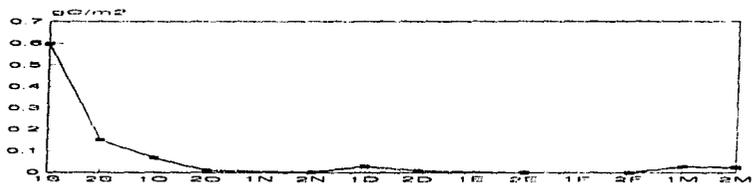
E-2

$\bar{X}$  = 0.0780  
 $S$  = 0.1587  
 C.V. = 203.46%  
 Max. = 0.5663  
 Min. = 0.0003



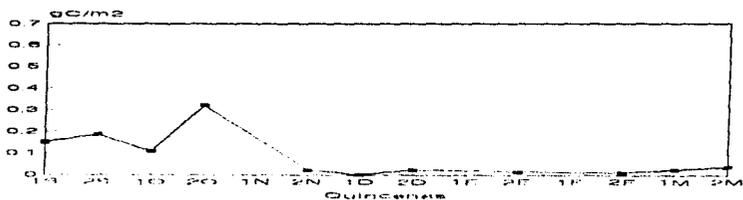
E-3

$\bar{X}$  = 0.0550  
 $S$  = 0.0803  
 C.V. = 146%  
 Max. = 0.1925  
 Min. = 0.00002



E-4

$\bar{X}$  = 0.0833  
 $S$  = 0.1678  
 C.V. = 201.4%  
 Max. = 0.5971  
 Min. = 0.00005



E-5

$\bar{X}$  = 0.0832  
 $S$  = 0.0959  
 C.V. = 115.26  
 Max. = 0.3214  
 Min. = 0.0019

Figura 12.- Registro de los valores de biomasa bentónica en los estanques durante el periodo de experimentación.

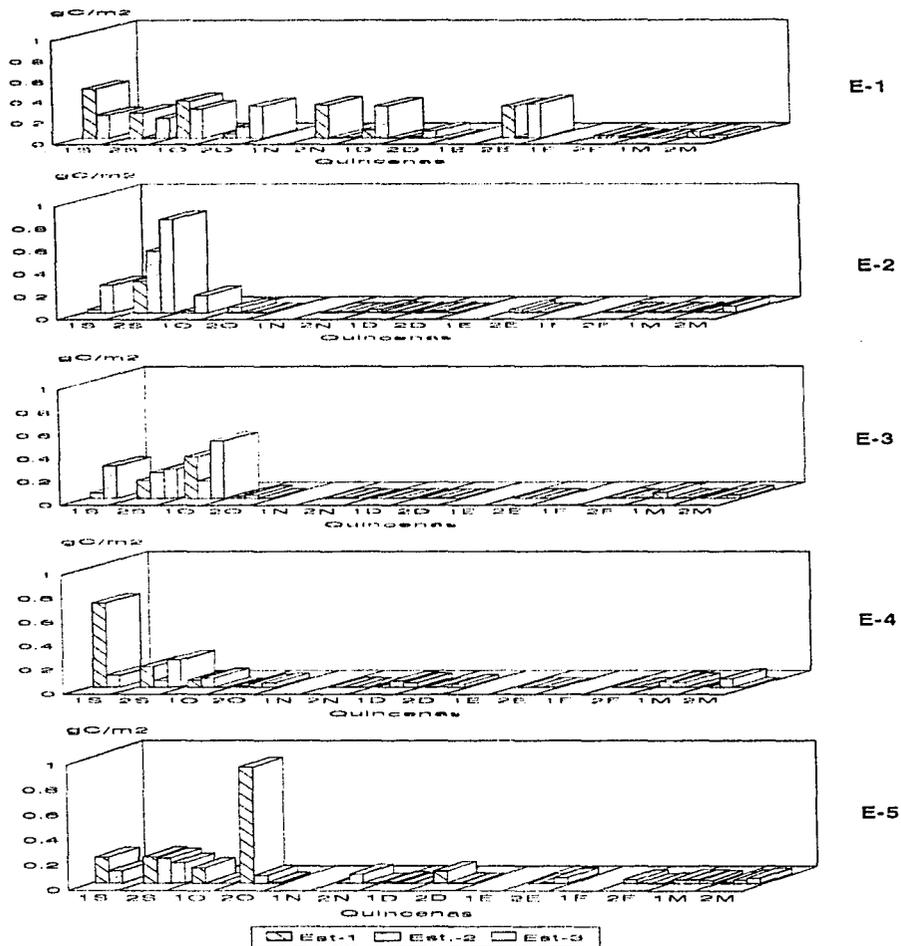


Figura 13.- Registro de la variación de los valores de biomasa bentónica en las estaciones de muestreo durante el período experimental.

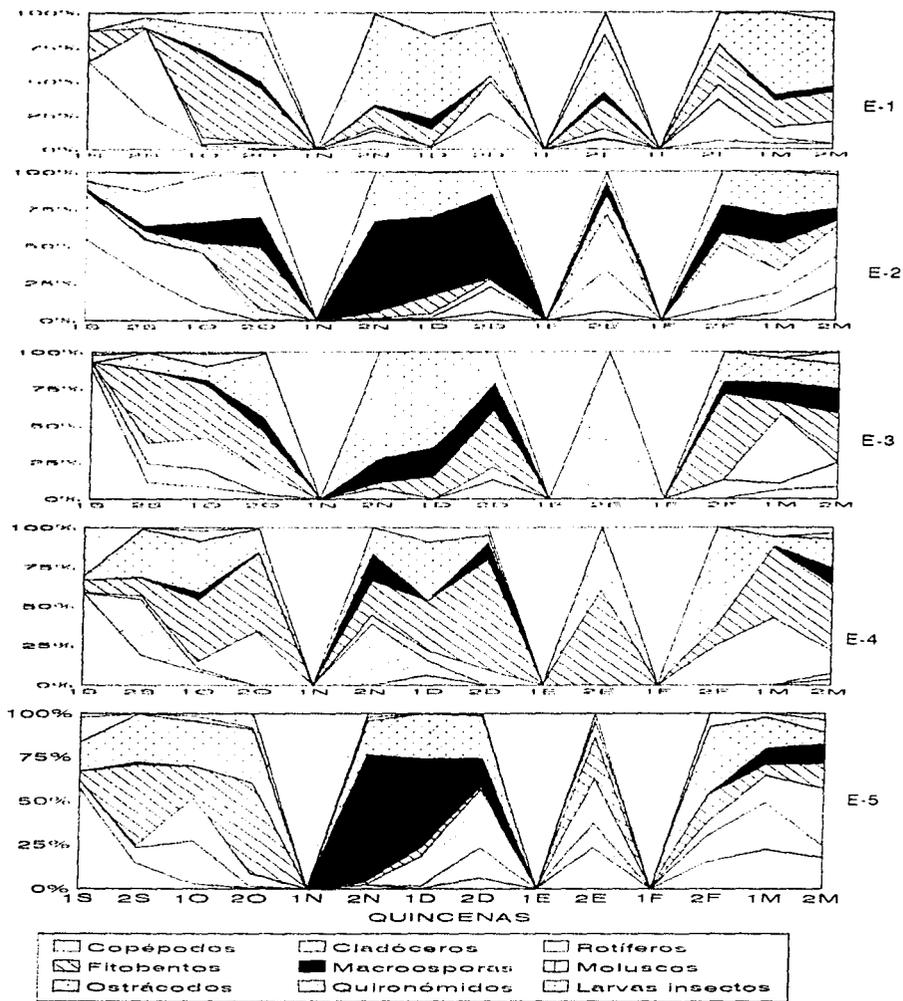


Figura 14.- Registro de los grupos componentes del bentos durante el período de experimentación en los estanques.

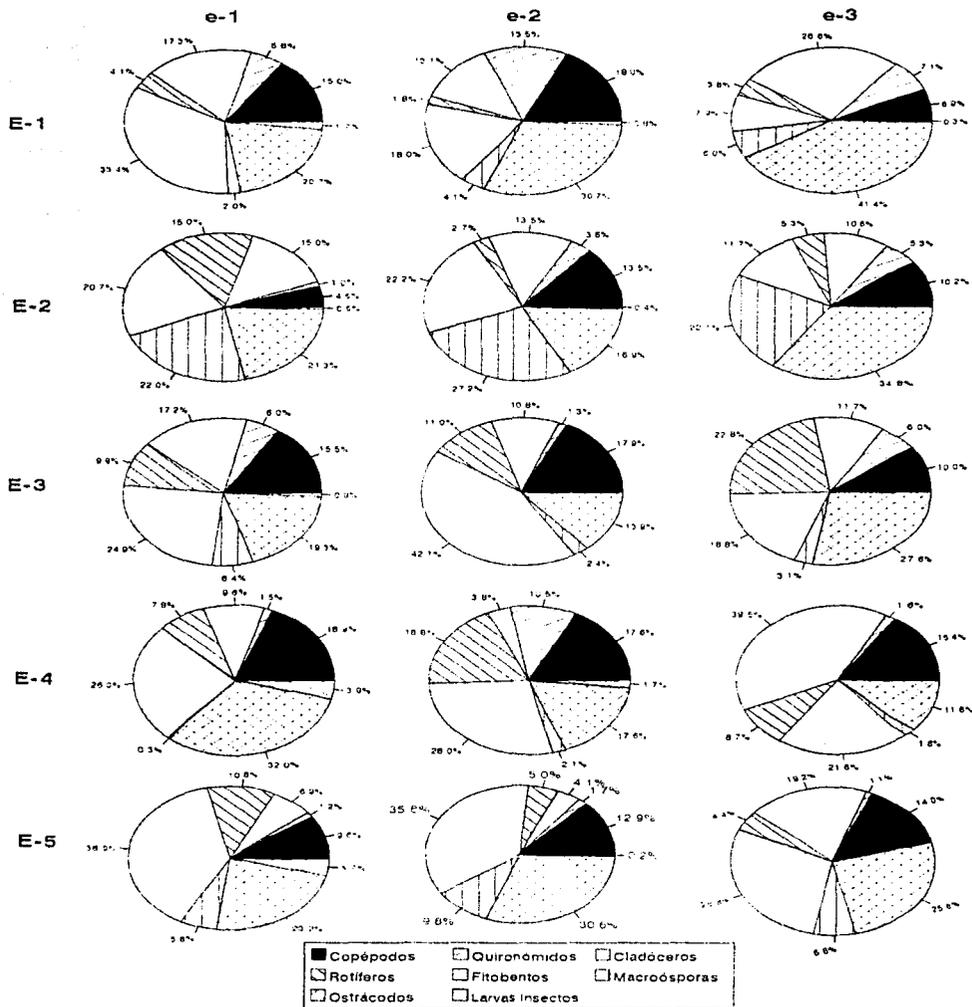


Figura 15.- Porcentajes totales de grupos bentónicos en los cinco estanques (E) en cada estación (e).

## **g) EVALUACION DEL CRECIMIENTO Y PRODUCCION DE LOS PECES:**

El crecimiento de los peces en sistemas de policultivo está influenciado por las condiciones ambientales las cuales dependen de la estación del año en que se lleven a cabo los periodos de cultivo, dependiendo a su vez de la localización geográfica. Normalmente los policultivos, según la bibliografía se han realizado entre el periodo de marzo-diciembre, como lo indican Beherends, *et al.* (1983) en marzo-agosto, Tripathi y Mishra, (1986) en marzo-diciembre, Quiroz-Castelán, (1990) y Milnstein, *et al.* (1991) en julio-noviembre. El presente estudio se llevó a cabo en el periodo de septiembre a marzo, sin presentar diferencias notables respecto a los meses en que se llevó a cabo el trabajo, sobre todo en los rendimientos.

La densidad de organismos utilizados en los policultivos es otro factor importante, Hepher (1993) por ejemplo menciona que en sistemas semi-intensivos en que los peces dependen principalmente del alimento natural, esta debe ajustarse a la cantidad disponible, si la densidad es demasiado alta, el alimento por pez no será suficiente para sostener el crecimiento potencial, y el rendimiento es bajo, si por otra parte la densidad es demasiado baja, parte del alimento no será utilizada, de esta forma la densidad de peces pasa a ser un factor de fundamental importancia en tales sistemas.

Vinculado con esto (Milstein, 1992) señala que por generaciones, los piscicultores han determinado esta densidad óptima en sus granjas por un largo proceso de ensayo y error, sin embargo, no es fácil adaptar su experiencia, ya sea a distintos ambientes o a distintos procedimientos de manejo, como la introducción de fertilización química, orgánica, alimentación complementaria, o policultivo. En estos casos, para determinar la densidad óptima de peces es necesario conocer mejor las cantidades de alimento natural disponible en el estanque, por una parte, y las relaciones entre cantidad de alimento, densidad de peces, grado de crecimiento individual y rendimiento.

Las densidades de los organismos en policultivos y los porcentajes de cada especie difieren dependiendo del lugar donde se lleven a cabo los trabajos, en algunos casos se han usado como especies principales la "carpa herbívora", "la plateada", "la tilapia" y "la carpa común", con especies de diferentes hábitos alimenticios, ya que la utilización de estos sistemas favorece el aprovechamiento del alimento natural distribuido en el ecosistema, permitiendo relaciones sinérgicas a pesar de manejar densidades más o menos altas.

Milstein (1992), indica que el sinergismo y antagonismo entre especies ecológicamente diferentes depende de la densidad de cada especie y del alimento disponible, ya que con el incremento de la densidad la competencia se incrementa, y el pez cambia de alimento con menor eficiencia cuando la fuente de alimento de su preferencia se ha terminado. Así la producción piscícola baja y de acuerdo a esto, las relaciones entre los diferentes grupos de peces pueden ser entendidas en relación de las densidades apropiadas de cada una de las especies utilizadas, (Yashouv, 1969; Hepher & Pruginin, 1981).

Las densidades relacionadas con los policultivos con diversas especies, realizados en algunas partes del mundo son variables y menores que las empleadas en este estudio:

Arredondo (1987) utilizó 1.5 org/m<sup>2</sup> considerándola alta, De Oliveira, *et al.* (1984) utilizaron de 0.5 a 1 org/m<sup>2</sup> en Brasil, Ruiz(1983) en Costa Rica maneja 1.23 org/m<sup>2</sup>, Barash y Schroeder (1984) usan 0.81 org/m<sup>2</sup>, en China; Lin (1982) utiliza de 1.8 a 2 org/m<sup>2</sup>, Dimitrov (1984) en Bulgaria maneja 1.54 org/m<sup>2</sup> y Moav, *et al.* (1977) usan 1.79 org/m<sup>2</sup>, Quiroz-Castelán (1990) utiliza 1.7 org/m<sup>2</sup>, Milnstein *et al.* (1991) usa 1.05 org/m<sup>2</sup>, Behrends, *et al.* (1983) utiliza 1.55 org/m<sup>2</sup>, Clonts, *et al.* (1989) indican que en Malasia para policultivos en granjas integrales se utilizan stocks máximos de 2/m<sup>2</sup> de tilapias (*O. niloticus*), con carpa cabezona ( en menores densidades y *Macrobrachium rosebergii*). Tripathi and Mishra (1986) utilizan en un policultivo con carpas asiáticas 0.5 org/m<sup>2</sup>. En este trabajo se utilizaron densidades de 4.6 org/m<sup>2</sup>, sin alimento suplementario para estimar el rendimiento, el crecimiento de las especies, así como algunas relaciones entre los organismos acuáticos en sistemas bajo presión.

El porcentaje de sobrevivencia para todas las especies fue alta, de 80% al 100% (Tabla 6), Milstein, *et al.* (1991) reportan el 91 % para "tilapia", 97 % para "carpa herbívora", 77% para "carpa plateada" en 77 días, y Tripathi and Mishra (1986) del 97 al 100 % de sobrevivencia de " herbívora", y del 95 al 99 % en "común", lo que es similar a lo obtenido en este trabajo.

Los rendimientos en producción de peces fueron estadísticamente similares entre los estanques en este trabajo, sin embargo se presentó un mayor rendimiento en el segundo con combinado (E-2), y el segundo con estiércol (E-5), por introducción de "carpas comunes" (Tabla 6). En relación a otros datos reportados en la siguiente tabla:

Tipo de fertilizante	Organismos en policultivo	Rendimiento en kg/1000 M <sup>2</sup> /día	Autor(es)
Estiércol de vaca	"carpas" y como principal "barrigona"	3.27	Moav, <i>et al.</i> (1977)
	"c. plateada", "c. cabezona", "c. herbívora" y "tilapia" como principal.	3.55	Behrends, <i>et al.</i> (1983)
Estiércol de vaca y alimento suplementario	"carpas chinas" y "tilapias"	0.73 a 1.80	Dimitrov (1984)
Estiércol de vaca	"carpas chinas" y "tilapias"	1.1 a 3.3	Barash y Schroeder (1984)
Superfosfato y hierbas	<i>C. catla</i> , <i>L. rohita</i> , <i>C. mrigala</i> , con <i>H. molitrix</i> , <i>C. idella</i> y <i>C. carpio</i> como principales.	0.97 y 1.35	Tripathi y Mishra (1986)
Estiércol de ganado, urea y hierbas		1.23 y 1.47	
Superfosfato y urea, y con cerdaza, borregaza y adicionando alfalfa.	"c. espejo", "c. cabezona", "c. brema", "c. plateada" y "c. herbívora" como principal.	0.92 a 1.08	Arredondo (1987)
Pellets, fertilización mineral y estiércol	"c. común", "c. plateada" y bufalo negro	1.96 a 2.79	Dimitrov (1987)
Estiércol de vaca	"carpas plateadas", "herbívoras", "brenas" y "comunes" e híbridos de tilapia como principal.	1.23 y 1.50	Quiroz (1990)
Superfosfato triple y Urea		1.10	
	"c. común", "híbridos de tilapia" como principal, "c. herbívora" y "c. plateada"	1.72 a 1.95	Milstein <i>et al.</i> (1991)

Superfosfato, urea y estiércol de vaca.	"carpas cabezonas" y "tilapias" como principales, "herbívoras", "negras" y "comunes"	1.94 y 3.68	Este Trabajo
Superfosfato y urea.		1.63	
Estiércol de vaca.		1.99 y 2.67	

Los registros obtenidos en este trabajo son similares a los presentados por otros autores en la tabla, con algunas diferencias. En este caso al no adicionar alimento suplementario, el rendimiento se debió a la alta densidad y en algunos casos a la introducción de especies cuyo crecimiento fue alto en relación a las demás. Esto indica que los rendimientos dependen entre otras cosas de las diferentes condiciones de policultivo, la utilización de diversos tipos de fertilizantes, especies, densidades, temporalidad, así como de las características particulares de cada ecosistema.

El mayor incremento en peso se obtuvo con las "carpas comunes" y el menor con las "herbívoras". Este fue más alto en general durante los últimos 40 días para todas las especies, en todos los tratamientos, atribuible en parte al aumento paulatino de la temperatura del agua; Las especies que registraron mayores rendimientos fueron las "carpas comunes" y las "cabezonas", y a excepción de las "carpas herbívoras" todas las demás especies presentaron valores diferentes estadísticamente entre algunos estanques ( $P > 0.05$ ). (Tabla 6 y Figs. 16 y 17).

Las proporciones del rendimiento obtenido para cada una de las especies en los diferentes estanques fueron las siguientes:

Estanque Especie	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	ANOVA
<b>O. niloticus</b>	37.4%	19.1%	38.6%	32.7%	26.8%	$P > 0.05$
<b>A. nobilis</b>	41.7%	28.8%	36.6%	51.1%	27.0%	$P > 0.05$
<b>C. idellus</b>	9.3%	5.0%	10.1%	7.4%	5.5%	$P < 0.05$
<b>C. carpio</b>	XXXXXX	46.9%	11.6%	XXXXXX	40.5%	$P > 0.05$
<b>M. piceus</b>	11.4%	XXXXXX	2.9%	7.7%	XXXXXX	$P > 0.05$

Respecto a los datos de ganancia en peso de cada especie, los obtenidos en este estudio se pueden mencionar en cuanto a las "tilapias" que Quiroz (1990) obtiene de 0.25 a 0.31 g/día, Milstein et al. (1991) 1.29 g/día. Behrends, et al. (1983) 2.15. Estos rendimientos muestran que los incrementos obtenidos en este estudio (de 0.34 a 0.42 g/día) son bajos sobre todo por la densidad utilizada.

Con "c. cabezona" Behrends, (1983) obtiene una ganancia de 4 g/día. En relación a este trabajo también en este caso los aumentos fueron menores que los citados (de 0.44 a 0.74 g/día).

Con "c. herbívora" Quiroz (1990) obtiene pesos promedio de 2.48 a 2.64 g/día, Sinha y Vijaya (1975) de 13.88 g/día, incluyendo 17,800 kg de hidrilla, Malecha, et al. (1981) 8 g/día en 175 días agregando lemna y wolffia, Schroeder (1983) de 8.77 g/día con 45 org/ 1000 /m<sup>2</sup>,

en 90 días. Shang, et al. (1985) con 0.45 org/m<sup>2</sup> de 3.57 g/día, Moav, et al. (1977) en 126 días de 3 g/día, Venkatesh y Sletty (1978) con 0.52 org/m<sup>2</sup> de 0.27 a 1.62 g/día, Milstein et al. (1991) de 1.5 y 1.6 g/día, Beherends (1983) de 6.1 g/día, Murty, et al. (1978) de 0.19, Arredondo (1987) de 0.20 a 0.46 g/día. A excepción de los dos trabajos anteriores y a lo citado por Quiroz (1990) los incrementos en este estudio (de 0.28 a 0.32 g/día) fueron menores, esto relacionado con la ausencia de hierbas adicionadas que bajan su eficiencia, ya que su crecimiento no es adecuado y consumen otros materiales como indican Terrell y Fox (1974) que en ausencia de macrofitas la carpa herbívora consume durante largo tiempo material detrital, y pueden consumir fito y zooplancton.

Con "c. común" Quiroz (1990) obtiene pesos promedio de 1.42 a 2.83 g/día, Sinha y Vijaya (1975) de 3.2 g/día, Moav, et al. (1977) de 1.88 g/día, Murty, et al. (1978) de 0.2 g/día, Schroeder (1983) de 4 g/día, Cohen y Raan, 1983) de 3.97 g/día, Barash y Schroeder, (1984) de 1.8 g/día con 0.4 org/m<sup>2</sup>, Arredondo (1987) de 0.66 a 1.0 g/día, semejante a lo obtenido con inorgánico en este estudio (0.90 g/día), Milstein et al. (1991) de 2.2, 2.4 y 2.79 g/día, semajenates a los registrados con estiércol en este trabajo (2.41 g/día), Dimitrov (1987) de 4.55 y 4.44 g/día. En lo que respecta a esta especie, los incrementos en peso obtenidos en el E-2 con combinado (3.46 g/día) fueron semejantes a los más altos referidos en esta relación y mayores a un buen número de experiencias.

Lo que muestra incrementos en peso adecuados de las especies en policultivo, especialmente de la "c. cabezona y la "c. común" que obtuvieron los mayores rendimientos (Tabla 6).

Con los resultados del crecimiento se llevó a cabo el análisis exploratorio de datos de cada especie en cada estanque para obtener una representación de la dispersión de la población, para estimar sus variaciones con respecto a los tipos de fertilizante y las condiciones ambientales.

De acuerdo a lo anterior los datos de peso de *O. niloticus* en los cinco estanques presentaron un incremento en el tiempo similar y la dispersión de los mismos no se presentó conspicuamente, sólo en el E-1 y en el E-4 en marzo se observó de manera significativa. En *A. nobilis* el incremento es diferente para los cinco estanques, sin presentar uniformidad entre tratamientos, aún cuando el mayor incremento en peso en los cinco estanques, se registró también en marzo. En *C. idella* la variación en el tiempo de los datos fue similar en los cinco estanques con una mayor dispersión, especialmente en marzo, sobre todo en los E-1, E-3 y E-5 presentando también el mayor aumento durante este mes en todos los estanques. En *C. carpio* el incremento en peso fue diferente en los tres estanques donde se introdujo la especie, ya que en el E-2, se presentó un alto incremento especialmente en enero y marzo, sin una marcada dispersión a través del tiempo, en el E-3 el aumento fue menor, con un máximo en marzo, los datos muestran una gran dispersión, y en el E-5 se presenta un incremento medio sobre todo en marzo también con mayor dispersión. En *M. piceus* el incremento fue variable en los tres estanques donde se incluyó, en el E-1 se reporta un aumento constante en peso y valores dispersos sobre todo en noviembre y marzo, en el E-3 los valores incrementan de forma mínima en marzo y se observa homogeneidad en los muestreos excepto en este mes, en el E-4 el

aumento fue mayor en enero y marzo con una mínima dispersión en casi todos, sólo en enero se observa una mayor dispersión (Fig. 16 y 17 ).

El crecimiento de todos los organismos en cultivo fue mayor, en general durante los últimos 40 días, atribuible en parte al aumento paulatino de la temperatura del agua. Backiel y Stregman (1968), reportan que al parecer la temperatura ejerce una acción directa sobre el crecimiento de los peces, por lo que la ganancia en peso depende del número de días cálidos a lo largo del año, y encontró que tanto en julio como agosto, afectan la producción más significativamente, ya que cuando la temperatura del agua aumenta 10°C la producción se incrementa en 4 kg/ha de ciclidos y ciprinidos.

Los datos obtenidos con las regresiones permitieron observar que los valores de las pendientes, los coeficientes de correlación y las diferencias entre las regresiones y las pendientes fueron semejantes en los peces en los cinco estanques, aún cuando el criterio para definir las condiciones de isometría varían dependiendo de la especie y las condiciones que le afecten. En general Ricker (1975) indica que la regresión funcional  $b=3$ , describe el crecimiento isométrico, asimismo Ricker (1973) menciona que entre menos sea la diferencia entre el valor de la pendiente y el de la regresión  $W$  y  $L$ , mayor será la relación entre ambos parámetros y es posible la predicción del peso con la longitud y viceversa, los valores fueron similares a los indicados para confirmar que los peces mostraron un crecimiento isométrico (Tablas 7 y 8 ).

Los mayores valores de los coeficientes específicos de crecimiento (C.E.) y de los porcentajes de peso ganado se obtuvieron con la carpa común en el E-2 con combinado y en el E-5 y con carpa cabezona en el E-2 y en el E-4 y los menores con las carpas negras en los tres donde se incluyeron. Lo cual permite observar que se presentó una mayor eficiencia de crecimiento en las carpas comunes y las cabezonas en los estanques indicados, y que la menos eficiente fue la negra.

Las relaciones de las especies, así como su crecimiento está determinada por varios aspectos, el tipo de alimento es uno de los más importantes. Para corroborar los datos sobre el tipo de organismos consumidos se llevó a cabo el análisis del contenido digestivo de algunos organismos de cada especie en cada estanque según lo recomendado por Burke, et al. (1986) y Wallace (1981).

En cuanto a las "tilapias nilóticas" el 90% aproximadamente estuvo compuesto de fitoplancton (CHLOROPHYTA, entre otras), con porcentajes variables de zooplancton (copépodos y cladóceros sobre todo) y materia orgánica, King y Garling (1986 ) indica que es omnívora y consume algas verde-azules, detritus y macrofitas, y Balarin (1980) indica que S. niloticus es fundamentalmente fitoplantófaga y esto puede ser determinado por la producción en el estanque provocada por los fertilizantes y que la mayor parte de especies de Sharoterodon son filtradoras.

La composición y la abundancia del fitoplancton ejerce una importante influencia sobre la eficiencia de producción en un sistema acuático, particularmente en cuanto a los peces fitófagos se refiere. Clonts, et al. (1989) mencionan que usualmente la actividad de las tilapias

durante las horas del día es en la parte superior de la columna de agua y Schroeder (1983) indica que el eslabón autotrófico constituye del 60 al 80% de la fuente de alimentos para el crecimiento de las tilapias, lo cual es similar a lo indicado en este trabajo, la "tilapia nilótica" se comportó como fitoplanctófaga.

Las carpas cabezonas fueron eminentemente zooplanctófagas con un consumo de aproximadamente el 90% de abundantes copépodos y cladóceros, principalmente rotíferos, algo de fitoplancton y materia orgánica, lo que está de acuerdo totalmente con lo reportado por (Lazareva *et al.*, 1977; Cremer and Smitherman, 1980; Opuszynski, 1981) que indican que esta especie es consumidora primaria de zooplancton y detritus y que usualmente se encuentra un remanente de fitoplancton en la dieta de la carpa cabezona, ya que las algas pueden ser filtradas accidentalmente cuando los peces tratan de obtener zooplancton.

También Chen (1990) menciona que es zooplanctófaga, Santiago y Reyes (1991) indican que particularmente se alimenta de pequeños organismos del zooplancton particularmente de *Brachionus*, Opuszynski (1981) reporta que consume grandes cantidades de plancton y que independientemente de la cantidad de peces la mayor parte de su alimentación fue de zooplancton y que el alimento más importante fueron los cladóceros (*Bosmina longirostris*, *Alona quadrangula* (Muller) y *Alona rectangularis* (Sars.), *Daphnia longispina* (Muller) y *Polyphemus pediculus* (L.)), copépodos (*Cyclops sp.* y *Diaptomis sp.*) y otros. Se considera que las especies planctófagas consumieron los organismos que se considera deberían consumir de acuerdo al nivel trófico que ocupan en este trabajo.

Las "c. herbívoras" en este estudio, de acuerdo a que no se incluyeron adicionalmente hierbas consumieron principalmente vegetales de la orilla y detritus en un 90%, y fitoplancton principalmente clorofitas, Opuszynski (1969 y 1972) indica que de 30 mm o más se alimentan de macroalgas, macrofitas y un poco de alimento balanceado, Borucky (1952) indica que el principal es macroflora, aún cuando se registran en menores cantidades; rotíferos, algas, larvas de quironómidos, oligoquetos y otros organismos acuáticos, aunque menciona que las carpas herbívoras que se cultivan en estanques en China son omnívoras, ya que consumen plantas, hierbas, hierbas acuáticas, frutas, arroz, etc.

Spataru (1976 y 1977), Terrell y Fox (1974), y Jana (1979) indican que en ausencia de macrofitas consume durante largo tiempo materia detrital y que durante el período de crecimiento activo en verano consumen algas fitoplanctónicas y algunos organismos zooplanctónicos. Lo cual indica que en este trabajo a pesar de alimentarse en algunos casos de plancton y de hierbas terrestres no encontró condiciones adecuadas de crecimiento.

La "carpa común" (*Cyprinus carpio*) consumió principalmente cladóceros (75% aprox.), copépodos, rotíferos, larvas de quironómidos, otros insectos y detritus, lo cual corresponde a lo mencionado como parte del bentos en este trabajo, por lo que se le consideró eminentemente bentófaga, aunque pudo consumir en algunas fases zooplancton. Chen, (1990) reporta que es omnívora. Spataru y Hephher (1977) que es eurífaga, se alimenta de organismos bentónicos, zooplancton, detritus y algunas veces también de necton pequeño y alevines. Opuszynski (1969) informa que consume alimento balanceado, bentos y un poco de

zooplancton, y que estas carpas consumen un alto porcentaje de zooplancton cuando no hay organismos bentónicos disponibles y detritus o heces de otros peces en cultivo y que en general la "carpa común" es una especie omnívora con un rango de alimentación de zooplancton y zoobentos, especialmente de pupas y larvas de quironómidos (Spataru et al., 1980).

Por otro lado Wasilewska (1978), Zur (1980), Spataru (1976), Yashouv y Chervinski (1960), Karzinkin (1955) y Sharperclaus (1961), indican que el componente más importante del macrobentos son las larvas de quironómidos y las más abundantes con un 90 a 99%, estas larvas usualmente dominantes en el bentos de estanques con ciprinidos, son uno de los más importantes componentes de la dieta en la "carpa común" en condiciones naturales y en estanques y que la proporción de larvas de quironómidos en el alimento de estos ciprinidos varía estacionalmente, dependiendo del estado trófico del estanque. Lo cual es similar a lo observado en este trabajo en relación a lo encontrado en los diferentes niveles de la red trófica.

Tabla 6.- Registro de promedios y ganancia en peso, sobrevivencia, coeficiente específico de crecimiento, % de peso ganado y rendimiento de cada especie en cada estanque.

Especie	No. de Estanque	org/1000m <sup>2</sup>	% de sobrevivencia	Peso inicial gr	Peso final gr	Ganancia peso gr	Coef. esp. de crec.	% Peso Ganado	Rendimiento Kg/1000m <sup>2</sup> /180 días	Rendimiento Kg/1000m <sup>2</sup> /día
<i>O. niloticus</i>	1	2000	85	0.86	77.0	77	2.38	8953	131.0	0.727
	2	2000	87	0.59	73.9	73.3	2.55	12423	127.4	0.708
	3	2000	90	0.43	63.6	63.2	2.64	14697	113.8	0.631
	4	2000	95	0.4	62.1	61.7	2.67	15423	117.3	0.651
	5	2000	95	0.42	68.3	67.9	2.69	16162	129.0	0.716
<i>A. nobilis</i>	1	1500	95	0.22	102.7	102.5	3.25	46614	146.0	0.811
	2	1500	95	0.22	134.8	134.6	3.39	61164	191.8	0.1065
	3	1500	90	0.22	80	80	3.12	36382	108.0	0.600
	4	1500	95	0.21	131	131	3.41	62390	186.7	0.1037
	5	1500	97	0.23	89.6	89.4	3.15	38887	130.1	0.722
<i>C. idella</i>	1	600	95	0.28	57.8	57.5	2.82	20554	32.8	0.183
	2	600	95	0.39	59.3	58.4	2.66	15113	33.3	0.187
	3	600	85	0.39	58.7	58.3	2.65	14956	29.7	0.165
	4	600	85	0.43	52.5	52.1	2.54	12116	26.6	0.148
	5	600	85	0.45	52.8	52.4	2.52	11638	26.7	0.148
<i>C. carpio</i>	2	500	100	0.53	624.8	624.3	3.74	117790	312.1	0.1734
	3	250	85	0.46	164	163.6	3.11	35565	34.8	0.192
	5	500	90	0.45	434.5	434.1	3.63	96467	195.3	0.1085
<i>M. piceus</i>	1	500	97	1.70	84.5	82.8	2.07	4872	40.2	0.223
	3	250	80	1.40	41.5	43.7	1.84	3123	8.7	0.048
	4	500	85	1.41	66.4	65	2.04	4609	27.6	0.153

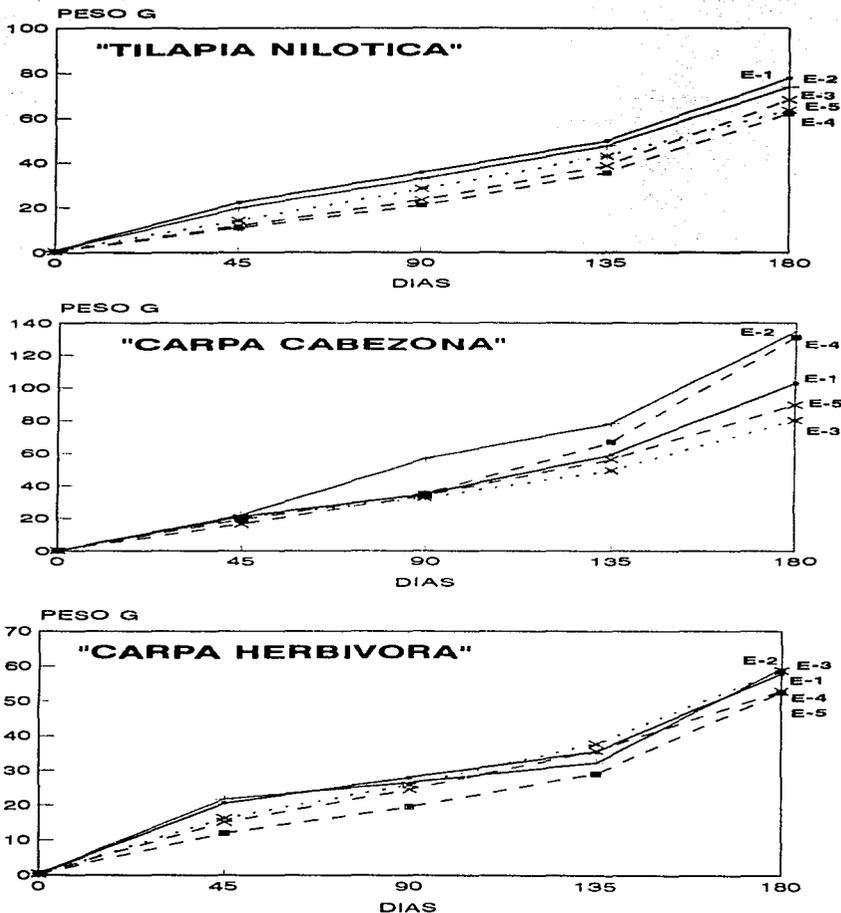
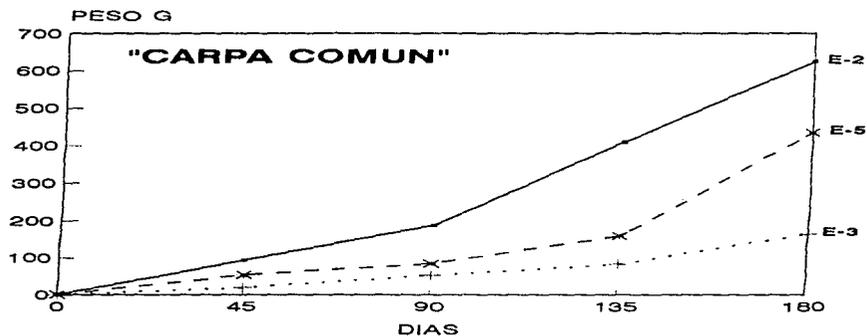
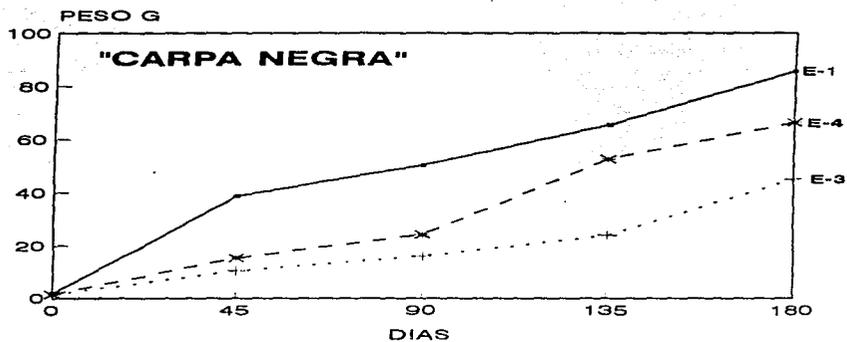


Figura 16.- Registro del incremento en peso promedio de "tilapia nilótica", "carpa cabezona" y "carpa herbívora" en los cinco estanques durante el período de cultivo.



**Figura 17.- Registro del incremento en peso promedio de "carpa negra" y "carpa común" en los cinco estanques, durante el período de cultivo.**

**TABLA 7.- Registro de datos y ecuaciones de las regresiones calculadas con los datos de peso y longitud de los peces en policultivo ("Tilapia nilótica", "carpa cabezona" y "carpa herbívora").**

ESTANQUE	"TILAPIA NILÓTICA"	"CARPA CABEZONA"	"CARPA HERBÍVORA"
E-1	b= 2.92 r= 0.9783 Reg. W y L= 2.9865 2.92 W= 0.000382 Lf	b= 3.34 r= 0.9930 Reg. W y L= 3.06 3.04 W= 0.0942 Lf	b= 3.5 r= 0.9899 Reg. W y L= 3.60 3.5 W= 0.000382 Lf
E-2	b= 2.75 r= 0.98 Reg. W y L= 2.8063 2.75 W= 0.02437 Lf	b= 3.04 r= 0.9905 Reg. W y L= 3.0753 3.04 W= 0.0994 Lf	b= 3.14 r= 0.9927 Reg. W y L= 3.17 3.14 W= 0.000382 Lf
E-3	b= 3.01 r= 0.98 Reg. W y L= 3.0603 3.01 W= 0.02714 Lf	b= 3.1 r= 0.9932 Reg. W y L= 3.1278 3.1 W= 0.000382 Lf	b= 3.05 r= 0.9909 Reg. W y L= 3.08 3.08 W= 0.1036 Lf
E-4	b= 2.97 r= 0.9767 Reg. W y L= 3.0438 2.97 W= 0.00361 Lf	b= 3.03 r= 0.9863 Reg. W y L= 3.7 3.03 W= 0.08860 Lf	b= 3.03 r= 0.9844 Reg. W y L= 3.07 3.03 W= 0.0816 Lf
E-5	b= 2.92 r= 0.9783 Reg. W y L= 2.9865 2.92 W= 0.000382 Lf	b= 3.09 r= 0.9935 Reg. W y L= 3.11 3.09 W= 0.1046 Lf	b= 3.03 r= 0.9936 Reg. W y L= 3.05 3.03 W= 0.1021 Lf

**TABLA 8.- Registro de datos y ecuaciones de las regresiones calculadas con los datos de peso y longitud de los peces en policultivo ("carpa común" y "carpa negra").**

ESTANQUE	"CARPA COMUN"	ESTANQUE	"CARPA NEGRA"
E-2	b= 3.05 r= 0.9980 Reg. W y L= 3.05 3.05 W= 0.0394 Lf	E-1	b= 3.06 r= 0.9969 Reg. W y L= 3.07 3.06 W= 0.1107 Lf
E-3	b= 3.03 r= 0.9927 Reg. W y L= 3.05 3.03 W= 0.0402 Lf	E-3	b= 2.99 r= 0.9625 Reg. W y L= 3.10 2.99 W= 0.0713 Lf
E-5	b= 3.01 r= 0.9956 Reg. W y L= 3.02 3.01 W= 0.0289 Lf	E-4	b= 3.04 r= 0.9858 Reg. W y L= 3.08 3.04 W= 0.0968 Lf

## **V.II.- CARACTERIZACION DE LOS ESTANQUES DE CADA TRATAMIENTO.**

Los ecosistemas acuáticos para cultivo, muestran la mayoría de las veces condiciones diferentes, aún cuando estén fertilizados con los mismos materiales y se siembren con las mismas especies. En este estudio cada estanque mostró una dinámica ecológica particular, independientemente del tipo de tratamiento utilizado. Se discuten en este apartado las similitudes y diferencias entre los estanques con tratamiento análogos.

### **V.II.A.- ESTANQUES FERTILIZADOS CON COMBINADO CON ESTIERCOL DE VACA Y SUPERFOSFATO-UREA (E-1 y E-2) (Fig. 18 y 19).**

En los estanques con fertilización combinada, los abonos inorgánicos se adicionan para incrementar la productividad primaria por los nutrientes directamente. Edmonson y Edmonson (1947) indican que la utilización solamente de fosfatos, o con estos y nitratos incrementan la producción del fitoplancton, el grado de producción de oxígeno y la fotosíntesis con un factor de aproximadamente de 1.5-5. Se presenta un mínimo aumento de la materia en suspensión en el estanque.

Para proveer de carbón orgánico por vía heterotrófica se incluyen los orgánicos, lo cual estimula la producción piscícola, dependiendo de la especie, porque proporcionan alimento directa e indirectamente a peces cuyos hábitos alimenticios no sean carnívoros, (Colman and Edwards, 1987). También favorecen el incremento de organismos autótrofos, y si son manejados de forma adecuada proveen de nutrientes al medio acuático sin provocar problemas de calidad del agua. El principal propósito de fertilizar con materiales orgánicos es estimular el crecimiento de bacterias que se desarrollan en las partículas orgánicas y tomar parte en la cadena alimenticia.

Las condiciones físicoquímicas del agua en estos estanques mostraron que el oxígeno disuelto se presentó dentro de los intervalos para un adecuado crecimiento de las especies con valores mayores de 4 mg/l, constantes durante el periodo de cultivo en el día, con descensos en la madrugada, por los procesos de respiración y consumo por los organismos, sin presentar en rangos letales. La presencia de CO<sub>2</sub> en bajas concentraciones coincidió con los descensos de oxígeno y se registró en algunos muestreos en el E-1 sobre todo por la noche, y en la segunda mitad del ciclo en el E-2 por madrugada. El pH mostró una tendencia básica, homogéneo, con una concentración media de carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio, con mínimas concentraciones de materia disuelta. La transparencia se relacionó al incremento de fito y zooplancton, y el amonio y los nitratos no fueron tóxicos, lo cual indica que la utilización de ambos fertilizantes contribuyó a mantener un balance adecuado de O<sub>2</sub>-CO<sub>2</sub> y no originaron condiciones adversas.

El sedimento fue de neutro a básico, no salino, con bajas concentraciones del % de CaCO<sub>3</sub> en septiembre, enero y marzo en el E-1, y en el E-2 en casi todo el periodo de cultivo, excepto en diciembre. Se presentaron bajas cantidades de nitrógeno y fósforo en el E-2, y en el E-1 medias de fósforo al inicio. El sustrato fue mineral-orgánico sin altas cantidades ni variaciones en ambos estanques, en el E-1 con incrementos de materia orgánica al inicio y al final, de acuerdo a la inclusión inicial de estiércol, y con el acumulación final de materia orgánica y en el E-2 sin mostrar el efecto

de la inclusión de estiércol y del aporte por los organismos. En los dos estanques se registraron bajas concentraciones de cationes y aniones.

Las variaciones del fitoplancton en el E-1 fueron constantes, con mínimos incrementos al inicio del invierno y decrementos posteriores. La fotosíntesis gruesa de manera inversa registró sus mayores valores más altos en ese periodo, con variaciones de mesotrofia a eutrofia según el índice de diversidad. En el E-2 la densidad fitoplanctónica presentó dos picos en otoño, para decrementar posteriormente, y la fotosíntesis gruesa presentó valores constantes durante el ciclo de cultivo. Según el índice de diversidad se encontró a los estanques entre una fase de oligotrofia y una de eutrofia, lo cual muestra que el comportamiento en los dos estanques no fue homogéneo al inicio y presentan valores similares en invierno.

En ambos estanques la alcalinidad presentó similitudes con la cantidad periódica del fitoplancton lo cual es razonable en virtud de los efectos de los carbonatos y bicarbonatos. En el E-1 las relaciones de los incrementos fitoplanctónicos con el oxígeno fueron similares, lo cual corresponde a la mayor producción de éste, de acuerdo a la cantidad. En el E-2 fueron opuestas a menor densidad fitoplanctónica menor concentración de oxígeno. En ambos casos no se presentó en relación de la variación fitoplanctónica con el CO<sub>2</sub>, con el NH<sub>4</sub> se registraron variaciones similares, y sin relaciones con el sedimento.

Mientras en el E-1 las dominantes fueron las clorofitas y las cianofitas, en el E-2 sólo las primeras, con coincidencias en las especies dominantes de las clorofitas, de las cuales *Scenedesmus* y *Schroederia* son consideradas típicas en aguas con altos contenidos de sales y con aguas enriquecidas con nitrógeno y fósforo. En el E-1 de las cianofitas las más frecuentes fueron *Merismopedia* y *Anabaena*, la cual es eminentemente planctónica, y es considerada como subdominante en estanques eutróficos, especialmente si están enriquecidas con fósforo y materia orgánica. Esto es similar en ambos estanques y muestra condiciones apropiadas para especies indicadoras de eutrofia.

En el E-1 el número de organismos zooplanctónicos los incrementos en noviembre, enero y febrero coincidieron con el descenso de la transparencia y presencia de CO<sub>2</sub> en estos muestreos, correspondiendo a algunos decrementos de alcalinidad y de dureza, con tendencias similares al amonio, sin relaciones directas con el oxígeno y la temperatura, sin relaciones con el sedimento. Similarmente en el E-2 las densidades zooplanctónicas presentaron variaciones de menor a mayor con una relación indirecta con la transparencia a mayor cantidad menor incidencia de luz, con una variación semejante a la de dureza y en algunos muestreos a la de alcalinidad y amonio, sin relaciones con la temperatura y el oxígeno y con el CO<sub>2</sub>, con variaciones análogas con el incremento de la materia orgánica en el sedimento.

En ambos estanques inicialmente los dominantes fueron los copépodos y en el E-2 también los rotíferos y posteriormente los cladóceros. De los copépodos, las especies más abundantes fueron *Diaptomus* en el E-1 y *Cyclops* (copépodos) en el E-2 con una gran cantidad de estados inmaduros, *Moina* (cladóceros) que se presenta donde hay una buena cantidad de minerales, y en el E-2 *Brachionus* (rotíferos) todos los cuales son pastoreadores a excepción de *Cyclops* que es considerado depredador. La distribución horizontal del zooplancton no fue homogénea en ambos

estanques, la distribución fue opuesta. En el E-1 las densidades incrementaron de la entrada hacia la salida de agua, y en el E-2 los valores fueron semejantes en la salida y el centro del estanque y más altas en la entrada de agua, esto relacionado con el flujo del agua, la dirección del viento, las migraciones y la predación por los peces, sin cambios en el tipo de especies.

Las variaciones del fito y el zooplancton en el E-1 son similares de octubre y diciembre en adelante, por la abundancia principalmente de pastoreadores en el zooplancton, las clorofitas dominaron excepto en enero, y de octubre a diciembre dominaron los copépodos y de diciembre a marzo los cladóceros. En el E-2 estas variaciones fueron opuestas, al inicio se registraron mayores densidades de fito y menores de zoo y posteriormente a la inversa, porque el crecimiento del primero indirectamente reguló la abundancia y diversidad del segundo. Las variaciones de los grupos correspondieron en ambos casos ya que cuando se presentaron mayores porcentajes de clorofitas incrementaron los cladóceros y cuando fueron las cianofitas aumentaron copépodos y rotíferos.

En el E-1 la biomasa bentónica se incrementó inicialmente en septiembre y octubre, con algunos picos en diciembre y enero, con variaciones semejantes del número de organismos. En el E-2 sólo muestra un pico inicial, lo cual es diferente a la densidad que se presentó constantemente durante la primera mitad del ciclo de cultivo. La variación de la alcalinidad fue similar a las densidades lo que está relacionado con el incremento del fitobentos, macroósporas y la presencia de microcrustáceos. Se observó que al disminuir la transparencia la menor incidencia luminosa pudo influir en el incremento bentónico, sin afectar a éste la temperatura, los cambios de oxígeno superficiales y del amonio.

En el E-1 se observaron semejanzas de las variaciones del bentos con el fósforo en el sedimento, relacionadas con el efecto del fósforo sobre el fitobentos. En el E-2 se presentaron similitudes con las variaciones del nitrógeno y materia orgánica. En el E-1 horizontalmente los organismos bentónicos se presentaron en mayor número en general en la entrada de agua, por la menor profundidad, y en el E-2 registraron una distribución homogénea. En el E-1 los dominantes fueron el fitobentos, los ostrácodos y cladóceros, en el E-2 fueron las macroósporas y los ostrácodos. Temporalmente la dominancia fue alternada entre estos grupos, y en algunos muestreos otros como los cladóceros y rotíferos. En ambos estanques la presencia de un mínimo porcentaje de quironómidos, fue causada por la predación por carpas "comunes" y "negras". La distribución de los ostrácodos es en parches, son detritívoros y herbívoros, pueden ser abundantes donde hay detritus orgánico, no soportan medios anóxicos, como sustratos ricos en sedimento, lo cual se registra en los dos estanques.

En el E-1 entre el fito, el zooplancton y el bentos se observan variaciones inversamente proporcionales sobre todo de enero a marzo, a mayor cantidad de plancton menor incremento del bentos. En el E-2 entre el fito y el bentos se observan variaciones semejantes, pero con el zooplancton inversas. El fito y el zoo favorecen el decremento de la transparencia, y la incidencia de luz es fundamental sobre todo para organismos autótrofos, que en estos casos contiuyeron parte importante del bentos.

En el E-1 el incremento en peso de *O. niloticus* se relaciona con los aumentos y disminuciones del fitoplancton, ya que esta especie lo consumió preferentemente. La actividad de los peces

fitoplanctófagos favorece el incremento del zooplancton, y fortalece el eslabon fito-zooplancton, porque consumen las formas grandes del primero, evitan la competencia y contribuyen al consumo de las formas pequeñas por el zooplancton. Las "carpas cabezonas" consumieron preferentemente zooplancton, también en menor grado las "carpas herbívoras", coincidiendo los decrementos del zooplancton con los principales periodos de crecimiento, el aumento en peso de las "carpas negras" correspondió al decremento del bentos.

En el E-2 no se registró un incremento en peso considerable de las "tilapias" durante las mayores densidades fitoplanctónicas. Cuando el zooplancton decrementó se observaron algunos aumentos en peso de las "carpas cabezonas" y posteriormente con las mayores abundancias se registran los mayores incrementos en peso. También las "carpas herbívoras" incrementaron en peso considerablemente. Inicialmente, se presentaron las mayores densidades del bentos y no muy notorios incrementos en peso de la "carpa común", pero posteriormente la biomasa decreció lo que se puede atribuir a la predación por las "carpas comunes", observándose entonces los mayores incrementos en peso.

En el E-1 la biomasa total piscícola esta relacionada con el incremento en peso de las "carpas cabezonas" y las "tilapias" que se sembraron en mayores densidades, el rendimiento de las "herbívoras" y de las "negras" fue bajo, ya que no se introdujeron hierbas y no se detectaron moluscos. En el E-2 con el incremento en peso de las "carpas comunes", además de obtener adecuados rendimientos de "carpas cabezonas" y "tilapias" por la densidad utilizada y bajos de herbívora por la no utilización de hierbas y alimento suplementario.

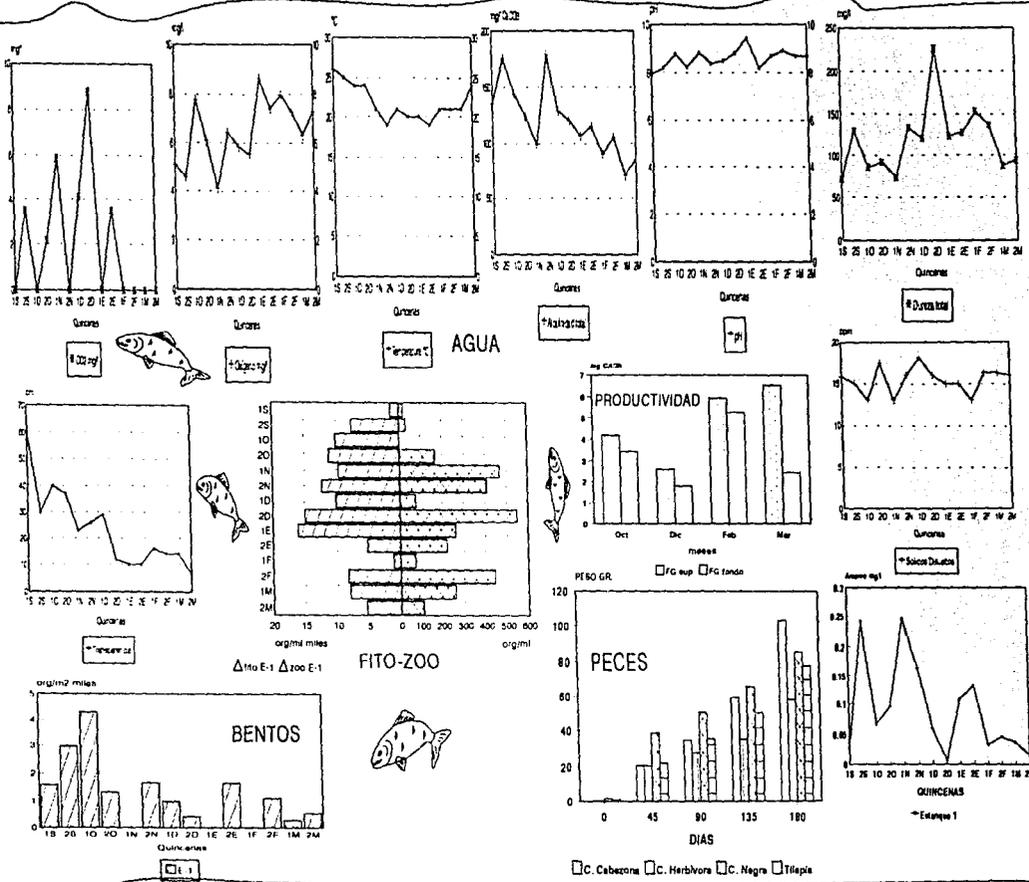


Figura 18.- Representación gráfica de la caracterización abiótica y biótica del estanque uno, fertilizado con combinado.

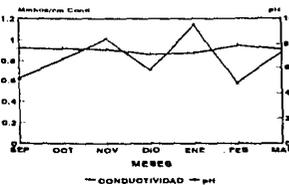
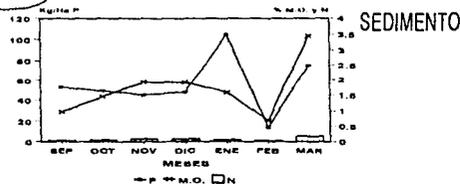
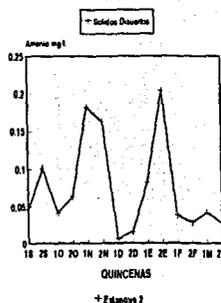
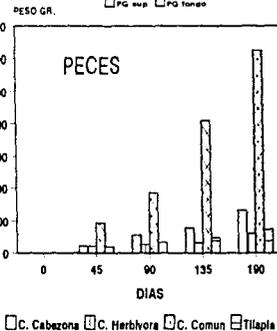
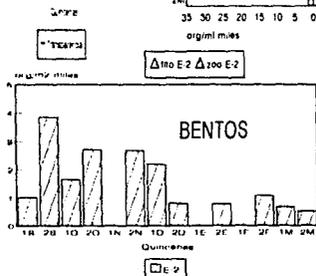
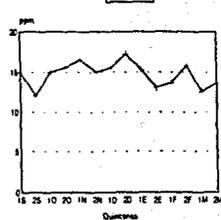
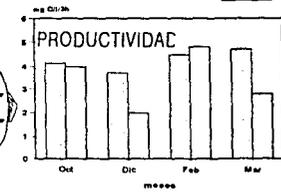
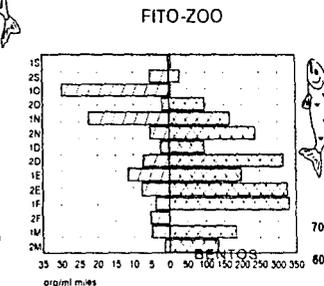
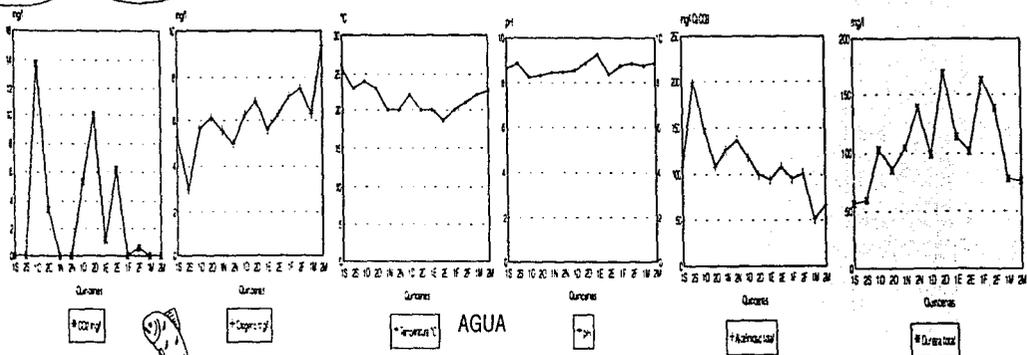


Figura 19.- Representación gráfica de la caracterización abiótica y biótica del estanque dos, fertilizado con combinado.

## V.II.B.- ESTANQUE FERTILIZADO CON INORGANICO (E-3) (Fig. 20).

Los fertilizantes minerales son aprovechados rapidamente por los organismos autótrofos, lo que ocasiona un incremento en un corto tiempo de la biomasa fitoplanctónica, sobre todo cuando proveen a los organismos elementos esenciales para su desarrollo y las condiciones climáticas e hidrológicas son adecuadas.

Los elementos que se utilizan normalmente para fertilizar estanques piscícolas son fundamentalmente el nitrógeno y el fósforo. Este es considerado clave, generalmente su disponibilidad regula la productividad primaria de los cuerpos de agua, y la mayoría de las aguas responden positivamente a su inclusión, con una gran producción de fitoorganismos y se sugiere que la aplicación de fertilizantes que contengan fosfatos, incrementa marcadamente los rendimientos pesqueros ( Hutchinson, 1957 y Boyd, 1979 ).

Considerando el papel que desempeña el sedimento como trampa de fósforo y la posibilidad de su precipitación por una elevada alcalinidad y pH, se estima conveniente agregar constantemente fósforo, solamente que, dado que la mayoría de los compuestos fosfatados no son solubles en agua, se recomienda la utilización de superfosfato y se sugiere según el criterio de Hephher (1963 y 1967), no utilizar una cantidad mayor de 60 kg/ha, ya que no tiene ninguna justificación biológica ni económica, porque la utilización de dosis mayores causa su fijación, tan rápidamente que no son aprovechables, ya que se reporta que su acción es corta y se recomienda su utilización quincenalmente, (Boyd, 1979).

Los fertilizantes nitrogenados con frecuencia tienen un efecto estimulante del crecimiento del fitoplancton, además la adición de estos puede estimular el crecimiento de larvas de quironómidos mientras es bueno el del plancton, la presencia de fosfatos puede ayudar a la fijación del nitrógeno. (Hickling, 1962) y Edmonson and Edmonson (1947) indican que la fertilización con fosfatos sólo o con fosfatos y nitratos incrementan la producción del fitoplancton y el grado de producción de oxígeno y aumento de la fotosíntesis con un factor de aproximadamente de 1.5-5, por otro lado se indica que el nitrógeno solo o en combinación con el fósforo limitan la productividad primaria en varios lagos continentales tropicales.

Las condiciones registradas en este estanque respecto a los valores de oxígeno disuelto fueron adecuadas durante el periodo de cultivo y durante el día. El CO<sub>2</sub> se presentó al inicio en mínimas concentraciones que coincidieron con los menores valores de oxígeno, en el día no se presentó, excepto por la madrugada, de acuerdo a este pH mostró una tendencia básica sin variaciones y con concentraciones medias de carbonatos y bicarbonatos. La materia disuelta se registró con valores bajos, relacionado con el tipo de material utilizado para fertilizar. La transparencia fue mínima durante todo el período experimental de acuerdo con el incremento fitoplanctónico, El amonio y los nitritos presentaron cantidades mínimas consideradas no tóxicas con tendencias similares.

El sedimento fue neutro, no salino, sin CaCO<sub>3</sub>, con bajas concentraciones de nitrógeno y medias de fósforo, fue orgánico sin altas cantidades, ni variaciones correspondiendo al tipo de fertilizante, con escasas concentraciones de cationes y aniones.

Se presentaron aumentos iniciales del fitoplancton y densidades más o menos constantes en otoño e invierno con algunas variaciones de oligotrofia a eutrofia según el índice de diversidad. La fotosíntesis gruesa presentó sus valores más altos al inicio y al final del período de cultivo. La variación de las densidades fitoplanctónicas presentó algunas similitudes con la alcalinidad. De igual forma con el oxígeno se mantuvo más o menos constante excepto al inicio, sin presentar relaciones con el CO<sub>2</sub>, la temperatura, el amonio. Con variaciones similares a las de la materia orgánica en el sedimento.

Las dominantes fueron las clorofitas que están presentes en sistemas con altos contenidos de carbono y las cianofitas. De las clorofitas las más abundantes *Trebouxia* y *Scenedesmus*, la cual es considerada una especie típica de aguas con altos contenidos de sales. De las cianofitas, las más abundantes fueron *Microcystis* y *Merismopedia* la primera es considerada comúnmente planctónica de estanques mesotróficos a hipereutrificados, preferentemente en aguas enriquecidas con nitrógeno y fósforo, de acuerdo al tratamiento utilizado.

La densidad zooplanctónica fue más o menos constante con bajos valores de acuerdo con el oxígeno, con la no variación de la transparencia. Se presentaron decrementos de las densidades zooplanctónicas con la presencia de CO<sub>2</sub> e incrementos de la alcalinidad. No se registraron relaciones con la temperatura ni con el amonio. Variaciones semejantes con el N,P, y M.O. del sedimento. Los dominantes fueron los rotíferos de acuerdo al tipo de fertilizante, los cuales se presentaron al inicio y en la segunda mitad del período de cultivo con algunas densidades altas de copépodos y cladóceros, de los primeros el género más numeroso fue *Brachionus* considerados como herbívoros y típicos de ambientes eutróficos con un pH alcalino. Los rotíferos planctónicos viven casi siempre en aguas bien oxigenadas y son escasos en zonas donde el contenido de oxígeno es bajo, por su habilidad para reproducirse rápidamente.

La distribución horizontal del zooplancton fue más o menos uniforme, con mayores densidades en la entrada de agua. Las variaciones del fito y el zooplancton fueron similares sobre todo de octubre en adelante, con la abundancia de clorofitas que correspondió al tipo de zooplancton, del cual las principales especies son consideradas herbívoras.

La biomasa bentónica incrementó en septiembre y octubre con mínimas cantidades posteriores, semejantes al número de organismos, la alcalinidad fue similar, correspondió a la mínima transparencia, y presenta mayor biomasa con la menor concentración superficial de oxígeno, y la ausencia de CO<sub>2</sub>, sin afectar la temperatura y el amonio. Dominó el fitobentos durante todo el período de cultivo, con la presencia también de ostrácodos en algunos de estos. Horizontalmente las mayores densidades se registraron en la parte media del estanque, y se observaron variaciones opuestas con respecto a las concentraciones de N,P y materia orgánica. En cuanto a las variaciones del bentos y plancton, en relación al fito se presentaron incrementos en ambos al inicio del período de trabajo, con bajas del bentos y valores constantes del fitoplancton posteriormente, con el zooplancton las relaciones fueron opuestas.

No se observaron notorias relaciones de las "tilapias" con el fitoplancton, y al respecto del zooplancton con las "carpas cabezonas" y las "carpas herbívoras" se presentaron incrementos paralelos de peso y densidad en general, entre el bentos y las "carpas comunes" y "negras" no se

registraron, ya que a menor incidencia del bentos se registraron algunos incrementos de peso en las "carpas".

En lo que respecta al modelo trófico es singular la gran cantidad de organismos fitoplanctónicos, bajas cantidades de zooplancton y algunas de bentos (sobre todo fitobentos) y el rendimiento de los peces, se reflejó en los mayores crecimientos de "carpas cabezonas", de "tilapias" y mínimos de "carpas herbívoras" y sobre todo de "carpa negra", con algunos incrementos en la "carpa común".

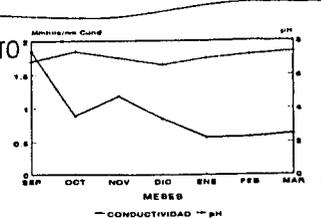
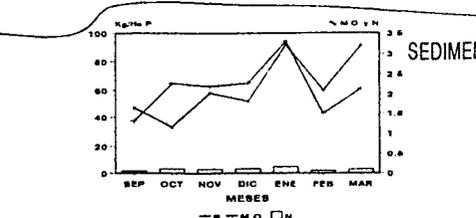
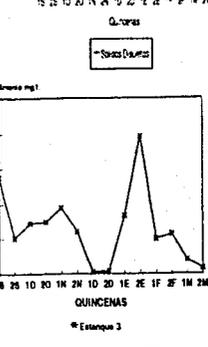
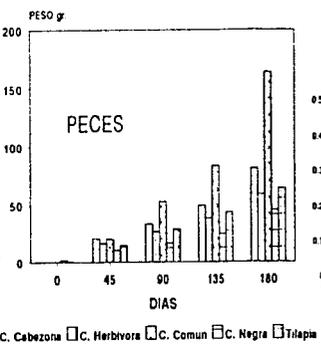
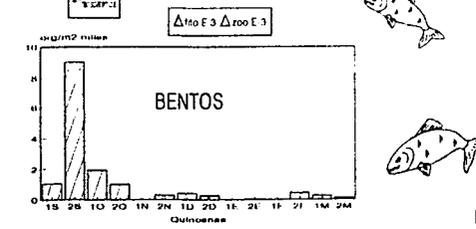
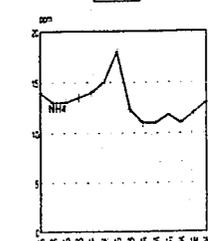
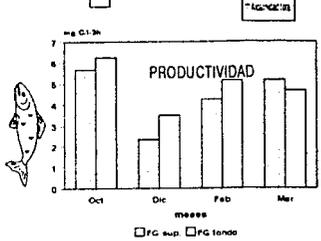
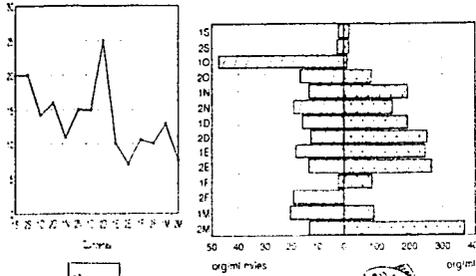
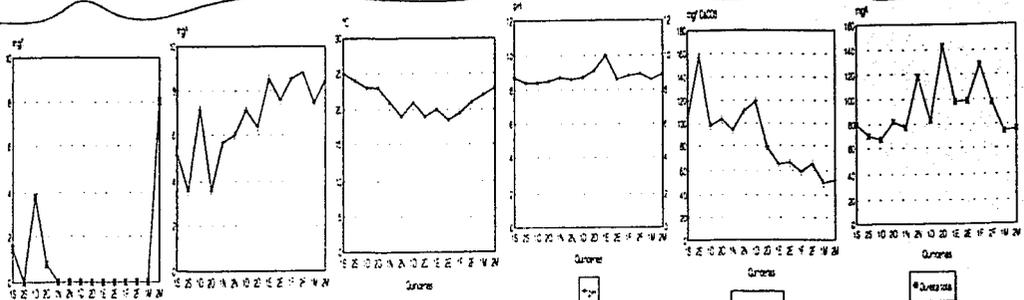


Figura 20.- Representación gráfica de la caracterización abiótica y biótica del estanque tres, fertilizado con inorgánico.

## V.II.C.- ESTANQUES FERTILIZADOS CON ORGANICO (E-4 y E-5) (Fig. 21 y 22).

La utilización de estiércol favorece el incremento de organismos autótrofos y heterótrofos, y si son manejados de forma adecuada proveen de nutrientes al medio acuático sin provocar problemas de calidad del agua y proporcionan alimento directa e indirectamente a peces cuyos hábitos alimenticios no sean carnívoros, su principal propósito es estimular el crecimiento de bacterias que se desarrollan en las partículas orgánicas y servir como fuente de energía y sustrato para el desarrollo heterotrófico del alimento natural.

Cualquier abono animal de granja que satisfaga las condiciones de estar conformadas por partículas finas y de fácil dispersión es adecuado para su uso en estanques, la cantidad y el tiempo de aplicación son variables, dependen de la estructura de la siembra, del manejo del esquema, de la fertilidad del sistema, y el tiempo del sistema de alimentación intensiva, las características de los estiércoles, las condiciones climáticas, hidrológicas y edáficas en el lugar de trabajo.

En este trabajo se utilizó estiércol seco de vaca con una composición aproximada de 64 % de H<sub>2</sub>O, 0.7% de N, 0.3% de P, 0.3% de K y 17% de Materia Orgánica (23.7% de Humedad, 11.2% de Proteína, 0.14 % de Grasa, 3.7% fibra, 44.8% de minerales y de 16.4% de Base húmeda), los procesos y condiciones de los estanques en este caso fueron de la forma siguiente:

De acuerdo a la inclusión de estiércol en ambos casos el oxígeno presentó valores bajos al inicio del período de cultivo, sin embargo, posteriormente fueron adecuados para el crecimiento de los peces, también durante el día. El CO<sub>2</sub> en el E-4 se presentó en mínimas concentraciones durante casi todo el período de cultivo, y en el E-5 sobre todo al inicio y al final, ausente de noviembre a febrero, en ambos las más altas concentraciones correspondieron a las menores de oxígeno. El pH mostró una tendencia básica, sin variaciones, con concentraciones medias de carbonatos y bicarbonatos. La materia disuelta fue la más alta en ambos y los valores fueron constantes incrementando por la noche y madrugada, de acuerdo a esto la transparencia disminuyó a través del ciclo de cultivo. El amonio y los nitritos presentaron cantidades mínimas consideradas no tóxicas.

El sedimento fue de neutro a moderadamente ácido en E-4 y neutro en el E-5, no salino, sin CaCO<sub>3</sub>, con bajas concentraciones de nitrógeno y de fósforo lo cual permite observar una baja fijación de nutrientes y un adecuado uso de los mismos para incrementar la productividad. Fueron mineral-orgánico y orgánico, con algunas variaciones en diciembre y enero en el E-4, y en el E-5 incrementando paulatinamente, de acuerdo a la inclusión de estiércol, con escasas concentraciones de cationes y aniones.

En ambos estanques las variaciones del fitoplancton mostraron picos al inicio con menores densidades de diciembre a febrero y marzo, con algunas variaciones de oligotrofia a eutrofia según el índice de diversidad, mientras que la fotosíntesis gruesa presentó sus mayores valores en diciembre y febrero, lo cual correspondió a los incrementos fitoplanctónicos.

En el E-4 los aumentos de oxígeno disuelto corresponden a los del fito, a mayor temperatura mayor cantidad de fito, generalmente a mayor amonio menor fito, no se presentan relaciones con la alcalinidad y con el CO<sub>2</sub>, con el N y Materia orgánica del sedimento tuvo variaciones similares y sin

relaciones con el P. En el E-5 la variación de la alcalinidad y del oxígeno fueron opuestas a las del fitoplancton, con ausencia de CO<sub>2</sub> disminuyó el fito, el mayor incremento de fito corresponde a las mayores temperaturas, sin relación con el amonio, no se presentó relación entre el P del sedimento y el fitoplancton, y con el N, y la M.O. la relación fue opuesta.

En ambos estanques las dominantes fueron las clorofitas durante todo el período de cultivo, las especies más abundantes fueron en el E-4 *Scenedesmus* y en el E-5 también está la que es considerada una especie típica de aguas con altos contenidos de sales, *Ankistrodesmus* y *Schroederia*.

En el E-4 el número de organismos zooplanctónicos no fue constante con varios picos sobre todo de noviembre a febrero, con algunos incrementos bajó la transparencia, al presentarse el CO<sub>2</sub> bajó la densidad y viceversa, las variaciones de la dureza fueron similares, y cuando se incrementó el amonio bajó el zoo, no se presentaron relaciones con el oxígeno, la temperatura y alcalinidad, tampoco con el N y la materia orgánica del sedimento y cuando bajó el P aumentó el zooplancton y viceversa. En el E-5 la densidad presentó incrementos paulatinos de septiembre a febrero de manera similar al oxígeno, con relación directa con la transparencia y la alcalinidad, al disminuir éstas aumentó la densidad, se presenta zooplancton en ausencia del CO<sub>2</sub> y con su presencia decreció, sin relaciones con la temperatura, la dureza, y el amonio, tampoco con el P del sedimento, y con el M.O. y el N fue similar.

En ambos estanques la distribución horizontal del zooplancton no fue homogénea con mayores densidades en la entrada de agua en el E-4 y en el E-5 en la salida de agua con decrementos paulatinos hasta la entrada de agua. En ambos estanques los dominantes fueron los copépodos al inicio, los rotíferos durante la mayor parte del ciclo y los cladóceros al final en el E-5, los géneros más abundantes fueron *Diatomus*, *Brachionus* y *Moina* las tres consideradas pastoreadoras, y el rotífero es considerado típica de ambientes eutróficos con un pH alcalino.

En el E-4 en cuanto a la relación del fito y el zooplancton, aún cuando no fue muy notable, posterior al florecimiento fitoplanctónico, se observaron incrementos del zooplancton. La abundancia de clorofitas coincidió con la de copépodos, las condiciones fueron óptimas para la presencia de zooplancton, el cual conformaron principalmente especies eminentemente herbívoras. En el E-5 la relación entre el fito y zooplancton, muestra que las variaciones son opuestas, al incrementar el primero de septiembre a diciembre el segundo decrecimiento, y de este mes en adelante fue a la inversa. En cuanto a los grupos de organismos, no se presentan variaciones ya que las clorofitas dominaron todo el tiempo.

En ambos estanques la biomasa bentónica mostró algunos picos de septiembre a noviembre, con bajas cantidades en adelante, con variaciones semejantes del número de organismos, en el E-4 no se presentaron relaciones con la alcalinidad, el oxígeno, el amonio y el CO<sub>2</sub>. La variación de la transparencia y el bentos fue similar con valores altos de ambos al inicio y menores posteriormente. En el E-5 al incrementar el oxígeno disuelto disminuyó la biomasa bentónica, con ausencia de CO<sub>2</sub> menores valores bentónicos, sin relación con la temperatura, alcalinidad y amonio. Sin presentarse relación con el sedimento en el E-4 y en el E-5 con la M.O. y el N del sedimento la relación fue opuesta y sin relación con la del P. La distribución horizontal fue homogénea en ambos estanques.

Los organismos bentónicos dominantes en el E-4 fueron el fitobentos durante casi todo el período de cultivo, los copépodos y los cladóceros. En el E-5 también el fitobentos y los ostrácodos sin una secuencia determinada en cuanto a la dominancia de los grupos en el tiempo.

En ambos estanques las variaciones del bentos y el fitoplancton fueron similares. En el E-4 con algunas relaciones sobre todo al inicio del bentos con el zooplancton, a mayor bentos menor zoo, y en el E-5 la variación del bentos en relación al zoo fue opuesta.

En el E-4 se presentaron decrementos del fitoplancton y aumentos en peso de las "tilapias", paulatinamente. El zooplancton y las "carpas cabezonas" y las "carpas herbívoras", no mostraron grandes relaciones. Al final con los mayores incrementos en peso se mostraron bajas de zooplancton. Entre el bentos y la "carpa negra" la relación fue inversa, el decremento del bentos correspondió al aumento en peso de la "carpa negra". En cuanto al modelo trófico, la mayor producción fue autotrófica, con mayores rendimientos de "carpa cabezona", con menores de "tilapia" y mínimos de "carpa herbívora" y "negra".

En el E-5 el mayor porcentaje lo mostraron los organismos fitoplanctónicos, con mínimos porcentajes de zooplancton y regulares de bentos. En los peces, la mayor producción se obtuvo con "carpa común", y la menor con "c. herbívora", con rendimientos regulares de "tilapia" y "carpa cabezona" sobre todo por la densidad. En cuanto a las "tilapias" y al fito, el mayor decremento de fito correspondió al mayor incremento en peso de las "tilapias" al final del período de cultivo. La relación zoo- "cabezona" fue de correspondencia entre el aumento de zooplancton y el incremento en peso en la "carpa cabezona". En cuanto a las "carpas comunes" y bentos; se presenta una relación inversamente proporcional a menor bentos mayor incremento de "carpas".

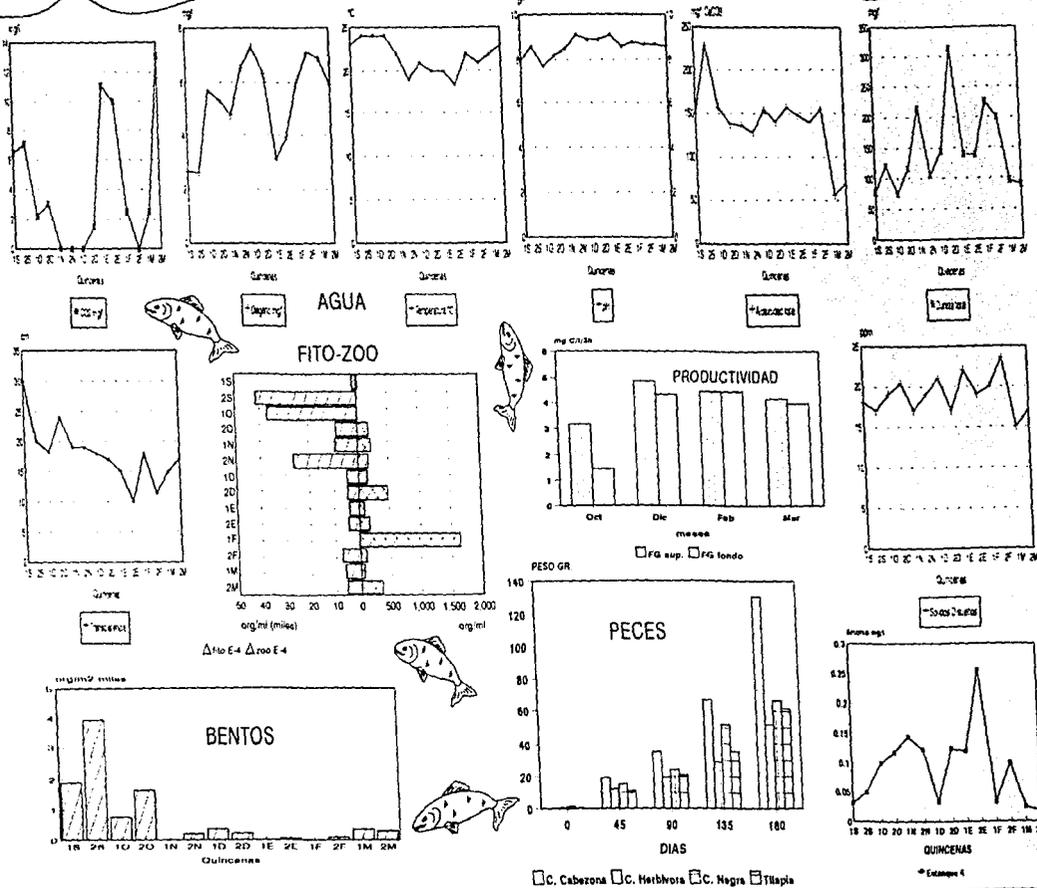
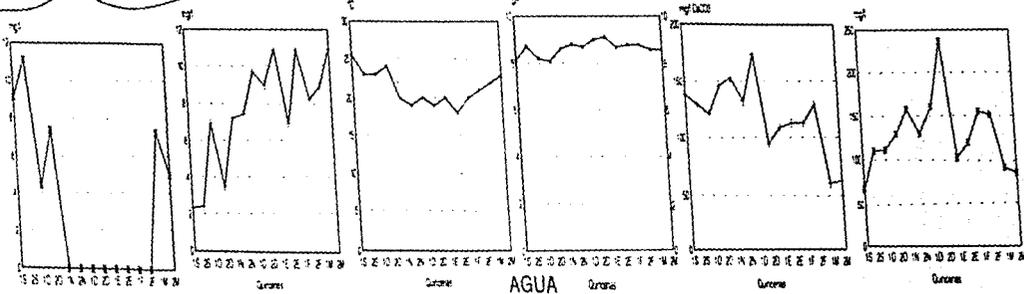


Figura 21.-  
 Representación gráfica  
 de la caracterización  
 abiótica y biótica del  
 estanque cuatro,  
 fertilizado con estiércol.



Conductividad



Conductividad

**FITO-ZOO**

Temperatura

**AGUA**

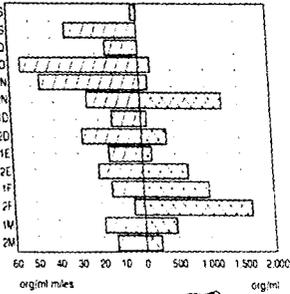
Oxígeno

Acidificación

Sólidos Totales



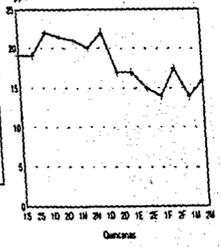
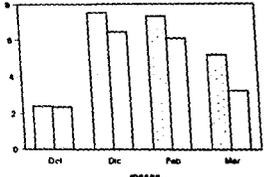
Temperatura



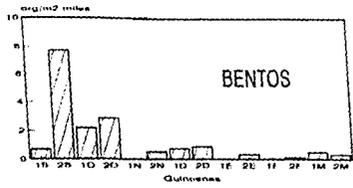
Mo E S Δ Mo E S



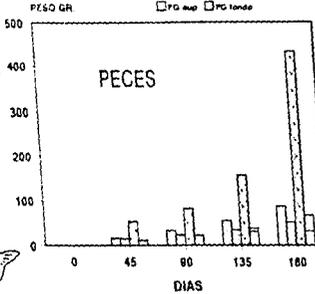
**PRODUCTIVIDAD**



Sólidos Disueltos

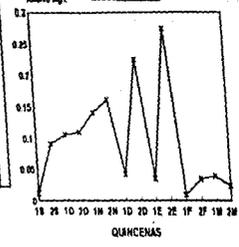


**BENTOS**

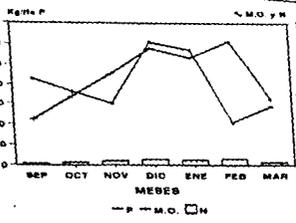


**PECES**

□ C. Cabezona □ C. Herbívora □ C. Común □ Tilapia



\* Estanque 5



**SEDIMENTO**

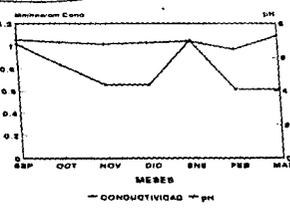


Figura 22.- representación gráfica de la caracterización abiótica y biótica del estanque cinco, fertilizado con estiércol.

### V.III.- CARACTERIZACION GENERAL DE LOS ESTANQUES.

El anterior análisis con respecto a las similitudes y diferencias entre los estanques con un mismo tratamiento, demuestra que cada uno presentó un comportamiento particular, sin embargo se plantean en general las relaciones y caracterización de los cinco estanques de la siguiente manera para considerar sus condiciones particulares y generales:

#### FISICO-QUIMICOS DEL AGUA Y SEDIMENTO

El agua presentó en los cinco estanques una temperatura adecuada para las especies en cultivo, homogénea horizontal y verticalmente, de acuerdo a su profundidad, un bajo grado de mineralización, y en los tres tratamientos también el oxígeno disuelto se presentó dentro de los intervalos para un adecuado crecimiento de los peces durante el periodo de cultivo y en el día, con algunos descensos en la madrugada, por los procesos de respiración y consumo por los organismos, sin mostrar rangos letales, con algunos valores bajos al inicio en los fertilizados con estiércol, la presencia de CO<sub>2</sub> en bajas concentraciones coincidió con los descensos de oxígeno, en los de estiércol se registró durante casi todo el periodo de cultivo y sobre todo por la noche y la madrugada en todos los estanques.

También mostró una tendencia básica, homogénea, con una concentración media de carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio, con mínimas concentraciones de materia disuelta en los fertilizados con combinado e inorgánico y se presentaron mayores de acuerdo con el tipo de fertilizante en los de estiércol en los cuales, los valores fueron constantes incrementando por la noche y la madrugada, la transparencia se relacionó al incremento de fito y zooplancton, y en los tres tratamientos las concentraciones de amonio y nitritos fueron no tóxicas.

La estrategia del manejo adecuado de fertilizantes combinados, inorgánicos y orgánicos permitió mantener durante el día concentraciones adecuadas de oxígeno y que no se presentaran durante la noche rangos tóxicos. Sin registrarse lo mencionado por Schroeder (1978) respecto a que hay límites para cómo se introduce una gran cantidad de estiércol a estanques para peces, después la descomposición del estiércol provoca una producción heterotrófica de organismos alimenticios que consumen oxígeno y producen desechos tóxicos y que una alta fertilización puede provocar condiciones anóxicas en los estanques, en la ausencia de estiércol, menos desechos tóxicos pueden acumularse en el sistema, más oxígeno puede ser utilizado en el estanque y puede manejarse una mayor biomasa de peces.

El sedimento mostró condiciones físicas similares y apropiadas para estanques piscícolas, fue de neutro a básico, con saturación media de bases, muy buena solubilidad de los iones nutritivos, y moderadamente ácido en el E-4 con estiércol, no salino, con insuficiente Ca soluble excepto el E-2, y bajas concentraciones de nitrógeno y fósforo en el E-2, y medias de este en el E-1 y E-3, lo cual permite observar una baja fijación de nutrientes y un adecuado uso de estos para incrementar la productividad, ya que el sedimento puede ser una trampa para el fósforo y la precipitación se incrementa por un elevado pH y alcalinidad, y debe utilizarse en forma constante el fósforo, para mantener una elevada productividad primaria (Boyd, 1979 y Wetzel, 1975). Los estanques fertilizados con combinado y el E-4 fueron mineral-orgánicos sin altas cantidades, de materia

orgánica. El de inorgánico y el E-5 fueron orgánicos con algunas variaciones. En el E-1 se registraron incrementos de materia orgánica al inicio y al final, de acuerdo a la inclusión inicial de estiércol, y con el acumulamiento final de materia orgánica. En el E-4 con algunas variaciones y en el E-5 incrementando paulatinamente, de acuerdo a la inclusión de estiércol, con escasas concentraciones de cationes y aniones en todos.

En este caso no se presentan diferencias entre los tres tipos de material utilizado, lo cual indica que aunque en la mayoría se utilizó estiércol esto no contribuyó a un mayor porcentaje de materia orgánica en el sedimento, relacionado con el incremento en los fertilizados con mineral, de la producción de organismos, sobre todo productores primarios.

## FITOPLANCTON

Según el número total de org/ml de fitoplancton pueden considerarse los sistemas reportados en este trabajo como eutróficos y de elevada productividad primaria, sin diferencias entre los tipos de abonos utilizados con respecto a la abundancia, esto se relaciona con el estado trófico y esquema de cultivo de cada sistema. Los datos más altos del número de org/ml, se presentaron en otoño, correspondiendo al efecto de la fertilización inicial, a excepción del primer estanque, con variaciones posteriores diferentes en todos los estanques. Esto muestra que el comportamiento no fue homogéneo, considerando por lo anterior que la temporalidad y la dinámica propia de cada estanque influyeron más que el tipo de fertilizante.

En los estanques con combinado e inorgánico la alcalinidad presentó similitudes con la cantidad periódica del fitoplancton lo cual es razonable en virtud de los efectos de los carbonatos y bicarbonatos en esta, en el E-4 no se registraron relaciones, y en el E-5 fueron opuestas. En el E-1, E-3 y E-4 las relaciones con oxígeno fueron similares lo cual corresponde a la mayor producción de oxígeno de acuerdo a la cantidad de fitoplancton, y en E-2 y E-5 fueron opuestas. Las variaciones de la transparencia y el fitoplancton coinciden con lo mencionado por Santoyo y Signoret (1977) que consideran de importancia a la intensidad luminosa, como uno de los principales factores que influyen en la distribución y comportamiento del fitoplancton, ya que a menor transparencia en general las densidades decrecieron sobre todo al final del período de cultivo.

En los estanques del 1 al 4 no se registraron relaciones de las densidades fitoplanctónicas con el CO<sub>2</sub>, en el E-5 en su ausencia disminuyó el fito, en los de combinado e inorgánico no se presentaron con la temperatura, en los de estiércol con su incremento, se presentó una mayor cantidad de fito, en los de combinado mostró con el NH<sub>4</sub> variaciones similares, en el E-3 y E-5 no se presentaron relaciones y en el E-4 generalmente a mayor amonio menor fito. En los de combinado no se presentaron relaciones con el sedimento, en el E-3 y 4 variaciones similares a las de la materia orgánica, y en el E-4 con el N en el E-5 con el N, y la M.O. la relación fue opuesta, y en todos los estanques no se muestra relación con el P.

También se pueden considerar estos sistemas como eutróficos adecuados para el cultivo de peces por la composición del fitoplancton que fue principalmente de cuatro divisiones de las cuales se identificaron 178 organismos fitoplanctónicos: 31 CYANOPHYTAS, 79 CHROMOPHYTAS, 5 EUGLENOPHYTAS y 63 CHLOROPHYTAS, se observó con estas

una mayor dominancia en cuanto a densidad para los cinco estanques, con condiciones adecuadas para la dinámica de los sistemas acuáticos, dadas sus características, la división CHROMOPHYTA mostró una mayor diversidad en los estanques. Se presentaron cambios en cuanto los géneros más abundantes, entre los estanques con los mismos tratamientos, y algunas coincidencias en estanques con diferentes materiales. Las especies que se presentaron con más frecuencia fueron diferentes entre los tres tratamientos, lo cual permite observar que la fertilización produce un aumento en la abundancia del fitoplancton, pero no tiene un efecto sobre la composición genérica resultante, y que las variaciones estacionales no la afectaron en mayor grado, lo cual indica fundamentalmente que los aspectos latitudinales y algunas características no limitan la posibilidad de que algunas especies y sobre todo, géneros fitoplanctónicos se repitan continuamente.

Las clorofitas están presentes en sistemas con altos contenidos de carbono, y las cianofitas no correspondieron a lo mencionado por King (1970, 1972) que sugieren la probabilidad de que la dominancia de las algas verde-azules se incremente con el decremento del bióxido de carbono en el agua. Marshall (1987) considera que el desarrollo de las cianofitas se encuentra estrechamente ligado con la relación nitrógeno-fósforo, cuando dicha relación se desvía a favor del fosfato, se desarrollan cianofitas que introducen nitrógeno combinado en el sistema, además de preferir aguas alcalinas y eutróficas, ricas en calcio y con una relación nitrógeno-fósforo muy alta lo cual no se presentó en este caso.

Los índices de diversidad mostraron valores altos durante la mayor parte del período de cultivo que señalan una mayor diversidad en la comunidad. En general esta situación es favorable a un ecosistema, ya que son más estables, dado que las fluctuaciones en la abundancia de especies individuales tiene una menor influencia en el funcionamiento del ecosistema, que aquellos cambios de especies individuales en sistemas de baja diversidad.

Los valores de productividad primaria fueron adecuados con datos altos de fotosíntesis gruesa, sin grandes cambios en la superficie y fondo con algunas variaciones a través del período de cultivo, correspondió a lo obtenido en otras experiencias similares, la fotosíntesis neta y la respiración registraron variaciones temporales semejantes a las de la fotosíntesis gruesa, la relación de la respiración y la fotosíntesis gruesa se mostró dentro de lo adecuado, y se presentó una mayor productividad por la tarde, lo cual indica que los ritmos circadianos del fitoplancton son más marcados a la intensidad luminosa de esa hora.

## ZOOPLANCTON

Las comunidades del zooplancton en los estanques pueden cambiar marcadamente debido a las diferencias en la calidad del agua, los factores ambientales, tales como la temperatura y el fotoperíodo, así como a los factores biológicos, como la depredación, competencia y la cantidad y calidad de alimento. Estas comunidades son altamente sensibles a los fertilizantes y al uso de agentes químicos, como los pesticidas y herbicidas entre otros biocidas, como resultado de los ciclos de vida, los patrones de sucesión pueden ser acelerados o retardados y algunas veces las poblaciones cambian drásticamente en cuestión de días (Geiger, 1983).

El promedio del número total de org/ml fue similar en los estanques y medianos, temporalmente no se presenta un patrón en el incremento del zooplancton en los estanques, en los E-1, 2, 4 y 5 coincidentes con el descenso de la transparencia, sin presentarse esto en el E-3. Lo sucedido en los cuatro estanques anteriores es similar a lo indicado por Tenorio y Arredondo (1988) quienes mencionan que la transparencia influye directamente en el desarrollo y distribución del zooplancton.

En el E-1 la presencia del zooplancton fue coincidente con la presencia de CO<sub>2</sub> en estos muestreos, en el E-2 sin relación, y en los E-3, 4 y 5 con decrementos en su presencia. En el E-1 y 3 correspondió la variación del zooplancton con algunos decrementos de alcalinidad y dureza, en el E-2 con una variación semejante a la de la dureza y en algunos muestreos a la de la alcalinidad, en el E-4 las variaciones de la dureza fueron similares sin relaciones con la alcalinidad y en el E-5 con similitud con descensos de la alcalinidad y sin relación con la dureza, en el E-1 y 2 con tendencias similares al amonio, y en el E-4 opuestas, en el E3 con bajos valores de acuerdo con el oxígeno, y en el E-5 al disminuir el oxígeno aumentó la densidad, y en todos los estanques sin relación con la temperatura, en el E-1, 2, 4 con el oxígeno, en el E-3 y 5 con el amonio.

Al respecto se indica que la información acerca de los factores químicos que limitan la distribución del zooplancton es escasa, pero se reporta que las características químicas del agua influyen en la distribución y desarrollo del zooplancton, aunque el oxígeno disuelto no es significativo, ya que muchas especies soportan mínimas concentraciones de oxígeno disuelto, lo cual se observó en estos casos. Porque aún cuando Tenorio y Arredondo (1988), mencionan que algunas de las condiciones del medio acuático influyen directamente en el desarrollo y distribución del zooplancton, como la temperatura y el oxígeno disuelto, y se menciona que la composición de las comunidades zooplancónicas pueden estar influenciadas por los cambios de pH (O'Brien and Noeyelles, 1972, 1974; Sprules, 1977; Alibone and Fair, 1981). En Geiger (1983) la dureza del agua (Lewis and Maki, 1981), y el Oxígeno disuelto (Heisey and Porter, 1977), esto no se observó en los estanques monitoreados, y el pH se mantuvo constante

Con respecto al sedimento en el E-1 no se presentaron relaciones, en el E-2 con variaciones análogas con el incremento de la materia orgánica, en el E-3, y con variaciones semejantes con el N, P, y M.O. en el E-4 sin relación con el N y la materia orgánica y cuando bajó el P aumentó el zooplancton y viceversa, y en el E-5 sin relación con el P del sedimento, y con el M.O. y el N fue similar.

La distribución horizontal del zooplancton no fue homogénea en los estanques con combinado y con estiércol, en el E-1 las densidades incrementaron de la entrada hacia la salida de agua, y en el E-2 los valores fueron semejantes en la salida y el centro del estanque y más altas en la entrada de agua, esto relacionado con el flujo del agua, la dirección del viento, las migraciones y la predación por los peces, sin cambios en el tipo de especies, con mayores densidades en la entrada de agua en el E-4 y en el E-5 en la salida de agua con decrementos paulatinos hasta la entrada de agua y en el E-3 ésta fue más o menos uniforme, con mayores densidades en la entrada de agua,

Respecto a esto, Needham y Lloyd (1937) indican que los organismos del plancton están uniformemente distribuidos en dirección horizontal, lo cual no se presentó en este caso y sí lo

mencionado por Hutchinson (1993) que reporta grandes irregularidades en la distribución horizontal y que no están correlacionados con los factores físicos, químicos o con las densidades fitoplanctónicas sino con la acción del viento, el flujo del agua, las irregularidades de las orillas, la predación de plancton, el acumulamiento de los organismos y el resultado indirecto de la migraciones diurnas Hutchinson (1967); Gordeeva, (1968); Patalas(1969), y Dumont (1967) reporta resultados similares y menciona que las especies tienden a acumularse en parches.

De acuerdo a las condiciones de cada estanque, los grupos de organismos que constituyeron el zooplancton fueron los cladóceros, copépodos, ostrácodos y rotíferos, de estos los dominantes en cada estanque fueron los cladóceros en los de combinado (E-1 y 2), los rotíferos en el de mineral (E-3) y en el segundo con estiércol (E-5) y los copépodos en el primero de estos (E-4), la abundancia y la composición de especies de rotíferos fue indicador del estado trófico de cada estanque.

Temporalmente en los de combinado inicialmente los dominantes fueron los copépodos y en el E-2 también los rotíferos y posteriormente los cladóceros, en el de inorgánico fueron los rotíferos de acuerdo al tipo de fertilizante, los cuales se presentaron al inicio y en la segunda mitad del periodo de cultivo con algunas densidades altas de copépodos y cladóceros, en los de estiércol los dominantes fueron los copépodos al inicio, los rotíferos durante la mayor parte del ciclo y los cladóceros al final en el E-5, lo cual está relacionado con la predación de los peces que tiene una gran influencia sobre las comunidades zooplanctónicas, si la predación es baja, el número de pequeños zooplanctones se ve reducido por la presencia de grandes cladóceros y copépodos, sin embargo, si la predación es alta el número de grandes cladóceros y copépodos se reduce y los pequeños rotíferos, pequeños cladóceros y los nauplios de copépodos son los que prevalecen (Hurlbert *et al.*, 1972; Hillbricht-Ilkowska *et al.* 1973; Allan, 1976 etc.), con los cambios en la calidad y cantidad del alimento del zooplancton (Pace and Orcutt, 1981). de acuerdo con lo anterior en este estanque se observaron cambios en la composición del zooplancton, sobre todo por la presencia de rotíferos que pudo ser causada por lo anterior.

Segun Lewkowicz (1984) el incremento en las concentraciones del fitoplancton en el estudio que realizó, se observó cuando los peces consumieron zooplancton esto se atribuyó a la reducción de zooplanctones consumidores de organismos autótrofos, que son usualmente los cladóceros, lo cual explica lo antes reportado, ya que también en los contenidos digestivos se registran los porcentajes más abundantes de cladóceros, e indica que en estanques para la acuicultura, una reducción de los copépodos y el incremento de los rotíferos puede ser causada por la siembra de carpa común.

Por esta razón, los acuicultores tienen que tomar en cuenta la dinámica del zooplancton, así como los ciclos de las bacterias, protozoarios y fitoplancton, que constituyen el alimento primario del zooplancton, que es importante para el cultivo de especies zooplanctófagas, los factores ambientales, tales como la temperatura y el fotoperíodo, así como los factores biológicos, como la depredación, competencia y cantidad y calidad de alimento, pueden afectar la dinámica de la comunidad zooplanctónica (Geiger, 1983).

Los géneros más abundantes de los copépodos fueron *Diatomus* considerado pastoreador en el E-1, 4 y 5 y *Cyclops* (copépodos) que es predador en el E-2 con una gran cantidad de estados inmaduros, en todos los estanques *Moina* (cladóceros) que es pastoreadora y se indica que distintas especies de *Moina* pueden vivir en aguas alcalinas, la mayoría de cladóceros se encuentran en aguas con un contenido alto de calcio y la mayor parte de especies de este grupo se encuentran entre 6.5 y 8.5 de pH, Hutchinson (1993), y en el E-2 y 3 *Brachionus* (rotíferos) considerados como también herbívoros y típicos de ambientes eutróficos con un pH alcalino, los rotíferos planctónicos viven casi siempre en aguas bien oxigenadas y son escasos en zonas donde el contenido de oxígeno es bajo, por su habilidad para reproducirse rápido. Esto muestra que los organismos zooplancónicos encontrados en este trabajo son similares a los obtenidos en otras latitudes y en otros trabajos de acuerdo a sus características

Gómez *et al.* (1974) menciona que existe una relación directa entre la abundancia del fitoplancton y el zooplancton, al respecto las variaciones del fito y el zooplancton en el E-1 son similares de octubre y diciembre en adelante, por la abundancia principalmente de pastoreadores en el zooplancton, ya que las clorofitas dominaron excepto en enero, y de octubre a diciembre dominaron los copépodos y de diciembre a marzo los cladóceros, y en el E-2 fueron opuestas, al inicio se registraron mayores densidades de fito y menores de zoo y a la inversa posteriormente porque el crecimiento del primero indirectamente reguló la abundancia y diversidad del segundo, las variaciones de los grupos correspondieron en ambos casos, ya que cuando se presentaron mayores porcentajes de clorofitas incrementaron los cladóceros y cuando fueron la cianofitas aumentaron copépodos y rotíferos.

En el E-3 fueron similares sobre todo de octubre en adelante, con la abundancia de clorofitas que correspondió al tipo de zooplancton ya que las principales especies son consideradas herbívoras. En el E-4 fue similar, aún cuando no fue muy notable, posterior al florecimiento fitoplanctónico, se observaron incrementos del zoo, la abundancia de clorofitas coincidió con la de copépodos, por esto las condiciones fueron óptimas para la presencia de zoo, el cual conformaron principalmente especies eminentemente herbívoras, en el E-5 esta relación muestra que las variaciones son opuestas, al incrementar el primero de septiembre a diciembre el segundo decremento y de este mes en adelante fue a la inversa, en cuanto a los grupos de organismos, no se presentan variaciones ya que las clorofitas dominaron todo el tiempo.

En relación a lo anterior, en Geiger (1983) se indica que un incremento del fitoplancton puede soportar un incremento del zooplancton, Heisig (1979) indica que sus resultados muestran que no hay una relación directa entre la densidad del fitoplancton y los niveles de tratamiento y se muestra que baja la población fitoplanctónica pero se incrementa la población zooplanctónica, se supone que este origina el decremento del primero.

O'Brien (1979), menciona algunos aspectos sobre las relaciones tróficas del zooplancton en un trabajo sobre las variaciones entre la densidad de nutrientes, la densidad fitoplanctónica y la zooplanctónica en estanques sin peces: maneja inicialmente la hipótesis de que la inclusión de fertilizantes minerales incrementa la productividad de fito y zooplancton, en una relación muy simple en una función proporcional: se adicionan más nutrientes y se produce más fitoplancton, por ende más biomasa de este tipo y es producido más zooplancton, además se ha observado que los

organismos del zooplancton ingieren microplancton y agregados mayores de 20 de bacterioplancton, y aunque son importantes como alimento para los organismos en cultivo, existen evidencias de que pueden ser suprimidos debido a una elevada densidad de la comunidad fitoplanctónica causada por un exceso en la fertilización, lo cual no se observó en este caso.

## **BENTOS**

Zur (1980) reporta que el espectro de tamaño del zoobentos puede estar relacionado con la química del agua, y que puede ser diferente en relación a cada estación en el mismo lago y considera que las causas y consecuencias de varias estructuras de tamaño del zoobentos pueden ser: La interacción peces-bentos, otros efectos de la cadena alimenticia, rangos fisiológicos, e interacciones entre el zoobentos y la estructura física del sedimento. Wasilewska (1978) menciona que en estanques, el nivel de biomasa y el tamaño de los organismos y la composición de especies de la fauna del fondo depende no sólo de las condiciones tróficas y ambientales, pero igualmente en el hecho de que estos animales son consumidos por los peces

Se presentó una baja biomasa bentónica y densidad con análogas variaciones a las de la biomasa, similares en todos los estanques, con una mínima influencia del tipo de fertilizante, la distribución de los organismos bentónicos fue homogénea en los E-2, 4 y 5, en el E-1 se presentaron en mayor número en general en la entrada de agua, por la menor profundidad, y en el E-3 las mayores densidades se registraron en la parte media del estanque.

Respecto a la razón del decremento del bentos, se menciona que la mayor siembra de peces bentófagos contribuyen al rápido decremento y el agotamiento del bentos que es muy rico en algunos aminoácidos indispensables, vitaminas, y micro-elementos, y Wasilewska (1978) opina que los organismos bentónicos en estanques de peces son más consumidos que los planctónicos y que requieren de más tiempo para renovar sus poblaciones, ya que se incrementan más rápidamente la población de organismos de que se alimentan, que la suya.

Hutchinson (1993) indica que varios factores ecológicos determinan la ocurrencia individual de especies en la zona profunda acuática en el sedimento fino es tal vez la temperatura, las concentraciones de oxígeno, probablemente algunos factores químicos, y la naturaleza del alimento disponible, a veces en el infralitoral poco profundo puede estar influenciado más por la gran variación de la naturaleza del sustrato y por los movimientos del agua y en algunos lagos en menor medida por la química del agua.

En los estanques con combinado y con inorgánico la variación de la alcalinidad fue similar a las densidades lo que está relacionado con el incremento del fitobentos, macroósporas y la presencia de microcrustáceos, y sin relación en los de estiércol, en todos los estanques se observó que al disminuir la transparencia la menor incidencia luminosa pudo influir en su incremento, ya que fue menor, en el E-3 se presenta mayor biomasa con la menor concentración superficial de oxígeno, y la ausencia de CO<sub>2</sub>, también en el E-5 al incrementar el oxígeno disuelto disminuyó y con ausencia de CO<sub>2</sub> se presentaron menores valores bentónicos, sin relaciones en todos los estanques con la temperatura y el amonio, en E-1, 2 y 3 con el oxígeno, y en el 4 y 5 con el CO<sub>2</sub>, al respecto Chen (1990) indica que la descomposición de los estiércoles pueden tener un impacto negativo, ya que puede agotar el

oxígeno del fondo de los estanques provocando el desarrollo de organismos bentónicos que enriquecen el medio con metano y sulfuro de hidrógeno tóxico, lo cual no se observó en este caso.

En el sedimento la presencia de organismos bentónicos está determinada entre otros factores, por la cantidad de materia orgánica que se precipita y la que es degradada posterior y gradualmente para proveer de nutrientes a los organismos presentes en el sustrato. Fedoruk (1964) y Fillion (1967) indican que la abundancia bentónica puede estar influenciada por la cantidad de finas partículas sedimentadas en una área dada y el tamaño de las partículas de arcilla frecuentemente son de especial importancia en la determinación del tipo de fauna béntica (Cummins y Lauff, 1969) en Mc Lachlan and Cantrell (1976). En el E-1 se observan semejanzas de las variaciones del bentos con el fósforo en el sedimento, relacionadas con el efecto del fósforo sobre el fitobentos, en el E-2 con las variaciones del nitrógeno y materia orgánica, en el E-3 se observaron variaciones opuestas con respecto a las concentraciones de N,P y materia orgánica, sin relación con el sedimento en el E-4 y en el E-5 con la M.O. y el N del sedimento fue opuesta y sin relación con la del P.

Con relación a los grupos de organismos registrados fueron: COPEPODA, CLADOCERA, ROTIFERA, CONCHOSTRACA, OSTRACODA, fitobentos, oóporas de una macroalga de la familia CHARADACEAE, CHIRONOMIDAE, y larvas de otros insectos. Los grupos dominantes en los estanques fueron el fitobentos y OSTRACODA, y en cuanto a la aparición de los grupos bentónicos a través del tiempo, en el E-1 los dominantes fueron el fitobentos, los ostrácodos y cladóceros, en el E-2 fueron las macroóporas y los ostrácodos durante el tiempo la dominancia fue alternada entre estos grupos y en algunos muestreos otros como los cladóceros y rotíferos, en el E-3 el fitobentos durante todo el periodo de cultivo, con la presencia también de ostrácodos en algunos de estos, en el E-4 fueron el fitobentos durante casi todo el periodo de cultivo, los copépodos y los cladóceros, en el E-5 también los primeros y los ostrácodos sin una secuencia determinada en cuanto a la dominancia de los grupos en el tiempo, en todos la presencia de un mínimo porcentaje de quironómidos, fue por la predación por carpas "comunes" y "negras", la distribución de los ostrácodos es en parches, son detritívoros y herbívoros, pueden ser abundantes donde hay detritus orgánico, no soportan medios anóxicos, como sustratos ricos en sedimento, lo cual se registra en los estanques.

Zur (1980), indica que las larvas de quironómidos pueden ser utilizadas como indicadores de las condiciones del sedimento, ya que reporta que si se encuentran bajas concentraciones de oxígeno no se presentan las larvas de quironómidos y tampoco en altas concentraciones de materia orgánica y esto puede provocar la inhibición del crecimiento de los peces. El grado de desaparición de éstas se incrementa con una mayor densidad de peces, y por otro lado Kugler y Chen (1968), reportan que las larvas de quironómidos son altamente sensitivas a la concentración de oxígeno disuelto y de algunos elementos químicos, en este caso el decremento de larvas de quironómidos se atribuye a la predación más que a lo anteriormente mencionado.

Wasilewska (1978), menciona que el incremento en la abundancia del bentos depende de las condiciones de alimentación de las larvas de quironómidos, en los estanques con cargas intensivas de peces el alimento potencial consiste en detritus, bacterias y se menciona que quizá la causa de la abundancia y composición de la fauna del fondo es el fitoplancton, también reporta que en el periodo de mayor crecimiento de fito y zooplancton, el nivel de la biomasa fue muy alto y la

composición cualitativa de la fauna del fondo favorable para todos los peces, lo cual no corresponde a lo obtenido en este trabajo.

Ya que en el E-1 entre plancton y el bentos se observan que variaciones inversamente proporcionales, sobre todo de enero a marzo, a mayor cantidad de plancton menor incremento del bentos, en el E-2, 4 y 5 entre el fito y el bentos se observan variaciones semejantes, en el E-3 en relación al fito se presentaron incrementos en ambos al inicio del periodo de trabajo, con bajas del bentos y valores constantes del fitoplancton posteriormente, en todos los estanques la relación con el zooplancton fue inversa, el fito y el zoo favorecen el decremento de la transparencia, y la incidencia de luz es fundamental sobre todo para organismos autótrofos, que en este caso constituyeron parte importante del bentos.

A este respecto Zieba (1973), en su trabajo sobre macrobentos en estanques con desechos de un ingenio azucarero, no distinguen una correlación entre el número de larvas y las cantidades de alimento, (ciliados y fitoplancton) esto fundamentalmente en la mayoría de los casos, lo cual corresponde a lo antes mencionado, también Wienberg y Lachnowicz (1968) reportan que la presencia de organismos bentónicos no tienen que ver con la cantidad de fertilizante ni de fitoplancton sino con la naturaleza del primero.

## **EVALUACION DEL CRECIMIENTO Y PRODUCCION DE LOS PECES:**

El porcentaje de sobrevivencia para todas las especies fue alta, los rendimientos fueron similares entre los estanques en este trabajo, sin embargo se presentó un mayor rendimiento en el segundo con combinado (E-2), y el segundo con estiércol(E-5), por introducción de "carpas comunes", sin presentarse diferencias notables sobre todo en los rendimientos con respecto a la temporalidad, como en otros trabajos.

En todos los estanques el rendimiento estuvo relacionado directamente con el incremento en peso de las "carpas cabezonas" y de las "tilapias" ya que se sembraron con mayores densidades, y se presentó también en todos un mínimo incremento en biomasa por las "carpas herbívoras" y de las "negras en los tres estanques donde se introdujo, sin embargo la otra especie bentófaga ("carpa común") contribuyó en gran parte a un mayor rendimiento sobre todo en el E-2 y el E-5. el crecimiento de todos los organismos en cultivo fue mayor al general durante los últimos 40 días, atribuible en parte al aumento paulatino de la temperatura del agua, y todos los peces mostraron un crecimiento isométrico, lo cual muestra que los rendimientos dependen entre otras cosas de los diferentes modelos de policultivo, la utilización de diversos tipos de fertilizantes, especies, densidades, temporalidad, así como de las características particulares de cada ecosistema.

En el E-1 el incremento en peso de *O. niloticus* se relaciona con los aumentos y disminuciones del fitoplancton, ya que esta especie lo consumió preferentemente. En el E-2 y 3 no se registró un incremento en peso considerable durante las mayores densidades fitoplanctónicas. En el E-4 y 5 se presentaron decrementos del fito y aumentos de las "tilapias" de menos a más sobre todo al final del periodo de cultivo. La actividad de los peces fitoplanctófagos favorece el incremento del zoo

plancton, y fortalece el eslabon fito-zooplancton, porque consumen las formas grandes del primero, evitan la competencia y contribuyen al consumo de las formas pequeñas por el zooplancton

En el E-1 las "carpas cabezonas" consumieron preferentemente zooplancton también en menor grado las "carpas herbívoras", coincidiendo los decrementos del zooplancton con los principales períodos de crecimiento, en el E-2 cuando el zooplancton decreció se observaron algunos aumentos en peso de las "carpas cabezonas" y posteriormente con la mayores abundancias se registran los mayores incrementos en peso, y las "carpas herbívoras" solamente al final - incrementaron en peso considerablemente, en el E-3 se presentaron incrementos paralelos de peso y de la densidad del zooplancton en general, en el E-4 el zooplancton las "cabezonas" y las "herbívoras", no mostraron mayores relaciones y al final con los mayores incrementos en peso se mostraron bajas de zooplancton, en el E-5 y la relación zoo-"cabezona" y "herbívoras" fue de correspondencia entre el aumento de zooplancton y el incremento en peso de la "c. cabezona".

Estas relaciones se mencionan porque Stroganov(1963) y Hickling (1966), mencionan que el zooplancton puede ser afectado indirectamente por adultos de carpa herbívora, ya que al estudiar el contenido digestivo de las mismas se observó que sólo el 50 ó 70% de las plantas consumidas es digerido, así la materia fecal y la vegetación no digerida por los peces incrementa el contenido de nutrientes en el agua. este incremento promueve el crecimiento de fitoplancton que indirectamente regula la abundancia y diversidad del zooplancton.

En todos los estanques el decremento del bentos correspondió al incremento en peso de las "carpas bentófagas", sobre todo al final del período de cultivo, luego rotíferos aún cuando Schroeder (1973), menciona que la concentración del zooplancton quizá es indicativa de la población bentónica, ya que la carpa en las experiencias en la estanquería es considerada como consumidor esencialmente del bentos. Sin embargo, en un análisis de contenido digestivo de 600 carpas adultas, Wunder (1949), reporta que el 75% de la comida es zooplancton, las carpas jóvenes tuvieron altos porcentajes de bentos y en el agua se encontró primero *Moina*, y al final copépodos.

Según los esquemas de abundancia de los diferentes organismos en los estratos tróficos de los estanques, se presentó una importante cantidad de organismos autótrofos, la cual soportó el incremento de productores secundarios y la predación de peces, además se registró un aumento no considerable proporcionalmente de zooplancton y uno menor de bentos,

## VI. CONCLUSIONES

Las condiciones fisicoquímicas del agua y sedimento son importantes por que afectan el desarrollo de los organismos acuáticos. En este trabajo las características del agua fueron adecuadas para los organismos acuáticos. Sin presentarse en general diferencias significativas entre los estanques en ambos casos.

Las características ecológicas en los estanques con policultivo son influenciadas por los peces y estos a su vez dependen de las condiciones de abundancia del alimento natural, y de las relaciones de sinergismo y antagonismo que se presenten entre ellos relacionadas con sus hábitos alimenticios, esto permite establecer que las condiciones tróficas se reflejan en el incremento en biomasa de los organismos en cultivo.

El estanque uno con combinado mostró bajas densidades de organismos fitoplanctónicos y zooplanctónicos en relación a los otros estanques, pero constantes, presentando sobre todo clorofíceas, y copépodos. Una alta biomasa de organismos bentónicos especialmente de ostrácodos. Los rendimientos más altos que se obtuvieron fueron con las "tilapias", y similares a los otros estanques con las "carpas herbívoras", los más altos con "carpa negra" y medianos con la "cabezona", lo cual muestra un buen aprovechamiento por los peces del fitoplancton en este estanque, menor producción de organismos zooplanctónicos, y bajo consumo de los organismos bentónicos por la carpa negra.

El estanque dos con combinado presentó las más bajas densidades de organismos fitoplanctónicos, medianas de zooplancton y mediana biomasa de bentos en relación a los otros estanques, especialmente con clorofitas, cladóceros, macroósporas y ostrácodos. Registró los mayores rendimientos sobre todo de la "carpa común" y la "carpa cabezona" que los otros estanques, y similar con la tilapia y la "carpa herbívora", lo que muestra el consumo del fitoplancton. Adecuada producción secundaria y su aprovechamiento.

El estanque tres con inorgánico presentó alta densidad de fitoplancton, la más baja de zooplancton con relación a los otros estanques, con dominancias alternadas de algunos gupos, y mediana de organismos bentónicos con dominancia de ostrácodos. Registró incrementos en peso similares a los otros cuatro estanques con la "tilapia" y carpa herbívora", y bajos de "c. cabezona", "negra" y "común". Esto de acuerdo a las características del estanque en cuanto a las condiciones de alimento natural presente durante el período de cultivo, ya que la productividad primaria fue alta, y la secundaria de las más bajas. Los organismos presentes corresponden a los citados para estos sistemas fertilizados con abónos químicos.

El estanque cuatro con orgánico registró una mediana densidad fitoplanctónica y zooplanctónica con respecto a los otros estanques, mediana biomasa bentónica con dominancia de clorofitas, copépodos y fitobentos. Los rendimientos de las "tilapias" y la "carpas herbívoras" fueron similares a los de los otros estanques, altos con "carpa cabezona" y medianos con "carpa negra", esto mostró un adecuado aprovechamiento de todos los niveles tróficos en el estanque.

El estanque cinco con orgánico presentó la mayor densidad fitoplanctónica, zooplanctónica y mediana biomasa bentónica con respecto a los otros estanques, con dominancia de clorofitas y alternancia de grupos de productores secundarios. Registró similares incrementos de "tilapia", de "carpa herbívora" a los obtenidos en los otros estanques, y medianos de "carpa cabezona" y "carpa común", lo que mostró un bajo aprovechamiento de fito y zooplancton y adecuado de organismos bentónicos.

Estadísticamente los rendimientos piscícolas finales fueron similares, sin embargo se presentan diferencias entre los estanques. La menor producción piscícola la registró el estanque fertilizado con inorgánico (E-3) con 295 kg/1000 m<sup>2</sup>/ 180 días. Los estanques E-1 con combinado y E-4 con orgánico presentaron similares rendimientos (350 y 358 kg/1000 m<sup>2</sup>/180 días). Los registros más altos los mostraron el E-5 con orgánico con 481 kg/1000 m<sup>2</sup>/180 días y especialmente el E-2 con combinado (664 kg/1000 m<sup>2</sup>/180 días).

El rendimiento final piscícola en cada estanque fue el resultado del incremento en peso de cada especie de los peces, en todos los estanques con algunas pequeñas diferencias, el de las "tilapias" y "carpas herbívoras" fue similar. El de la "carpa cabezona" fue mayor en el estanque dos con combinado y en el estanque cuatro con orgánico. El de la "carpa negra" en el estanque uno con combinado y el de la "carpa común" en el estanque dos con combinado.

Esto permite observar que los dos estanques con combinado presentaron condiciones adecuadas para todas las especies. En el de inorgánico la inclusión de este fertilizante solamente contribuyó en el incremento en peso de las especies litófagas. En cuanto a los estanques con orgánico cada uno presenta una dinámica particular, ya que no presentan coincidencias en los rendimientos, por las condiciones del aprovechamiento del estiércol en cada eslabón de la red trófica.

Al respecto de cada estanque se observa que:

a).- El incremento fitoplanctónico, aún cuando las abundancias totales no fueron similares, ni las variaciones temporales, favoreció su aprovechamiento en todos los estanques, lo cual permite observar que la utilización de fertilizantes, tanto combinados, orgánicos e inorgánico provocan condiciones adecuadas de organismos fitoplanctónicos para su consumo por las especies fitoplanctófagas.

b).- Las densidades zooplanctónicas fueron similares estadísticamente, aunque se presentaron menores sobre todo en el estanque tres con inorgánico, lo cual se refleja en el menor incremento de la "carpa cabezona", esta especie encontró en los E-2 (combinado) y E-4 (orgánico) condiciones óptimas de alimentación esto relacionado con la dinámica trófica específica de cada uno de los estanques.

d).- En el estanque uno con combinado las condiciones por la mezcla de los fertilizantes favorecieron un incremento en biomasa bentónica y la "carpa negra" consumió solo parte de este eslabón. La dinámica adecuada en el estanque dos con combinado y la incidencia óptima del fertilizante utilizado, además de las condiciones apropiadas para todas las especies, favoreció en particular el incremento de la "carpa común" que consumió los organismos bentónicos

eficientemente. La adición de fertilizante inorgánico no influyó en el incremento de la biomasa béntica en el estanque tres, y en el estanque cuatro con orgánico las condiciones no favorecieron su aumento, esto pudo provocar los bajos rendimientos de "carpa negra". En el estanque cinco con orgánico el material limitó la producción bentónica aún cuando permitió el incremento en peso de la "carpa común".

Lo cual permite considerar lo siguiente :

1.- El tipo de fertilizante no influyó directamente en las condiciones abióticas de los estanques para limitar el crecimiento de los peces así como el desarrollo de los organismos de la red trófica. La cantidad de fertilizante fue adecuada para los sistemas tróficos, en cuanto a que no alteró de manera crítica al ecosistema. El tipo de fertilizante utilizado influyó en las condiciones bióticas de cada estanque, con diferencias entre cada tratamiento.

2.- Los estanques más eficientes en lo referente a la producción fitoplanctónica fueron el estanque tres con inorgánico y el estanque cinco con orgánico. En cuanto a la productividad zooplanctónica el estanque cinco con orgánico. El estanque uno con orgánico en lo referente a la biomasa bentónica. Respecto a la biomasa piscícola el estanque dos con combinado.

## VII.- LITERATURA CITADA.

- Aguilera, H.N., 1989. Tratado de edafología de México. Tomo I. UNAM.
- Alibone, M.R. and Fair, P., 1981. The effects of low pH on the respiration of *Daphnia magna* Straus. *Hydrobiologia*, 85:185-188.
- Allan, J.D., 1976. Life History patterns in zooplankton. *Am. Nat.*, 110: 165-180.
- American Public Health Association, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Work Association and Water Pollution Control Federation. Washington, D.C. 874p.
- Armengol, J. 1980. Colonización de los embalses españoles por crustáceos planctónicos y evolución de la estructura de sus comunidades. *Oecología Aquática*, 4: 45-70.
- Armitage, K.B. and Davis, M., 1967. Population structure of some pond microcrustacea. *Hydrobiologia*, 29, 205-225.
- Arredondo, F.J.L., 1987. Policultivo experimental de ciprinidos asiáticos en Mexico. Tesis doctoral. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Mexico.
- Arrignon, J., 1978. Calcul pratique de la section d'un moine de vidange. *Bull. lais. C.S.P. No. 1-2/78*, 12-14 p.
- Avnimalech, Y. and Lacher, M., 1979. A tentative nutrient balance for intensive fish ponds. *Bamidgeh*, 31(1):3-8.
- Avnimalech, Y. and Lacher, M. Ravel, A. and Zur, O., 1981. A method for the evaluation of conditions in a fish pond sediment. *Aquaculture*, 23:361-365.
- Backiel, T. and Stegman, K., 1968. Temperature and yield in carp ponds. *FAO Fish. Rep.*, 44 (4):334-342.
- Balarin, J., 1979. Tilapia, a guide to their biology and culture in Africa University of Sterling, Scotland.
- Balarin, J. D. and Hatton, J. P., 1979. Tilapia, A Guide to their biology and culture in Africa. Institute of Aquaculture, University of sterling, Stirling, Stirling, Great Britain, 174 pp.
- Barash, H. and Schroeder, G.L., 1984. Use of fermented cow manure as a feed substrate for fish polyculture in stagnant water ponds. *Aquaculture*, 36:127-140.

- Barnes, R. y Mann, K. 1980. Fundamentals of Aquatic Ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Behrends L.L., Kingsley J.B., Maddox J.J. and Waddell E.L. Jr., 1983. Fish production and community metabolism in an organically fertilized fish pond. J. World Maricul. Soc., 14 : 510-522.
- Billard, R., 1980. La pisciculture en Etang. I.N.R.A.Publ.Paris.
- Bold, H. and Wynne, M.J., 1978. Introduction to the algae, structure and reproduction. Pub. Prentice-Hall, Inc. USA. 706 p.
- Borucky, E.W., 1952. Materials on feeding of *Ctenopharyngodon idella* Val. and *Plagiognathops microlepis* Bl. in the basin of Amur river. proceedings of amur Ichthyol. Expedition, 1945-1949, vol. 3, 505-511 (In Russian).
- Bourrelly, P., 1970. Les algues d'eau douce initiation a 'la systematique. T.I, II y III. Editions N. Bouvee y Cie. Paris.
- Boyd, C.E., 1971. Phosphorus dynamics in ponds Proc. Annual Conf. S.E. Association Game and Fish Comm., 25:418-426.
- \_\_\_\_\_, 1973. Summer algal communities and primary productivity in fish ponds. Hydrobiologia, 41:357-390.
- \_\_\_\_\_, 1979. Water quality in warmwater fish ponds. Auburn, Alabama. 359 p.
- \_\_\_\_\_, 1976. Nitrogen fertilizer effects on production of Tilapia in ponds fertilized with phosphorus and potassium, Aquaculture, 7:385-390.
- \_\_\_\_\_, 1981. Solubility of granular inorganic fertilizers for fish ponds. Trans. Am. Fish Soc., 110:451-454.
- \_\_\_\_\_, 1982. Water Quality Management for Pond Fish Culture. Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences. Elsevier Scientific Publishing Company.
- Boyd, C.E. and Lichtkopper, F., 1979. Water quality management in ponds fish culture. International Center for Aquaculture Agriculture Experiment Station. Research and Developmente Series, No.22, 30 p.
- Boyd, C.E., Musig, Y. and Tucker, L. 1981. Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment Aqualculture, Elsevier scientific Publishing Company, 22. 165-173
- Brower, J.E. and Zar, J.H., 1977. Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Co. Publishers. 183 p.

- Buck, H.D. Baur, R.J. and Rose, R.C., 1978. Utilization of swine manure in a polyculture of Asian and North American Fishes. *Trans. Amer. Fish Soc.*, 107(1):216-222.
- Chakrabarty, R.D. Sen, P.R. Rao, N.G.S. and Ghosh, S.R., 1976. Intensive culture of Indian major carps. In: *Advances in Aquaculture*. Pillary, T.V.R. and Dill, A. Wm. (eds). Fishing News Book Ltd., 99.153-157.
- Chen, L.C., 1990. *Aquaculture in Taiwan*. Fishing News Books, A division of Blackwell Scientific Publications Ltd.
- Clonts H. A., Curtis M. J., y Abdulkadir A. L. A S., 1989. An ecological food niche concept as a proxy for fish-pond stocking rates in integrated aquacultural farming for Malaysia. *Journal of the world aquaculture society*, 20 (4) : 268-276.
- Cobertera, L.E., 1993. *Edafología aplicada*. Ed. Cátedra, 1ra Edición. 326 pp.
- Coche, A.G., 1985. Suelo y piscicultura de agua dulce, métodos sencillos para la acuicultura. Colección FAO; Capacitación, Vol.6:174p.
- Cohen, D. and Raanan, Z., 1983. The production of the fresh water prawn *Macrobrachium rosenbergii* in Israel, III density effect of all male. *Tilapia Hybride om prawn yield characters in polyculture*. *Aquaculture*, 35:57-71.
- Colman, J. and Edwards, P., 1987. Feeding pathways and environmental constraints in wastefed aquaculture: balance and optimization. In: D.J.W. Moriarty and R.S.V. Pullin (Editors). *Detritus and Microbial Ecology in Aquaculture*. ICLARM Conf. Proc. 14, International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, pp. 240-281.
- Colt, E. J., and Armstrong, A.D., 1981. Nitrogen toxicity to crustaceans, Fish and Mollusc. In: *Bio-Engineering Symposium for Fish Culture*. FCS Fish Culture Section of the American Fisheries Society, Pub. 1:34-47.
- Cremer, M.C. and Smitherman, R.O., 1980. Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds. *Aquaculture*, 20:57-64.
- Cummins K.W. and Lauff, G.H., 1969. The influence of substrate particle size on the micro-distribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, 34, 145-181.
- De Oliveira, E. Silva, S.L. y Coelho, J.B., 1984. Cultivo de peixes em ambientes fertilizados con efluente de bio digestor AN STMP. BRAS. A QUIC. pp.165-185. San Carlos, S. Paulo, Brasil. 20p.
- Diana, J.S., Lin, C. K. and Schneeberger, P. J., 1991. Relationships among nutrient inputs, water nutrient concentrations, primary production, and yield of *Oreochromis niloticus* in ponds. *Aquaculture*, 92:323-341.

- Dimitrov, M., 1974. Mineral fertilization of carp ponds in polycultural rearing. *Aquaculture*, 3 : 273-285.
- Dimitrov, M., 1984. Intensive polyculture of common carp (*Cyprinus carpio* L.) and herbivorous fish silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (val.), and grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (val.). *Aquaculture*, 38 : 241-253.
- Dimitrov, M., 1987. Intensive polyculture of common carp, *Cyprinus carpio* L., silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val) and black buffalo, *Ictiobus niger* (Raf.). *Aquaculture*, 65 : 119-125.
- Dumont, H.J., 1968. A five day study of patchiness in *Bosmina coregoni* Baird in a Shallow eutrophic lake. *Mem. Ist. Ital. Hidrobiol.* 22, 81-103.
- Edmonson, W.T., 1959. *Fresh-Water Biology*. Jhon Wiley, London.
- Edmonson, W.T. and Edmonson, Y.H. 1947. Measurements of production in fertilized salt water. *J. Mar. Res.*, 6(3), 228-245.
- Engle, 1987. Optimal product mix for integrated livestock fish culture system on limited resource farms. *J. World Aquaculture. Soc.* 18: 137-147.
- Fedoruk, A.N., 1964. Studies on the biology, ecology and dynamics of profundal Chironomidae in Loch Lemond. Unpublished Ph.D thesis, University of Glasgow.
- Fillion, D.B., 1967. The abundance and distribution of benthic fauna of three mountain reservoirs on the Kanaskis River in Alberta. *J.appl.Ecol.* 4, 1-11.
- Fitzgerald, 1975. A completion report of project 4-23D3, a study to determine the aquaculture potentials of Guam. Aquatic and wildlife resources, government of Guam. USA.
- Galbraith, M.G., 1975. The use of large *Daphnia* as indices of fishing quality for rainbow trout in small lakes. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.* 19: 2485-2492.
- Geiger, J.G., 1983. A review of pond zooplankton production and fertilization for the culture of larval and fingerling striped bass. *Aquaculture*, 35 : 353-369.
- Garcia, E., 1973. Modificacion al Sistema de Clasificacion Climatica de Koppen. Instituto de Geografia, UNAM. 2a De. 246p.
- Gliwicz, Z.M., 1977. Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in a eutrophic lake. *Ekol. Pol.*, 25:179-225.

- Gomez, A.S., Licea, D.F. y Flores, C., 1974. Ciclo anual del plancton en sistema Huizache-Caimanero, México (1969-1970). An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. UNAM, México I(1):83-98.
- Gordeeva, L.N., 1968. The problem of the seasonal dynamics of the zooplankton of Lake Shotozero. Translation in: Ref. Zh. Biol. 1968. No. 10D, 313.
- Granados, R., 1990. El comportamiento del zooplankton en tres ambientes acuáticos epicontinentales del Estado de Morelos. Tesis Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias. UNAM. 80 p.
- Hakkari, L., 1969. Zooplankton studies in the Lake Iangelmavesi, South Finland. Ann. Zool. Fenn. 6, 313-326.
- Hall, J.D., Cooper, E.W., and Werner, E.E., 1970. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. Limnol. Oceanogr., 15:339-929.
- Heisey and Porter, K.G., 1977. The effect of ambient oxygen concentration on filtering and respiration rates of *Daphnia galeata mendotae* and *Daphnia magna*. Limnol. Oceanogr., 22:839-845.
- Heisig, G., 1979. Mass cultivation of *Daphnia pulex* in ponds: the effect of fertilization, aeration, and harvest on the population development. In: E. Styezznska-Jurewicz, T. Backiel, E. Jaspers and G. Persoone (Editors), European Mariculture Society Special Publications No. 4. Proceedings at a Conference held 23-28 September 1977, at Szymbark, Poland, pp. 335-359.
- Hepher, B., 1959. Chemical fluctuations of the water of fertilized and unfertilized fishponds in a sub-tropical climate. Bamidgeh, 11(1):3-22.
- \_\_\_\_\_, 1962. Primary production in fishponds and its application to fertilization experiments. Limnol. Oceanogr., 7(2):131-136.
- \_\_\_\_\_, 1963. Ten years of research in fish pond fertilization in Israel. II. Fertilizer dose and frequency of fertilization. Bamidgeh, 15(4):78-92.
- \_\_\_\_\_, 1967. Some limiting factors affecting the dose of fertilizers added to fishponds, with special reference to the Near East. FAO Fish Rep., 44(3):1-6.
- \_\_\_\_\_, 1993. Nutrición de peces comerciales en estanques. Ed. Limusa. México, D.F.
- Hepher, B. and Pruginin, Y., 1981. Commercial fish farming with special reference to fish culture in Israel. John Wiley and Sons, New York. 261 p.
- He-Zhihui., 1985. On bio-indicators of water quality for fish culture from the Chinese fish farmer experience of "looking upon the water" ( en Chino). Acta Hydrobiologica Sinica 9(1).

- Hickling, C.F., 1962. Fish culture. Faber and Faber, London.
- \_\_\_\_\_, 1966. On the feeding process in the white amur *Ctenopharyngodon idella*. J. Zool. (Lond.), 148, 404-18.
- Hillbricht-Ilkowska, A. 1977. Trophic relations and energy flow in pelagic plankton. Pol. Ecol. Stud. 3:3-98.
- Hillbricht-Ilkowska, A. and Weglenska, T., 1973. Experimentally increased fish stock in the pond type Lake Warniak. VII. Numbers, biomass, and production of zooplankton. Ekol. Pol., 33:533-552.
- Hodgkiss I. J. and Chan L.T. H., 1976. Studies on plover cove reservoir, Hong Kong. Freshwater Biology, 6 : 301-315.
- Holopainen Ismo J., Tonn William M. and Pasz Kowski Cynthia A., 1992. Effects of fish density on planktonic communities and water quality in a manipulated forestpond. Hydrobiologia, 243/244 : 311-321.
- Hopkins, K., and Cruz, E. M., 1982. The ICLARM/CLSU Integrated animal-fish farming project: final report. ICLARM Technical Reports 5. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila Philippines, and Central Luzon State University, Nueva Ecija, Philippines.
- Huet, M., 1978. Tratado de piscicultura. 2da ed. Edit. Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Hurlbert, S.H., Zedler, J. and Fairbanks, D., 1972. Ecosystem alteration by mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation. Science, 175:639-641.
- Hutchinson, G.E., 1957. A treatise on limnology. Y. Geography, physics, and chemistry. New York, Jhon Wiley and Sons, 1015 pp. xiii.
- \_\_\_\_\_, 1967. A treatise on limnology: Vol. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley and Sons, New York.
- \_\_\_\_\_, G.E., 1993. A treatise on limnology: Vol. IV. The Zoobenthos. John Wiley and Sons, New York
- Imevore, A.M.A., Meszes, G. and Boszurmenyi, Z., 1972. The primary productivity of a fish pond at Ile-Ife Nigeria. In Kajak, Z. and Hillbricht-Ilkowska, A. (Ed.) Productivity problems of freshwater. PWN Polish Scientific Publishers Warsaw. 918 p.
- INEGI, 1991. Síntesis Geográfica de Morelos. SPP.
- Jackson, M.L., 1976. Análisis químicos de suelos. Ed. Omega, S.A. México, D.F. 662 p.

- Jana, B.B., 1979. Primary production and bacterioplankton in fish ponds with mono and polyculture. *Hydrobiologia*, 62(1):81-87.
- Kajak, Z. and Hillbricht-Ilkowska., 1972. Analysis of the influence of fish on benthos by the method of enclosures. Pages 781-783. In: *Productivity problems of Freshwaters*. PWN. Polish Scientific Publishers, Warsaw-Krakow.
- Kerr, S.R., 1971. Prediction of fish growth efficiency in nature. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 28, 809-814.
- Kerr, S.R., 1974. Theory of size distribution in ecological communities. *Journal of the fisheries Research Board of Canada* 31: 1859-1862.
- Khan Asif A. and Siddiqui Qayyum., 1971. Primary production in a tropical fish ponds at Aligarh, India. *Hydrobiologia*, 37 (3-4) 447-456.
- Khan Jamil A. and Siddiqui Qayyum., 1971. Water, Nitrogen and phosphorus in freshwater plankton. *Hydrobiologia* 37 : 531-536.
- King, D.L. 1970. The role of carbon in eutrophication. *Jour. Water Poll. Control Fed.* 42:2035.
- \_\_\_\_\_, 1972. Carbon limitation in sewage lagoons. special Symposium, Vol. 1- Nutrients and Eutrophication. *Am. Soc. Limnol. and Oceanog.* 98 pp.
- King, D.L. and Garling, D.L., 1986. A state-of-the art. overview of aquatic fertility with special reference to control exerted by chemical and physical factors. In *principles and practices of pond. aquaculture* G.E. Lannan, R.O. Smitherman and G. Tchobanoglous, editors), Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, USA, pp. 53-65.
- Konenko, H. D., Pidhayko, M.L. and Radzymovs'kyy. 1961. *Stavky Polissya Ukrainy (Ponds of the Poles'ye of the Ukraine)*. Press of the Ukrainian Academy of Sciences, Kiev.
- Krazhan, S.A., Persiyanova and Fil' L.A. 1975. *Gidrobiologicheskaya khrakteristika prudov Poles'ya pri plootnykh posadkakh karpa. Samooschishch. bioprodukt. y okhana vod. y vodotokov Ukrany (Hydrobiological Description of the ponds of the Poles'ye with dense carp stoking. Self-purification, Bioproductivity and the protection of lakes and rivers of the Ukraine)*. Naukova Dumka Press. Kiev.
- Krazhan, S.A., Kharitonova, N.N., Benko, K.J., Isayeva, S.A., Mikulina, N.M., Ana Kokorina, Z.g., 1978. Quantitative Dynamics of Zooplankton and zoobenthos in Ukrainian finishing ponds at different fish-stocking densities. *Hidrobiol.*, 50.31-38.
- Krazinkin G., 1955. *Podstawy biologicznej wydajno'sci zbiornikow wodnych [fundamentals biological productivity in bodies of water]*, Pa'nstwowe Wydawnictwo Rolnicze y Le'sne, Warszawa, 385 pp.

- Kugler, J. and Chen, H., 1968. Distribution of chironomid larvae in lake Tiberias and their occurrence in the food of the fish of the lake. *Israel J. of Zool.*, 17:97-115.
- Langford, R.R. 1984. Fertilization of Lakes in Algonquin Park, Ontario. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 78:133-144.
- Lazareva, L.P., Omarov, M.O. and Lezina, A.N., 1977. Feeding and growth of the bighead, *Aristichthys nobilis*, in the waters of dagestan. *J. Ichthyol.*, 17 (1): 65-75.
- Lewkowicz, M., 1984. Effect of intensive carp culture in ponds on zooplankton community. *Verhandlungen International vereinigung Limnology* 22: 1695-1698.
- Lewis, M.A. and Maki, A.W., 1981. Effects of water hardness and diet on productivity of *Daphnia magna* Status in laboratory culture *Hydrobiologia*, 85: 175-179.
- Lin, S. Y., 1969. The feeding habits of silver carp, bighead and mud carp. *Jt comm. Rural Reconstr. Taipei, Taiwan; China, Fish. Ser.*, : 49-66.
- Lin, H.R., 1982. Polycultural systems of freshwater fish in China. *Can.J.Fish Aquat.Sci.*, 39:143-150.
- Ludwig M. G. (1989). Effect of golden shiners on plankton and water quality in ponds managed for intensive production. *Journal of the world aquaculture society*, Vo. 2, No.2. 46-52 pp.
- Lynch, M., 1977. Fitness and optimal body size in zooplankton populations. *Ecology* 58: 763-774.
- Maitland, P.S., Charles, N.W., Morgan, N.C., East, K. and Gray, M.C., 1972. Preliminary research on the production of Chironomidae in Loch leven, Scotland. In: *Productivity problems of Freshwaters*. PWN.Polish Scientific Publishers, Warsaw-Krakow.
- Malecha, S.R., Buck, D.H. Baur, R.J. and Onizuka, D.R., 1981. Polyculture of the freshwater prawn *Macrobrachium rosebergii*, chinese and trials *Aquaculture*, 25:101-116.
- Margalef, R., 1976 *Biología de los Embalses. Investigación y Ciencia* (1) 50-62.
- \_\_\_\_\_, 1977. *Ecología. Catedra ecología Universidad de Barcelona, Omega, S.A. Barcelona, España.* 951 p.
- \_\_\_\_\_, 1983. *Limnología. Ediciones Omega, S. A., Barcelona.* 1010 pp.
- Marshall D.W., 1987. *Biología de las Algas. Ed. Limusa, México.* 236 p.
- McIntire, C. D. and Bond, C. E., 1962. Effects of Artificial Fertilization on Plankton and Benthos Abundance in four Experimental Ponds. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 91:303-312.

- McLachland A.J. and Cantrell M.A., 1976. Sediment development and its influence on the distribution and tube structure of *Chironomus plumosus* L. (Chironomidae, Diptera) in a new impoundment. *Freshwater Biology*, 6 :437-443.
- Melack, J.M., 1976. Primary productivity and fish yields in tropical lakes. *Trans. Am. Fish Soc.*, 105:575-580.
- Milstein, A., 1992. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. *Hydrobiologia* 231 : 177-186.
- Milstein, A., Alkon, A., Avnimelech, Y., Kochba, M., Hulata, G. and Schroeder, G., 1991. Effects of manuring rate on ecology and fish performance in polyculture ponds. *Aquaculture*, 96 : 119-138.
- Miltner M.R., Granados A., Romaine R., Avault J.W., Ra'anan Z., and Management Wildlife., 1983. Polyculture of the prawn, *Macrobrachium rosenbergii*, with fingerling and adult catfish, *Ictalurus punctatus*, and chinese carps, *Hypophthalmichthys molitrix* and *Ctenopharyngodon idella*, in earthen ponds in south Louisiana. *J. World Maricul Soc.* 14 : 127-134.
- Moav, R., Wohlfarth, G., Schroeder, G.L., Hulata, G. and Barash, H., 1977. Intensive polyculture of fish in freshwater ponds. I Substitution of expensive feeds by liquid cow manure. *Aquaculture*, 10:25-43.
- Molina, A.F.I., 1992. Evaluación de las tasas de productividad primaria desarrolladas en tres estanques rústicos de producción de policultivo, sostenidos bajo fertilización orgánica. Realizado en la Unidad piscícola, "EL JICARERO", Jojutla, Mor. México. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias Biológicas de la Univ. Aut. del Edo. de Mor.
- Morgan, M.D., Threlkeld, S.T., and Goldman, C.R., 1978. Impact of the introduction of Kokanee (*Oncorhynchus nerka*) on a subalpine lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 1572-1579.
- Murty, D.D., Dey, R.K., and Reddy, P.V., 1978. Experiments on rearing exotic carp fingerlings in composite fish culture in India. *Aquaculture*, 13:331-337.
- Needham, J.G., and Loyd, J.T., 1937. Culture methods for invertebrate animals. 590 pp. Comstock Publishing Co., Ithaca, N. Y.
- Neill, W.E., 1975. Experimental studies of microcrustacean competition, community composition and efficiency of resource utilization. *Ecology* 56: 809-826.
- Newton, S.H., Dean, J.C. and Handcock, A.J., 1978. Low intensity polyculture with chinese carps. Symposium on the culture of exotic fishes, *Fish Culture Question, AFS*: 137-143.

- Noriega-Curtis, P., 1979. Primary productivity and related fish yield intensely manured fish ponds. *Aquaculture*, 17:335-344.
- O'Brien, W.J., 1974. The dynamics of nutrient limitation of phytoplankton algae: A model reconsidered. *Ecology* 55:135-141.
- O'Brien, W.J., 1979. The predator-prey interaction of planktivorous fish and zooplankton. *Am.Sci.* 67:572-581.
- O'Brien, W.J. and De Noyelles, F., 1974. Relationship between nutrient concentration phytoplankton density and zooplankton density in nutrient enriched experimental ponds. *Hydrobiologia*, Vol. 44:105-125.
- Opuszynski, K., 1969. Production of plant feeding fish (*Ctenopharyngodon idella* Val. and *Hypophthalmichthys molitrix* Val.) in carp ponds. *Rocz. Nauk Roln. Ser. H*, 221-309 [in Polish].
- \_\_\_\_\_, 1972. Use of phytophagous fish to control aquatic plants. *Aquaculture*, 1:16 61-74 pp.
- \_\_\_\_\_, 1981. Silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) in carp pond. III. Influence on ecosystem. *Ekol. pol.*, 27(1):117-133.
- \_\_\_\_\_, 1981. Silver carp. Comparison of the Usefulness of the Silver carp and the Bighead as additional fish in carp ponds. *Aquaculture*, 25:223-233.
- Ortega, M.M., 1984. Catalogo de algas continentales recientes de Mexico, UNAM.Mexico, D.F.
- Ortega, T., 1978. Química de suelos. UACH. Dpto. de suelos. 1-152 pp.
- Pace, M.L. and Orcutt, J.D., Jr., 1981. The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.*, 26(5):822-830.
- Parmley, D.C. y Geiger, J.G. 1985. Succession in patterns of zooplankton in fertilized culture ponds without fish. *Fish. Prog. Fish. Cult.*, 47:183-186
- Parsons, R T., Stephens, K and Takahashi, M., 1972. The fertilization of great central lake. I Effects of primary production. *Fishery Bulletin*, 70(2): 13-23.
- Patalas, K., 1971. Crustacean Plankton communities in forty-five lakes in the experimental lakes area, northwestern Ontario. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 28: 231-244.
- Pennak, R.W., 1957. Species composition of limnetic zooplankton communities. *Limnol. Oceanogr.*, 2:222-232.

- Pennak, R., 1978. Freshwater biology. John Wiley and Sons, N.Y. 783p.
- Petrova, M.A., Yelagina, T.S., Spiridinov, V.K. and Filtakina, T.A., 1975. Production of planktonic crustaceans of two secondary oligotrophic lakes *gidrobiol. Zh.* 11:61-65.
- Porras, D., Castrejón, L. y Hernández, D. 1991. Recurso Acuático del Estado de Morelos (Embalses). *Rev. de Ciencia y Tecnología. UAEM* 1 (4): 19-36.
- Prescott, G.W., 1970. The water algae. How Know. Fic. Key, Nature Series. 348 p.
- Quiroz-Castelan, 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 Maestría en Ciencias (Biología), facultad de Ciencias de la UNAM.
- Richards, L.A., (Ed.), 1980. Diagnostico y rehabilitacion de suelos salinos y sódicos. Depto. Agricult. USA, Centro Regional Ayuda Tecnica (RTA). Edit, Limusa, Mexico, D.F. 172 p.
- Ricker, W.E., 1973. Linear regressions in fishery research. *J. Fish. Res. Board Can.* 30:409-434.
- \_\_\_\_\_, 1975. Computation and interpretation of biological. *Statist fish, population fish. Res. Board Can. Bull USA.*
- Ruiz, R., 1983. Ensayo del crecimiento de híbridos de tilapia monosexo en policultivo con carpas chinas, guapotes y almejas en estanques No. 16 35-40 Lima, Peru
- Sager, P.E and Hasler, 1969. Species diversity in lacustrine phytoplankton I. The components of the index of diversity from Shannon's formula. *Am Nat* 103 51-59
- Santiago, C.B. and Reyes, O.S., 1991. Optimum dietary protein level for growth of bighead carp (*Aristichthys nobilis*) fry in a static water system. *Acuaculture*, 93: 155-165.
- Santoyo, H. y M. Signoret, 1977. Diversidad y afinidad del fitoplancton en un ciclo nictimeral. *An Centro Cienc. del mar y limnil. univ. nal. Autón México*, 4(1): 233-242.
- Sawyer, C.N., and Mc Carty, L.P., 1967. Chemistry for Sanitary Engineers. McGraw.Hill Book Co. New York, 518 pp.
- Seenayya G., 1972. Ecological Studies in the plankton of certain Freshwater ponds of Hyderabad-India II. Phytoplankton -2. *Hydrobiologia*, 39 (2) : 247-271.
- Seenaya, G., 1973. Ecological studies in the plankton of certain freshwater ponds of Hyderabad India III. Zooplankton and bacteria. *Hydrobiologia*, Vol. 41(4):529-540.

- Sugiyama, M., and Kwai, A., 1979. Microbiological Studies on The Nitrogen Cycle in Aquatic Environments VI. Metabolic Rate of Ammonium Nitrogen in a Goldfish Culturing Pond. Bulletin of The Japanese Society of Scientific Fisheries 45(6):785-789.
- Shang, L.Chang, L.Gua, X.Fang, Y.Chou, X.Zhou, F. and Schroeder, G.L., 1985. Observations on feeding habits of fish ponds receiving green and animal manures in Wuxi, Peoples Republic of China, Aquaculture, 46:111-117.
- Shannon, C.E. and Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- Shapiro, J.,1960. The Cause of a Metalimnetic Minimum of Dissolved Oxygen. Limnol. Oceanogr. 5:216-227.
- Schaeperclaus, W., 1961. Lehrbuch der Teichwirtschaft. Berlin: Paul pary, xii+582 pp.
- Sheldon, R.W., W.H. Stcliffe, Jr. and M. A. Paranjape, (1977). Structure of the pelagic food chain and relationship between plankton and fish production. J Fish.Res.Bd.Can.34:2344-2353.
- Schroeder, G.L., 1973. Factors affecting feed conversion ratio in fish ponds.Bamidgeh, Vol. 25, No. 4:104-113.
- \_\_\_\_\_, 1975. Night time material balance for oxygen in fish ponds receiving organic wastes. Bamidgeh, 27:65-74.
- \_\_\_\_\_, 1978. Autotrophic and heterotrophic production of microorganisms in intensely-manure fish ponds, and related fish yields. Aquaculture, 14:303-325.
- \_\_\_\_\_, 1983. Sources of fish and prawn growth in polyculture ponds as indicated by C analysis. Aquaculture, 35:29-42.
- Schwoerbel, J., 1975. Metodos de Hidrobiologia. H. Blume, Madrid.262p.
- Sharma, B.K. and Ola'h, J., 1986. Integrated fish-pig farming in India and Hungary. Aquaculture, 54 : 135-139.
- Sinha, V.R.P. and Vijaya, G.M., 1975. On the growth of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*.Vall. in composite fish culture at Kolyani West Bengal (India). Aquaculture, 5:283-290.
- Sokal, R. and Rohlf, J., 1969. Biometria.Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica.H.Blume, España. 919.
- Spataru, P., 1976. Natural feed of *Tilapia aurea* Steindachner in polyculture with supplementary feed and intensive manuring. Badmigehe, 28(3):57-63.

- Spataru, P. and Hepher, B., 1977. Common carp predating on tilapia fry in a high density polyculture fish pond system. *Bamidgeh*, Vol. 29, No. 1:25-28.
- Spataru, P., Hepher, B. and Halevy, A. (1980). The effect of the method of supplementary feed application on the feeding habits of carp (*Cyprinus carpio* L.) with regard to natural food. *Hydrobiologia*, 72, 171-178.
- Sprules, W.G., and L.B. Holtby., 1979. Body size and feeding ecology as alternatives to taxonomy for the study of limnetic zooplankton community structure. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36 : 1354-1363.
- Stickney, R.R., Hesby, H. J., Mc Geachin and Isbell, W.A., 1979. Growth of *Tilapia nilotica* in ponds with differing histories of organic fertilization.
- Strayer, D., 1985. The benthic micrometazoans of Mirror Lake, New Hampshire. *Ecology* 67:303-313.
- \_\_\_\_\_, 1991. Perspectives on the size structure of lacustrine zoobenthos, its causes, and its consequences. *J.N. Am. Benthol Soc.*, 10 (2) : 210-221.
- Steel, J.H., and Frost, B.W., 1977. The structure of plankton communities. *R. Soc. London Phil. Trans. B* 280 485-534
- Stroganov, N.S., 1963. Food selection in grass carp. In *Problemy rybokhoziaistvennogo isopzovaniia rastitelnoiadnykh ryb v vodoemakh SSSR*. Ashkhabad, 181-191 [In Russian].
- Swingle, N.S., 1961. Relationships of pond waters to their density of carp in monoculture under conditions of intensive growth. *Bamidgeh*, 31(2):26-34.
- Tacon, J.A., 1988. The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp a training manual 3. Feeding methods. *FAO-ONU, Brasilia, Brazil*.
- Tang, Y.A., 1970. Evaluation of balance between fishes and available fish foods in multispecies fish culture ponds in Taiwan, *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99, 708-718.
- Tenorio y Arredondo, J.L., 1988. Zooplankton en estanques. *SEPESCA, Mexico, D.F.*
- Terrell, J. and Fox, A., 1974. Food habits of grass carp in absence of aquatic vegetation. *Proc Ann Conf. Southeastern Assoc. Game Fish Commissioners*, 28:251-259.
- Teshima, S., Ojeda, G. y Canazawa, A., 1978. Nutrition requirements of tilapia: utilization of dietary protein by *Tilapia zilli*. *Fac. Fish Kagoshima University*, Vol.27, No. 1:49-57.
- Thorp, H.J. and Covich, P.A., 1991. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, Inc.

- Thurston, R.V., Russo, R.C., Felneroff, Jr., C. M. Edsall, T. A. y Barber, Jr. Y. M. (Eds), 1979. A review of the EPA Red Book: Quality criteria for water. Water Quality Section, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 313 p.
- Tilman, D., 1977. Resource Competition Between Planktonic Algae: An Experimental and Theoretical Approach. Ecology. 58:338-348.
- Tilman, D. and Kilham, S. S. 1976. Phosphate and Silicate Growth and Uptake Kinetics of the Diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in Batch and Semi-Continuous Culture Phycologia. 12:375-383.
- Trainor, R.R., 1978. Introductory phycology. Ed Wiley, Canada. 525 p.
- Tripathi, S.D. and Mishra, D.N., 1986. Synergistic approach in carp polyculture with grass carp as a major component. Aquaculture, 54 : 157-160.
- Trifonova Y. , 1993. Seasonal succession of phytoplankton and its diversity in two highly eutrophic lakes with different conditions of stratification. Hydrobiologia , 249 : 93-100.
- Tuckey, J.W., 1977. Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishers, Co. 688 p.
- Uthermohl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodick. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., (9):39.
- Venkatesh, B. and Shetty, C.P.H., 1978. Studies on the growth rate of the grass carp (*Ctenopharyngodon idellus* Val.) feed on two aquatic weeds and terrestrial grass. Aquaculture, 13:45-53.
- Wabhy, S., 1974. Fertilizing fish pond I Chemistry of the waters. Aquaculture, 13:245-259.
- Wasilewska, B.E., 1978. Bottom fauna in ponds with intense fish rearing. Ekologia Polska, 26(4):513-536.
- Ward, H.B. and Whipple (de by W T Edmonson) 1959 Fresh-water biology 1248 pp. Wiley, New York.
- Weatherley, A.H., 1963. Notions of niche and competition among animals, with special reference to freshwater fish. Nature (Lond., 197, 14-17.
- \_\_\_\_\_, 1972. Growth and ecology of fish populations. Academic Press, London. 293 p.
- Wetzel, R.G., 1975. Limnology. W.B. Saunders Co. Philadelphia. 743 p.
- Wetzel, R.g. and Likens, E.G., 1979. Limnological analysis. W.B. Saunders Co., London.

- Wienberg, G., Lachnowicz, W.P., 1968. Nawozenie Stawow (Fertilization of ponds). Panstwowe Wydawnictwo Rolnicze i lesne Warszawa. 331 p.
- Wohlfarth, G.W. y Schroeder, G.L. 1979. Use of manure in fish farming- a review. *Agricultural Wastes*, 1: 279-299.
- Wunder, W., 1949. Fortschrittliche karpfenterech wirtschaft. Stuttgart. 385 p.
- Wójcik-Mogala, Y. 1965. Wplyw dwulentniego zalaina stawów na faune denna-Roczn. Nauk, roln, 86, B; 215-227.
- Yashouv, A. and Chervinski, 1960. Evaluation of various food items in the diet of *Tilapia nilotica*. *Bamidgeh*, 12(3):71-77.
- Yamane, Y. M., 1979. Estadistica. Ed Harper and Row Latinoamericana, México, D F. 771 p.
- Zhang, R.L., Zhu, Y. and Zhou, X Y 1987. Studies on the ecological effects of varying the size of fish ponds to added with manures and feeds. *Aquaculture*, 6:107-116.
- Zieba,, J., 1963. Fauna dennych zwierzat bezkegowych wstawach rybnych- The bottom fauna invertebrates in fish ponds. *Acta Hydrobiol.*, 5,79-128.
- \_\_\_\_\_, 1967. Dalsze badania nad bentosem stawów w Golyszu- Further investigations of the benthos in ponds at Golysz. *Acta Hydrobiol.*, 9, 137-158.
- \_\_\_\_\_, 1971. Production of macrobenthos in fingerlings ponds. *Polskie Arc. Hydrobiol.*, 18, 235-216.
- \_\_\_\_\_, 1973. Macrobenthos of ponds with sugar factory wastes. *Acta.Hidrobiol.*, 15(1):113-129.
- Zur, O., 1980. The importance of chironomid larvae as natural feed and as a biological indicator of soil condition in ponds containing common carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Sarotherodon aureus*). *Bamidgeh*, Vol. 32, No. 3:66-77.