

03085
/ 24

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Colegio de Ciencias y Humanidades
Unidad Académica de los Ciclos
Profesionales y de Postgrado



**Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Especialización, Maestría y Doctorado en Ciencias del Mar**

**POLICULTIVO EXPERIMENTAL DE
CIPRINIDOS ASIÁTICOS EN MÉXICO**

T E S I S

Que para obtener el Grado de
Doctor en Ciencias del Mar
(Especialidad Oceanografía, Biológica y Pesquera)

P r e s e n t a

JOSE LUIS ARREDONDO FIGUEROA

1987

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

C O N T E N I D O .

RESUMEN. ABSTRACT.	PAGINA.
I. INTRODUCCION.....	1
II. ANTECEDENTES.....	3
III. OBJETIVOS.....	8
IV. AREA DE ESTUDIO.....	9
V. MATERIALES Y METODOS.....	14
VI. RESULTADOS Y DISCUSION.....	21
CALIDAD DE AGUA DE LOS ESTAN- QUES.....	21
FITOPLANCTON DE LOS ESTANQUES..	71
PRODUCTIVIDAD PRIMARIA.....	85
CRECIMIENTO, RELACION LONGITUD- PESO Y RENDIMIENTO PESQUERO.	94
VII. CONCLUSIONES.....	114
VIII. BIBLIOGRAFIA CITADA.....	121

RESUMEN.

Se realizó un policultivo experimental de Ciprínidos Asiáticos, por primera vez en México, en el que se compararon tres tipos de fertilizantes; dos orgánicos (cerdo y borrego) y uno inorgánico (urea mas fórmula compleja). Este experimento se realizó en la Granja Integral de Policultivo, en el Estado de Hidalgo, de octubre de 1982 a agosto de 1983. Se utilizaron nueve estanques, que se separaron en bloques y en ellos se introdujeron cinco especies de carpas; herbívora, plateada, cabezona, pez wuchang y carpa espejo; a una densidad de 1.5 org/m². Durante todo el experimento se evaluaron algunos parámetros de la calidad del agua en forma quincenal, además, de ocho ciclos de 24 horas, en tres estanques representativos de cada tratamiento. También, se tomaron muestras de fitoplancton y se registró la productividad primaria utilizando para ello dos técnicas diferentes; botellas claras y oscuras y la tasa de cambio de la concentración de oxígeno en un ciclo nictemeral. Al mismo tiempo, se realizaron muestreos biométricos, con los que se estimaron algunos indicadores del crecimiento de los peces, tales como la relación longitud-peso, análisis del crecimiento a lo largo del tiempo, por medio del Análisis Exploratorio de Datos, rendimiento pesquero, coeficiente de crecimiento específico y la supervivencia. Por último, se aplicaron algunos análisis estadísticos como la varianza y el discriminante, para estimar si existieron diferencias significativas entre los tratamientos.

Los resultados de la calidad del agua se separaron en dos grupos; conservativos y no-conservativos. Los primeros definieron al agua de los estanques como extremadamente dura, con altos contenidos de iones, exceso de sodio, elevada conductividad y pH alcalino. El sodio y el cloro fueron predominantes en la composición iónica pero no se encontró un equilibrio químico, debido a la presencia de un ion dominante no evaluado en este trabajo. La temperatura del agua mostró la presencia de dos periodos; uno frío y otro cálido, que tuvo efecto sobre la biota acuática y algunas de las variables estudiadas.

Con respecto a los parámetros no-conservativos, la transparencia se mantuvo entre 63 y 97 cm; el oxígeno disuelto presentó valores de sobresaturación en la mayoría de los casos, que fueron adecuados para las especies en cultivo. El amonio fluctuó en promedio entre 0.084 y 0.24 mg/l, los nitratos de 0.54 a 0.72 mg/l y los nitritos entre 0.08 y 0.42 mg/l, que no alcanzaron valores letales o subletales y que contribuyeron a mantener una elevada productividad primaria. Los ortofosfatos fueron altos y promediaron entre 0.21 y 0.54 mg/l, siendo en los estanques fertilizados con urea y fórmula compleja, donde alcanzaron los valores mas altos.

Los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas a nivel de tratamientos y estanques. El análisis de varianza separó a los tratamientos por el contenido de amonio, nitritos y ortofosfatos, junto con la transparencia, pH, dureza del calcio y bicarbonatos. El discriminante, clasificó a los estanques con un 83.53% de variación total, a partir de tres funciones, considerando a la conductividad, cloruros, pH, dureza del magnesio

, temperatura del agua, fotosíntesis bruta y transparencia, como las variables más importantes del modelo predictivo.

La temperatura de superficie, pH, oxígeno disuelto y ortofosfatos, mostraron cambios a lo largo de los ciclos nictemerales; la conductividad, amonio, nitritos y nitratos, se mantuvieron constantes, lo que no estuvo de acuerdo con las observaciones realizadas por otros autores, lo que significó que el nitrógeno no fue limitante para los procesos productivos.

Las clorofitas fue el grupo dominante en el fitoplancton, seguido de las bacilariofitas y cianofitas. La riqueza fitoplanctónica estuvo representada por 40 géneros principales, siendo 16 de ellos los más frecuentes. La abundancia relativa expresó cambios respecto al tiempo, siendo las clorofitas más dominantes en la época fría y los demás grupos en la cálida y las especies dominantes variaron en número en cada uno de los tratamientos, aunque no se observaron diferencias entre ellos. El índice de diversidad fluctuó entre 0.25 y 5.6 bits, lo que señaló un incremento en el número de nichos disponibles en los meses cálidos del año, confirmando que estos sistemas mantuvieron condiciones eutróficas y de alta productividad, que coadyuvaron al crecimiento de los organismos y en especial de las especies filtradoras.

La respiración evaluada por la técnica de botellas claras y oscuras, alcanzó el 25% de la fotosíntesis neta, con un valor promedio que varió entre 0.24 y 0.29 mgC/l/ en tres horas; la fotosíntesis bruta mantuvo una tendencia al incremento con valores medios que oscilaron entre 0.95 y 1.0 mgC/l/ en tres horas y por último la fotosíntesis neta, alcanzó entre 0.75 y 0.89 mgC/l/ en tres horas, que están por debajo de los valores reportados en la literatura. Por otra parte, la técnica de cambio de tasa de oxígeno en un ciclo nictemeral, indicó que la respiración mantuvo una tendencia similar en los tratamientos con excretas animales con valores de -3.38 a -5.35 gC/m² / día, más altos que la fotosíntesis neta, lo que sugiere una demanda respiratoria elevada. La fotosíntesis bruta fue parecida en los tres casos con un promedio de -0.30 a -1.27 gC/m² / día y la fotosíntesis neta exhibió un comportamiento diferencial entre los tratamientos orgánico y mineral, ubicándose entre 2.89 y 3.89 gC/m² / día, que son parecidos a los reportados en estanques fertilizados en Israel, Nigeria y la India.

Con respecto a los parámetros de crecimiento, la relación longitud-peso, se ajustó a una pendiente cercana a 3, lo que indicó un crecimiento isométrico. Los diagramas de caja del análisis exploratorio de datos, mostró una dispersión a nivel de población, con dos etapas bien definidas; una de escaso crecimiento que abarcó los primeros 160 días y otra de rápido crecimiento de 200 días, después de la primera, con un periodo de aclimatación de 30 días. La única especie que no se ajustó a este esquema fue la carpa espejo, ya que mantuvo un crecimiento constante.

El rendimiento pesquero total fue de 4,532 kg en dos hectáreas, siendo más alto en el bloque de estanques tratados con urea más compuesto complejo, aunque no hubo diferencias significativas

entre los tratamientos. El rendimiento diario fue bajo (6.52 a 10.02 kg/ha/día), comparado con otros estudios, debido al pequeño tamaño en que se introdujeron las crías y a la época del año. A pesar de que la especie principal del policultivo fue la carpa herbívora, su crecimiento fue superado por las carpas cabezona y espejo, las que presentaron una elevada supervivencia y altos coeficientes de crecimiento específico.

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación, el policultivo utilizado resultó ser una biotécnica prometedora, que alcanza mayores rendimientos pesqueros que los monocultivos tradicionales. Las condiciones en que se desarrolló este cultivo fueron adecuadas y se puede superar fácilmente en rendimiento obtenido a pesar de que no se apliquen alimentos suplementarios; se estima conveniente seguir utilizando el bioabono líquido de cerdo por las ventajas y buenos resultados que da su aplicación en los procesos de productividad primaria de los estanques.

ABSTRACT.

An experimental polyculture of Asiatic Cyprinids ~~was~~ carried out for the first time in Mexico. The main objective was to compare three kinds of fertilizers; pig manure, sheep manure and a mineral fertilizer. This work was realized at the Integrated Fish Farming of SePesca in Hidalgo, State, from October 1982 to August 1983. Nine ponds were utilized, divided in blocks; each pond was stocked with five species of carps: grass, silver, bighead, bream, and mirror carp, with a density of 1.5 fish/m². Water quality parameters were recorded fortnightly and eight cycles of 24 hours, were carried out in three ponds of each treatment. Phytoplankton samples and primary productivity using two different methods were taken, and finally, some growth indices were calculated through biometric data such as length-weight relation, increased of weight by means of Exploratory Data Analysis, yield, specific growth coefficient and survival. There were also applied different statistical analysis to estimate any significant variations among treatments.

The results of water quality were divided into two groups; conservative and non-conservative. The former defined the pond water as hard, with high ions quantity, sodium in excess, high conductivity, and alkaline pH. Sodium and chloride were dominant ions, any chemical equilibrium was not recognized which might be due to the presence of one dominant ion, which was not evaluated in this research. Water temperature showed the presence of two periods; one being a cold period and the other is warm one, with an effect in the aquatic biota and other variables.

As far as non-conservative parameters is concerned, the average transparency values ranged from 63 to 97 cm. In the majority of the cases the dissolved oxygen values were over saturated that satisfied the requirement of fish. Ammonium mean concentration fluctuated from 0.084 to 0.24 mg/l less than lethal or sublethal values but enough to keep a high productivity in the systems. Phosphate were high with an average between 0.21 and 0.54 mg/l, and the ponds fertilizers with urea and mixed compounds reached the highest values.

Statistical analysis showed significant difference among treatments and ponds. The variance analysis separated the treatments by ammonium, nitrites and phosphate content, as well as transparency, pH, calcium hardness and bicarbonates. Discriminant analysis arranged the ponds with 83.53% of total variation from three discriminant functions; the conductivity, chloride, pH, magnesium hardness, water temperature, gross photosynthesis and transparency were taken as the major variables in the predictive model.

Surface water temperature, pH, dissolved oxygen and phosphate showed changes in a diel cycle. Conductivity, total ammonium nitrites, and nitrates were more constant along trials, thus agreeing with other authors. This means that nitrogen values were not limited by the productivity process in the ponds.

Chlorophytes were the dominant phytoplankton group in the culture ponds throughout the experiment, followed by the bacillariophytes and cyanophytes. Phytoplankton was represented by 40 genera, 16 of which were found more frequently in the system. Relative abundance changed with time, chlorophytes being the dominant species in the winter and the other groups in the warm season. The dominant species fluctuated in number without any significant difference in each treatment. Diversity index fluctuated between 0.25 to 5.6 bits, which corresponded to an increase in the available niches in the warm season, characteristic of eutrophic waters with high productivity. This suggested good conditions for the growth of fish species especially for filter-feeding ones.

The respiration evaluated by means of light and dark bottles reached 25% of the gross photosynthesis, with an average value from 0.24 to 0.29 mgC/l/ three hours; gross photosynthesis maintained an increasing tendency with average values ranging 0.95 to 1.0 mgC/l/ three hours, and the net photosynthesis reached values between 0.75 and 0.89 mgC/l/ three hours in average, less than other results reported in other papers.

The rate of change of dissolved oxygen method along 24 hours, showed that respiration had a similar tendency in animal manures treatments with average values ranging from -3.38 up -5.35 gC/m²/day. This is higher than net photosynthesis, which suggested a high respiration demand. The gross photosynthesis values were similar in all of the three treatments with an average value ranging between -0.30 and -1.27 gC/m²/day, and the net photosynthesis revealed a differential behavior between organic manures and chemical fertilizers, with average values from 2.89 to 3.89 gC/m²/day, which are similar to other results reported in Israel, Nigeria and India.

The length-weight relation showed a mean above three, with an isometric growth. The box-plot revealed a wide spread in each population, with two phases; one with a scarce growth during the first 160 days and the other with fast growth 200 days after the former phase, with an acclimation period of 30 days. The mirror carp did not show the same tendency and maintained a constant growth until the end of the experiment.

The total yield was 4,632 kg in two hectare; the treatment of urea with complex compounds gave the highest yield with three metric tons per hectare, followed by pig and sheep manures. The growth rate fluctuated daily from 6.52 to 10.02 kg/ha, which represented lower results than other works with the same species, due to the small size of the fingerling introduced in the ponds, and the negative effect of the cold season. In spite of the fact that the target species in the polyculture system were herbivorous, other species grew faster, that is the case of bighead and mirror carp, with higher growth coefficient and survival.

According to the results obtained in these experiments, the polyculture system showed a high yield in contrast with traditional monoculture. The general conditions were adequate to obtain high yield without commercial feeds and the application of organic manures can be recommended because of their availability and low cost.

I. INTRODUCCION .

El desarrollo de la piscicultura nacional ha estado ligado básicamente al manejo de especies alóctonas, es decir que han sido importadas de otros países, como es el caso particular de las carpas. Este hecho indica que existe una dependencia tecnológica con aquellos países en donde se ha alcanzado un alto avance en el cultivo y por lo tanto se cuenta con una mayor experiencia y conocimiento; por lo que se hace necesario importar los mecanismos de la actividad piscícola y adaptarlos a las condiciones regionales de México.

Es en este marco, donde el cultivo de las carpas tiene un papel fundamental, ya que se manejan especies con mucha tradición y con un gran impacto social y económico; independientemente de que el 78% de los cuerpos de agua continentales del país, reúnen las características limnológicas adecuadas para impulsar su cultivo, sobre todo en la Meseta Central de México, donde son bien aceptadas como alimento en el medio rural.

Tradicionalmente, los rendimientos pesqueros en cultivos extensivos son bajos y varían desde 50 a 450 kg/ha/año en el mejor de los casos y el cultivo intensivo ya sea en monocultivos o policultivos aún no se desarrolla plenamente. En comparación en otros países como en la República Popular China, se obtienen elevados rendimientos por unidad de área, que sobrepasan las 10 toneladas por hectárea al año.

La base de esta elevada producción obedece a que la piscicultura es considerada como una parte integral de la agricultura y el policultivo intensivo es aplicado en forma generalizada; utilizando preferentemente especies de un nivel trófico corto, que tienen diferentes hábitos alimenticios y toman ventaja de cada uno de los nichos en el ecosistema acuático (Tapiador et al., 1978; Pillay, 1978 ; Juárez, 1982 y FAO, 1983).

Por las ventajas que representa este sistema y con la finalidad de incrementar los rendimientos pesqueros, las especies básicas del policultivo chino, han sido introducidas a numerosos países, entre los que se encuentra México, en donde ya se manejan seis especies de ciprínidos; las llamadas carpas chinas (herbívora, brema wuchang, cabezona, plateada y negra) y la carpa común con dos variedades (espejo y barrigona) (Arredondo y Juárez, 1986).

La presencia de estas especies ha dado como resultado, el tratar de implementar y adaptar el policultivo a la actividad piscícola. Para ello en 1981 la Secretaría de Pesca construyó la Granja Integral de Policultivo, en el Estado de Hidalgo; lugar en donde se realizó la primera experiencia utilizando cinco especies de ciprínidos Asiáticos y que fue el objetivo central que motivó la presente investigación.

Para lograr elevados rendimientos pesqueros en un sistema de esta

naturaleza, primero es necesario evaluar la adaptación de las especies a las condiciones locales en que se desarrollan y su respuesta en el crecimiento. Por esta razón, es conveniente efectuar un monitoreo exhaustivo de los parámetros físicos y químicos, que determinan la calidad de agua del lugar de cultivo, ya que se conoce muy poco acerca de las interrelaciones que presentan en forma conjunta estos factores, así como sus relaciones sinérgicas (Stickney, 1979).

Dada la estrecha relación que presentan los rendimientos pesqueros con la productividad primaria de los sistemas de cultivo y sobre todo en aquellos donde se aplican fuertes cantidades de fertilizantes, se estima conveniente evaluar este parámetro, ya que permite precisar la capacidad de carga y la potencialidad en términos de kilogramos de pescado cosechado por unidad de superficie o volumen (Almazan y Boyd, 1978 y Boyd, 1979). En este sentido, la composición, abundancia y diversidad del fitoplancton, aunada con los estudios de productividad primaria permite conocer la dinámica de las especies y el efecto de los fertilizantes de acuerdo con sus contenidos de nutrientes, además, de sus características limnológicas, el grado de depredación del mismo por las especies de peces filtradoras o la dominancia de un grupo o especie de la comunidad fitoplanctónica, que pueda provocar una mortandad masiva (Boyd, 1979 y 1982).

Todos estos estudios podrán determinar en un momento dado, la respuesta de crecimiento de las especies considerando algunas relaciones como son la longitud-peso y el aumento de peso con respecto al tiempo de cultivo, de tal manera que se puedan comparar los resultados y precisar con detalle el nivel que alcanzó el cultivo, proponiendo mejoras para incrementar los rendimientos pesqueros.

II. ANTECEDENTES .

El policultivo es una antigua tecnología Asiática que se desarrolló principalmente en la República Popular de China y la India. El trabajo experimental realizado en los últimos años, ha demostrado el valor que representa este sistema, por la necesidad que existe de incrementar la producción de peces para el consumo humano y adoptar sistemas de baja energía (Pillay, 1976).

China fue el primer país que practicó la piscicultura, desde hace 3,000 años y fue en 460 años antes de cristo, cuando su practica fue muy popular. Fan Li escribió el primer tratado de piscicultura y desde entonces los chinos han desarrollado una tecnología muy importante, que ha sido exportada a otros países del orbe. En particular el policultivo se inició formalmente a finales de la Dinastía Tang (hace cerca de 1,000 años), cuando se realizaron cultivos mixtos de varias especies de carpas, principalmente herbívora, plateada, cabezona y negra y desde entonces este ha sido aplicado cada vez mas en la piscicultura china.

Las principales ventajas que tiene este sistema, es que se utiliza completamente el espacio y alimento disponible en el cuerpo de agua; se optimizan las interacciones entre las especies compatibles, con distintos nichos y habitats alimenticios. Sobre esta base, el policultivo ha evolucionado aplicando diversas técnicas para almacenar en un mismo estanque varias especies, con diferentes hábitos alimenticios y que ocupan distintos niveles en la columna de agua. De acuerdo a sus habitats, las especies cultivadas pueden ser divididas en tres niveles; superficie, media agua y fondo. El primer nivel, lo ocupan especies filtradoras como las carpas plateada y cabezona; el segundo las herbívoras, como la carpa herbívora y la brema Wuchang y el último por especies de diversos hábitos alimenticios, como la carpa negra que se alimenta de gasterópodos y bivalvos (malacófaga), las carpas común y dorada que son bentónica y omnívora , la carpa lodera y la lisa, que consumen detritos y algas bentónicas.

Con todas estas especies en un estanque, todas las fuentes de alimentos a las distintas profundidades quedan completamente utilizadas. Las interacciones de los peces almacenados son complejas; algunas son benéficas y deben ser aprovechadas y otras son competitivas y mutuamente excluyentes, por lo que deben ser evitadas (Lin, 1982).

Independientemente, de las relaciones que deben mantenerse en un policultivo, para lograr buenos resultados e incrementar los rendimientos pesqueros en este sistema, es importante tener un adecuado manejo de la calidad del agua, que permita una sobrevivencia y un crecimiento óptimo, siempre y cuando se asegure la calidad fisiológica y genética de los individuos a cultivar (Yashouv, 1972; Wohlfarth y Moav, 1972 y Hephher, 1978).

Es por esta razón que en los últimos años, se le ha dado mucha importancia al estudio de la calidad del agua, ya que algunos factores físicos y químicos, pueden afectar seriamente la sobrevivencia y crecimiento de los peces y se conoce muy poco acerca de las relaciones sinérgicas en los estanques de piscicultura de estas variables. Los estudios sobre este tema son diversos y parten desde el análisis de los componentes químicos del agua, hasta la caracterización de los sistemas; lo que ha obligado a separarlos de acuerdo a la relación que guardan con la biota acuática en conservativos y no conservativos (Stickney, 1979; Boyd, 1979 y 1982 y Margalef, 1983).

Una de las variables de calidad del agua mas estudiada, es el oxígeno disuelto, ya que del control de ella depende el éxito o fracaso de un cultivo, por lo que ha sido necesario precisar los niveles letales y subletales de acuerdo con las especies en cultivo, el balance de este gas en los estanques, su relación con la biota acuática y la productividad primaria; su comportamiento en un ciclo nictemeral y el efecto de la fertilización sobre su concentración y variación en el tiempo. Esto ha llevado a establecer modelos de predicción que son muy útiles para fines prácticos del cultivo (Schroeder, 1975; Boyd, 1979; Boyd y Lichtkoppler, 1979; Boyd, 1982 y Hepher y Pruginin, 1982).

Otros parámetros también han sido evaluados como por ejemplo la transparencia del agua, que está relacionada bajo ciertas circunstancias con la productividad primaria y que es considerado como un buen indicador (Almazan y Boyd, 1979 y Boyd, 1979). De la misma forma se ha encontrado que existe una estrecha relación entre la productividad primaria y los rendimientos pesqueros, siempre y cuando las especies cultivadas sean filtradoras como es el caso de la carpa plateada o cabezona (Goodyear et al., 1972 y Ling et al., 1981). Por otra parte de manera general se ha señalado la importancia que representan otras variables en los cultivos intensivos, como es el caso de la temperatura, salinidad, pH, dureza total, alcalinidad total y la composición iónica (Cole, 1975; Wetzel, 1975 ; Wheaton, 1977 ; Alabaster y Lloyd, 1979 ; Boyd, 1979 ; Boyd y Lichtkoppler, 1979; Stickney, 1979 ; Parker y Davis, 1981; Hepher y Pruginin, 1982 y Boyd, 1982).

Con respecto a los nutrimentos, algunos trabajos destacan el papel del amonio y amoniaco en los sistemas de cultivo; su ciclo, el balance en la columna de agua y su acumulación en el sedimento; así como su dinámica en el tiempo y su efecto sobre la producción pesquera (Boyd, 1976 ; Dickey y Lembke, 1978, Avnimelech y Lacher, 1979 ; Boyd y Lichtkoppler, 1979; Margalef, 1983). También, ha sido evaluada su toxicidad, incluyendo los niveles letales y subletales, de acuerdo a las diferentes especies de peces, la comparación entre estanques fertilizados o no y su incorporación a los diferentes niveles tróficos o al aporte por parte de las especies herbívoras (Hepher, 1959 ; Venkatesh y Shetty, 1978 ; Boyd, 1979; Sugiyama y Kawai, 1979; Colt y Armstrong, 1981 y Parker y Davis, 1981).

En el caso del fósforo, se ha estudiado el efecto que produce al ser agregado a estanques o la participación del excremento de especies herbívoras en la columna de agua; el balance en el sedimento; la importancia que representa para la productividad primaria; su relación con la física del suelo y con el fitoplancton de los estanques (Hefpher, 1959; Venkatesh y Shetty, 1978; Avnimelech y Lacher, 1979; Boyd, 1979; Olness et al., 1979; Metzger y Boyd, 1980; Boyd, 1981 y 1982).

El fitoplancton ha sido revisado en estanques o lagos fertilizados con objeto de conocer su composición, abundancia, diversidad y relación con el tipo de fertilizante que se aplica, logrando entender con ésto la dinámica propia de los componentes de la fitocenosis en este tipo de ambientes y ubicarlos dentro de un contexto limnológico (Langford, 1948 ; McIntire y Bond, 1962 ; Hall et al., 1970 ; Parsons, 1972 ; Dickman y Efford, 1972 ; Boyd, 1979; Boyd, 1982 y Margalef, 1983).

La productividad primaria de estanques de piscicultura se ha evaluado ampliamente, utilizando preferentemente dos técnicas; botellas claras y oscuras y la fijación del ^{14}C . En estos trabajos se destacan los errores de apreciación que se tiene con estos métodos, sus ventajas y desventajas y los resultados obtenidos, considerando diferentes ambientes y la importancia que representa medir esta variable, con el objeto de calcular la capacidad de carga que puede mantener un sistema de esta naturaleza, incluyendo el papel que desempeñan las bacterias, como una fuente de alimento para los peces (Moyle, 1949 ; Hefpher, 1962 ; Sreenivasan, 1964; Fott, 1972 ; Goodyear et al., 1972 ; Imevbore et al., 1972; Prowse, 1972 ; Wrobel, 1972 ; Talling, et al., 1973 ; Boyd, 1979 ; Jana, 1979 ; Noriega-Curtis, 1979; Wetzel y Likens, 1979 ; Chrost et al., 1981; Ling et al., 1981).

Otros autores se han referido a la relación que guarda el rendimiento pesquero con respecto a la temperatura del agua (Backiel y Stegman, 1968 ; Weatherley, 1972 y Szumiec, 1976). La relación longitud-peso ha sido evaluada desde el punto de vista estadístico, como resultado de la introducción de una especie en un lago o bien desde el punto de vista práctico (Grover y Juliano, 1976 ; Shofler y Reich, 1977 y Nielsen y Schoch, 1980).

Al analizar la amplia bibliografía sobre los policultivos a nivel mundial, se destaca que el desarrollo y la aplicación de esta biotecnología, obedece a las necesidades regionales y a la demanda del producto; así por ejemplo, en China las especies principales del policultivo dependen de la disponibilidad del alimento natural, pudiendo variar en las diferentes provincias desde especies herbívoras como la carpa herbívora y la brema, hasta especies carnívoras como en el caso de la carpa negra *Mylopharyngodon piceus*. Los rendimientos pesqueros en este caso son muy variables y van desde 3,000 a 6,000 kg/ha al año, utilizando altas densidades entre 1.8 y 2.0 organismos por metro cuadrado, fertilizando con abonos orgánicos como es el caso de las compostas (Lin, 1982).

En la India, se utilizan preferentemente especies de carpas nativas, como las carpas catla Catla catla (Ham.), rohu Labeo rohita (Ham.) y mrigal Cirrhinus mrigala (Ham.), en estanques fertilizados con abono inorgánico y excretas de vaca, logrando alcanzar rendimientos de 2.6 a 3.5 toneladas por hectárea al año (Chakrabarty et al., 1976). También en este mismo país, se realiza el policultivo combinado con algunas carpas chinas como la plateada y herbívora, duplicando el rendimiento pesquero, utilizando a la macrofita Hydrilla sp. como alimento para la carpa herbívora (Sinka y Vijaya, 1975).

Para el caso de Israel, el policultivo ha demostrado que los rendimientos pesqueros, pueden ser incrementados cuando se aplica esta tecnología y diversos experimentos combinando carpa común, plateada, herbívora y tilapia, han resultado en una producción de 2.5 a 6.3 ton/ha/año, bajo distintas densidades y con o sin alimentación suplementaria (Moav et al., 1977). Schroeder (1977), reportó en este mismo país producciones del orden de 30 kilogramos por hectárea al día, fertilizando los estanques con excretas de ganado vacuno, con un rendimiento de 10.9 ton/ha/año, que correspondió a más del doble obtenido con costosos alimentos industrializados. Posteriormente, Wohlfarth (1978), en un policultivo donde incluyó patos, logró una producción de 40 kilogramos por hectárea al día, alcanzando un rendimiento de 14.6 toneladas por hectárea al año y más recientemente Cohen y colaboradores (1983), ensayando con un policultivo compuesto por carpa común, tilapia, lisa, carpa plateada, herbívora y langostino Macrobrachium rosenbergii y variando las densidades desde 0.96 a 2.4 org/m², fertilizando con abonos orgánico e inorgánico y suministrando alimento balanceado, con 25% de proteína, obtuvieron un rendimiento pesquero que fluctuó entre 3.5 y 11 toneladas/ha/año.

En algunos países del este de Europa, la especie principal en el policultivo es la carpa común con algunas variedades europeas y sobre ésta giran la mayoría de las experiencias. En Bulgaria los policultivos se integran con carpa común, plateada y herbívora, ya que se demostró que la carpa cabezona limita la producción de carpa común; los rendimientos en estos sistemas variaron entre 2.7 y 6.6 toneladas por hectárea al año (Dimitrov, 1964 y 1984). Estas experiencias se realizaron con 0.97 y 1.54 org/m², fertilización mineral y alimentos balanceados. Otros resultados en Polonia arrojaron rendimientos entre 1.1 y 1.3 ton/ha/año.

En los Estados Unidos de Norteamérica, se han realizado numerosos ensayos tendientes a desarrollar un policultivo, en el que se incluyan a especies nativas como es el caso del bagre de canal, lobina negra, mojarra de agallas azules y el pez búfalo, junto con carpas chinas y el langostino gigante de Malasia Macrobrachium rosenbergii. De esta manera Newton et al. (inédito), alcanzaron un rendimiento de 0.4 a 0.67 ton/ha/año, con bajas densidades, fertilización orgánica e inorgánica y alimento balanceado; el mismo Newton y colaboradores (1978), lograron 1.37 ton/ha/año en las mismas condiciones, solo cambiando el esquema de policultivo; en 1981, el mismo Newton y colaboradores,

superó este rendimiento alcanzando de 1.9 a 2.9 ton/ha/año.

Además, en este mismo país se ha probado el efecto de las excretas frescas de cerdo, que han sido colocados en porquerizas instaladas encima de los estanques, siendo los resultados muy variables dependiendo del esquema de policultivo utilizado, fluctuando entre 0.78 y 4.6 ton/ha/año (Buck et al., 1978 a y b). La inclusión del langostino gigante de Malasia en los policultivos, ha resultado en rendimientos que van desde 0.36 a 3.6 ton/ha/año (Buck et al., 1981; Malecha et al., 1981 y Buck et al., 1983). Por otra parte, Brick y Stickney (1979), lograron un rendimiento de 0.62 ton/ha/año, en un policultivo donde se utilizó tilapia Oreochromis aureus y el langostino gigante de Malasia.

Por los buenos resultados que ha demostrado la implantación del policultivo en varios países, recientemente en Sudafrica se han efectuado intentos de establecer esta biotecnología, utilizando hasta siete especies (tres variedades de carpa común, Aischgrund, Dor 70 y una cruce de Aischgrund x Dor 70; además de carpa negra, herbívora, platcada y Oreochromis mossambicus), fertilizando con excretas de cerdo, vaca y gallinaza y agregando en algunos casos alimentos balanceados, logrando rendimientos que variaron entre 1 y 4 ton/ha/año (Prinsloo y Schoonbee, 1984 a, b y c).

III. O B J E T I V O S .

Para la realización del presente estudio, se fijaron los objetivos siguientes:

OBJETIVO GENERAL.

Evaluar, dentro de un policultivo experimental de ciprínidos asiáticos implementado por primera vez en México, la calidad del agua, composición y abundancia del fitoplancton, productividad primaria, crecimiento y rendimiento pesquero de cada una de las especies de carpas utilizadas en el cultivo, comparando tres tipos de fertilizantes; excretas fermentadas de cerdo, borrego y urea mas fórmula compleja.

OBJETIVOS PARTICULARES.

- a) Analizar los cambios en el comportamiento de las variables mas importantes que determinan la calidad del agua, para tratar de precisar sus causas y efectos en el sistema de policultivo.
- b) Evaluar la composición y abundancia relativa de los diferentes grupos y especies de la comunidad fitoplanctónica; su variación respecto al tiempo; dominancia de algunas especie y los índices de diversidad y similitud, para cada uno de los diferentes tratamientos, al fin de observar si existen diferencias en cuanto al tipo de fertilizante utilizado, que pudiera expresarse en los rendimientos pesqueros.
- c) Estimar la productividad primaria de los estanques, bajo las condiciones experimentales, comparando dos técnicas; botellas claras y oscuras y la tasa de cambio de oxígeno en un ciclo nictemeral. A partir de estos registros podrá realizarse una estimación de la relación de esta variable con respecto a la carga máxima del sistema.
- d) Registrar las relaciones longitud-peso, crecimiento y rendimiento pesquero de las diferentes especies de carpas que conformaron el policultivo.
- e) Precisar en términos de biomasa cosechada de peces, por unidad de superficie, el mejor tipo de fertilizante orgánico en comparación con uno inorgánico.
- f) A partir de los resultados obtenidos, señalar la potencialidad que tiene el policultivo, para aplicarlo a las condiciones particulares de nuestro país.

IV. A R E A D E E S T U D I O .

La Granja Integral de Policultivo, fue construida en 1981 por la Secretaría de Pesca y se encuentra localizada aldeaña a los terrenos del Ejido de Santiago Acayutlán, en el Municipio de Tezontepec de Aldama, Estado de Hidalgo. Sus coordenadas geográficas son 20° 03' de latitud norte y 99° 17' de longitud oeste, a una altura sobre el nivel medio del mar de aproximadamente 1,610 metros.

Las características generales de la Granja, se presentan en la tabla 1 y entre ellas cabe resaltar que cubre una superficie total de siete hectáreas, distribuidas de la siguiente manera: dos dedicadas a labores de horticultura, donde se cultivan lechuga, rábano, coliflor, zanahoria, acelga, cebolla, cilantro, calabaza, ejote y col entre otras; otras dos hectáreas contienen nueve estanques de diferentes tamaños, que varían desde 1,386 hasta 4,520 metros cuadrados. El resto de la granja se encuentra ocupado por árboles frutales, apiarios, almacén, unidad de molienda, cuatro salas para producción de cerdos, seis zahurdas, bodega, casa habitación, laboratorio húmedo y un alberge (Fig. 1).

El clima donde se ubica, es considerado del tipo BSkw(w)(i), que de acuerdo con la clasificación de Koppen, modificada por García (1973), corresponde a:

BS1 = Semiárido templado, el menos seco de los BC, con cociente P/T mayor de 22.9.

K = Templado con verano cálido, con una temperatura media anual entre 12° y 18°C, siendo la del mes mas frío entre -3° y 18°C y la del mes mas caliente por encima de los 18°C.

w = Con un regimen de lluvias en verano; por lo menos diez veces mayor cantidad de lluvia en el mes mas húmedo de la mitad cálida del año, que el mas seco y un porcentaje de lluvias en invierno entre cinco y 10.2 mm de la total anual.

(w)= Con un porcentaje de lluvias invernales menor de cinco de la anual.

(i)= Con poca oscilación de la temperatura, entre cinco y siete grados centígrados.

En la figura 2 se puede observar la variación estacional de la temperatura ambiental máxima, media y mínima, así como los valores de evaporación y precipitación, del promedio de cinco años de datos tomados en la estación meteorológica de Mixquiahuala, que es la mas cercana a la zona de estudio.

Tabla 1. Características generales del área de estudio.

Nombre: Granja Integral de Policultivo.
Municipio: Tezontepec de Aldama, Hidalgo.
Latitud norte: 20°03' 00".
Longitud oeste: 99°17' 00".
Altura media sobre el nivel del mar: 1,610 metros.
Tipo de clima: BSk w (w) (i).
Descripción del clima: Semiárido templado con lluvias en verano.
Temperatura ambiental máxima media: 32°C.
Temperatura ambiental mínima media: -1°C.
Temperatura ambiental media: 17°C.
Precipitación pluvial anual: 300 mm.
Evaporación anual: 2,000 mm.
Acceso: Carretera pavimentada.
Area total de la granja: siete hectárea.
Area de estanquería: Aproximadamente dos hectáreas.
Suministro de agua: Manantial (100 litros por segundo).
Número de estanques: Nueve.
Tipo de estanques: Rústicos.
Facilidades dentro de la granja: Corriente eléctrica, agua,
laboratorio, almacén,
dormitorios y cocina.

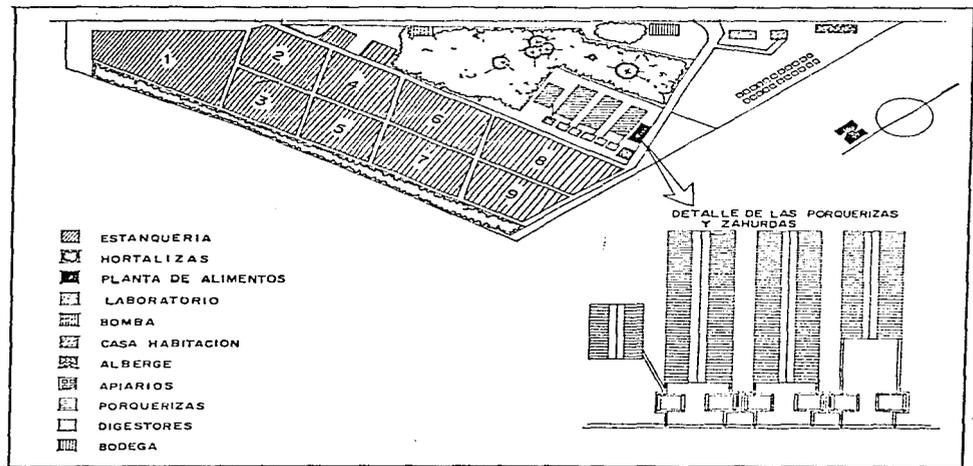


FIGURA 1. PLANO DE LA GRANJA INTEGRAL DE POLICULTIVO, DE TEZONTEPEC DE ALDAMA, HIDALGO.

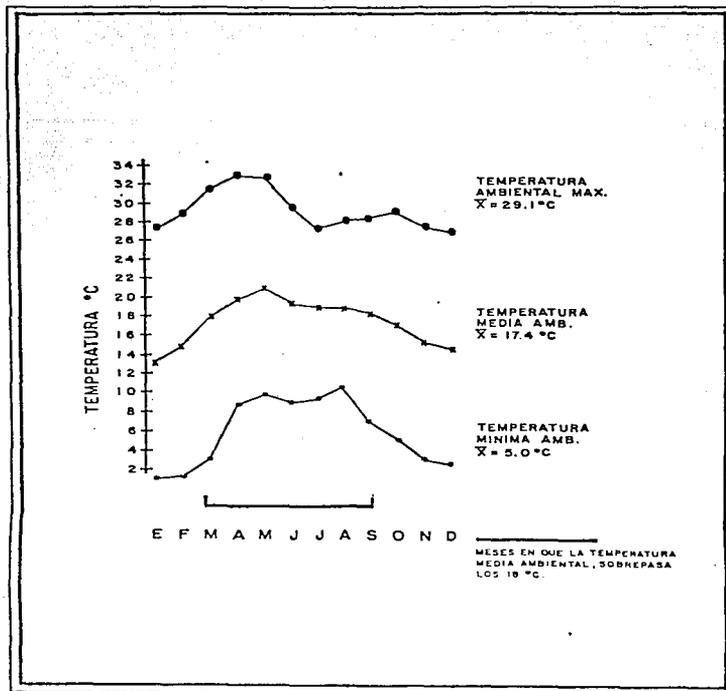


FIGURA 2 A. VARIACION ESTACIONAL DE LAS TEMPERATURAS MAXIMAS, MEDIAS Y MINIMAS OBTENIDAS DE DATOS PROMEDIOS TOMADOS DE LA ESTACION METEREOLÓGICA DE MIXQUIAHUALA, HIDALGO.

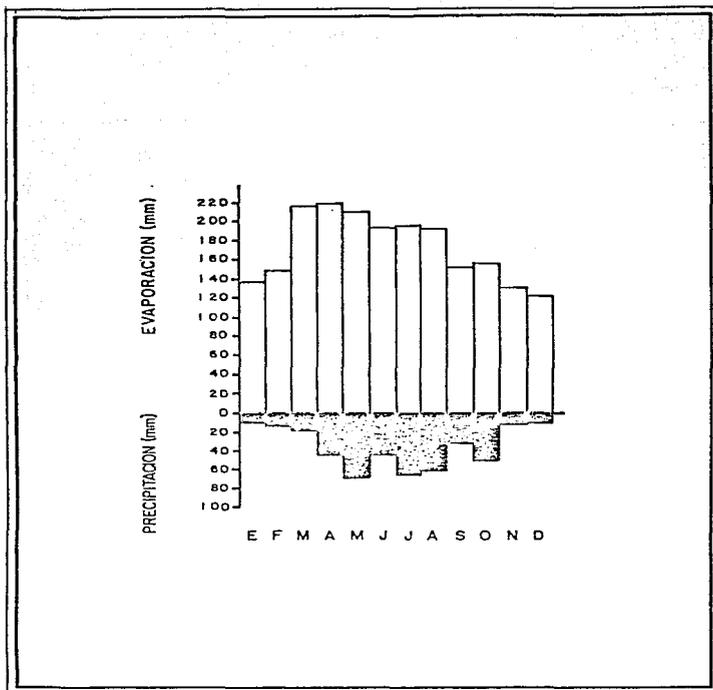


FIGURA 2 B. GRAFICAS DE EVAPORACION CONTRA PRECIPITACION, DEL PROMEDIO DE CINCO AÑOS DE DATOS TOMADOS DE LA ESTACION METEREOLÓGICA DE MIXQUIAHUALA, HIDALGO.

V. M A T E R I A L E S Y M E T O D O S .

Diseño del policultivo experimental.

El trabajo se realizó desde octubre de 1982 hasta septiembre de 1983, mes en el que se extrajo la cosecha de los estanques. Debido a que la granja no fue diseñada exprofeso para realizar investigación, sino mas bien fue concebida bajo un esquema de producción, los estanques fueron divididos en tres bloques lo mas parecido posible, con el afán de obtener unidades experimentales homogéneas, por lo que se agruparon en grandes, medianos y pequeños (Tabla 2).

Tabla 2. Separación de los estanques de la granja, siguiendo el criterio de manejo en bloques.

Número de estanque.	Area superficial en metros cuadrados.	Asignación del bloque.
1	1,520.00	I
2	3,000.00	
4	2,136.00	
5	1,902.00	II
7	1,827.00	
8	1,821.00	
3	1,538.00	III
6	1,781.00	
9	1,386.00	

La separación se basó fundamentalmente en el criterio desarrollado por Prowse (1968), quien consideró que debido al tamaño tan heterogéneo que presentan los estanques, se puede intuir algunos efectos que podrían influir en el experimento, como los siguientes:

- Puesto que los estanques son someros (1.40 metros de profundidad en promedio), el sedimento acumulado en el fondo, podría ejercer un efecto marcado sobre la fertilidad del agua y por consiguiente en la biota acuática.
- La dimensión de cada estanque afecta el ritmo de crecimiento de los peces en cultivo, ya que ha medida que el tamaño aumenta el crecimiento de los organismos se dispara, sin considerar la densidad de organismos por metro cuadrado.
- Otros efectos podrían darse como resultado del tamaño de las crías, la cantidad y calidad del fertilizante, alimento y la fecha de introducción.

Bajo estas consideraciones, se decidió experimentar con un cultivo intensivo, manejando una alta densidad de 1.5 organismos por metro cuadrado y utilizando como especies principales a la carpa herbívora y la carpa común variedad espejo. Esta decisión estuvo sustentada mas bien por la disponibilidad de crías, que por una justificación de caracter técnico (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia relativa de las especies de ciprínidos utilizados en el policultivo.

Nombre común	Nombre científico	Porciento de abundancia.
1. Herbívora.	<u>Ctenopharyngodon idellus</u>	50
2. Espejo.	<u>Cyprinus carpio specularis</u>	20
3. Cabezona.	<u>Aristichthys nobilis</u>	15
4. Brema.	<u>Megalobrama amblycephala</u>	13
5. Plateada	<u>Hypophthalmichthys molitrix</u>	2

Partiendo de este esquema, se decidió utilizar tres tipos de fertilizantes, bajo el criterio de disponibilidad de excretas animales de la región y específicamente de la granja, comparándolo con un fertilizante químico, quedando integrados de la manera siguiente:

Tratamiento 1. Estiercol líquido de cerdo, utilizando el producto de fermentación de las zahurdas.

Tratamiento 2. Bioabono líquido de borrego, tomado de dos zahurdas adaptadas como biodigestores.

Tratamiento 3. Fertilizante inorgánico, constituido por una mezcla de urea (46 N) y un compuesto complejo (17 N: 17 P2O5: 17 K2O).

Implementación del diseño.

Durante esta fase se realizaron una serie de actividades previas al inicio del experimento:

a) Limpieza de los estanques. Se lavó perfectamente cada estanque, teniendo un especial cuidado de no dejar residuos del ciclo anterior de cultivo, como fertilizante, materia orgánica o partes de alimento, con el objeto de reducir al mínimo sus efectos posibles.

b) Encalado. Una vez limpios los estanques, como una medida profiláctica se aplicó cal viva en el fondo, distribuyéndola

uniformemente a razón de tres kilogramos por metro cuadrado, según lo recomendado por Amlacher (1964).

c) Lavado. De cinco a diez días después del encalado, los estanques se volvieron a lavar con el objeto de eliminar hasta donde fuera posible los residuos de cal.

d) Control de competidores. Una vez listos los estanques se colocaron en los vertederos, filtros de malla de mosquitero con el objeto de evitar la entrada de organismos competidores u otros elementos ajenos al sistema.

e) Fertilización inicial. En el caso de los estanques fertilizados con excretas de cerdo y borrego, en forma inicial se distribuyó seco y picado en el fondo a razón de 1.5 kilogramos por metro cuadrado. El fertilizante químico se aplicó de acuerdo con la tabla 4.

Tabla 4. Cantidad de abono químico aplicado inicialmente.

Estanque	*Urea (46:0:0) kg.	* Fórmula compleja (17: 17: 17) kg.
4	13.50	111.45
5	12.00	99.00
6	11.40	93.00

* 0.6 kg/m , de 90% de fórmula compleja y 10% de urea.

f) Llenado de los estanques. Una vez fertilizados en forma inicial, se aforaron a una profundidad aproximada de 0.5 metros y se dejaron así durante un tiempo de 15 días, al final del cual se llevaron hasta su profundidad media de 1.4 m.

g) Introducción de las crías. Puesto que los estanques no se prepararon la mismo tiempo, la introducción de crías de las diferentes especies se realizó en distintas fechas. Los primeros fueron el uno y tres en el 25 y 26 de octubre de 1982; el cinco el 16 de noviembre y el resto el 26 de noviembre, es decir una diferencia de un mes entre el primero y el último.

Debido a la carencia de suficientes crías de carpa espejo, esta especie no se incluyó en los estanques cuatro, seis, siete, ocho y nueve y sus porcentajes fueron sustituidos por la carpa cabezona, la que se introdujo el 12 de diciembre de 1982. El estanque siete se sembró con carpa brema el 11 de enero de 1983.

h) Fertilización periódica. El fertilizante orgánico se suplementó diariamente en forma líquida, utilizando únicamente el sobrenadante de las zahurdas. Para el caso del excremento de cerdo se utilizaron cuatro de ellas con las dimensiones siguientes: 5.5 x 3.0 x 2.0 metros o sea 33 metros cúbicos. Otros dos fueron adaptados como biodigestores, agregando una capa de

alfalfa, una de estiercol y 50 kilos de cal; todo esto en forma alternada hasta llegar a la parte superficial, añadiendo agua hasta ese nivel, cubriendo con una tapa de color oscuro y dejándolo fermentar durante 20 días.

La cantidad diaria suministrada en cada estanque se muestra en la tabla 5.

Tabla 5. Cantidad de bioabono líquido aplicado diariamente a los estanques.

Estanque	Area superficial en m ² .	Cantidad de bioabono líquido por m ² por día/ha.	
		Máxima	Mínima.
1	4,520.00	1.130	0.525B
2	3,000.00	0.750	0.360C
3	1,538.00	0.385	0.185B
7	1,827.00	0.457	0.219B
8	1,821.00	0.456	0.218C
9	1,386.00	0.347	0.166C
TOTAL	14,092.00	3.525	1.673

Las dosis aplicadas de fertilizante orgánico, estuvo basado en el criterio señalado por Porrás (1981) y las dos tasas utilizadas dependieron de los registros de transparencia por disco de Secchi. Para el caso del fertilizante inorgánico mas urea, los estanques fueron tratados de la forma expresada en la tabla 6, siguiendo el criterio de Bencze y Feher (1977).

Tabla 6. Cantidad de fertilizante inorgánico aplicado diariamente, a todo lo largo del experimento.

Estanque	Area superficial en m ² .	Urea (kg) (46:0:0)	Fórmula compleja (kg) (17:17:17).
4	2,136.00	0.900	7.43
5	1,902.00	0.800	6.60
6	1,781.00	0.760	6.20
TOTAL	5,819.00	2.460	20.23

i) Alimento suplementario. En este caso sólo se suministró alimento a las especies herbívoras ad libitum, que consistió en alfalfa y desechos de hortalizas.

Análisis de calidad del agua.

Con el objeto de llevar un control de la calidad de agua, durante todo el tiempo que duró el experimento, se realizó una evaluación quincenal de los parámetros físico-químicos, hasta completar un total de 16 muestreos. Las variables medidas fueron: temperatura del agua y conductividad de superficie y fondo, por medio de un conductímetro YSI modelo 33; transparencia del agua a través de la profundidad de atenuación del disco de Secchi; oxígeno disuelto por la técnica de Winkler, con la modificación de la azida de sodio; el pH de superficie y fondo con un potenciómetro marca Corning pH Meter; dureza total, del calcio y magnesio, alcalinidad total, cloruros, sodio y potasio, siguiendo para todos los casos las técnicas convencionales descritas en el Manual de Métodos Estandarizados para el Análisis de Aguas y Aguas de Desecho (APHA, 1971).

Los nutrimentos se evaluaron por las técnicas siguientes: amonio, por el desarrollo de color con reactivo fenato (Wetzel y Likens, 1979); nitritos y nitratos con alfa naftiletilen diamina y espectrofotométricamente; ortofosfatos por la técnica de molibdato de amonio, según las rutinas descritas por Margalef y colaboradores (1976).

Todos estos parámetros se determinaron en el Laboratorio del Centro Cipunícola de Tezontepec de Aldama, Hidalgo.

Las muestras para los análisis de agua, se tomaron por medio de una botella Van Dorn de dos litros de capacidad, tanto en la superficie como en el fondo y en el monje del estanque a una misma hora.

También, se efectuaron ocho monitoreos de 24 horas, en un estanque de cada bloque (1, 5 y 9), registrando en superficie y fondo la temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y pH; así como nitritos, nitratos y ortofosfatos.

Fitoplancton.

Se colectaron un total de doce muestras para estudiar el fitoplancton en cada estanque. Estas se tomaron por medio de la botella Van Dorn y se colocaron en frascos de plástico de 125 ml, a los que se agregó de 10 a 20 gotas de acetato lugol y se transportaron al laboratorio de Limnología y Piscicultura del Instituto de Biología de la UNAM, para ser procesadas.

Cada muestra se homogeneizó agitándola durante algunos minutos; se tomó una alícuota de 1 ml y se colocó en cubetas de sedimentación de 5 ml, aforándose con agua destilada a dicho volumen. Los organismos del fitoplancton se dejaron sedimentar por un periodo de 24 horas (Schwoerbel, 1975) y después de ese tiempo se procedió al recuento de géneros y especies, por medio de la técnica de Uthermohl (1958), expresando la abundancia en términos de número de células por unidad de volumen.

Con los datos registrados se procedió a evaluar el índice de diversidad de acuerdo con la fórmula de Shannon y Weaver descrita por Cox (1978). También, se obtuvo el índice de similitud por la fórmula de Sorensen (vide Brower y Zar, 1977).

La identificación de los géneros y especies, así como el recuento de los organismos fue realizado por el Biólogo José Ponce Zavala.

Productividad primaria.

Para evaluar la productividad primaria de los estanques, se utilizaron dos técnicas; la primera fue a través de la medida de oxígeno disuelto en botellas claras y oscuras, siguiendo el criterio propuesto por Boyd (1979), con un periodo de incubación de tres horas. Los registros de este parámetro coincidieron generalmente con los muestreos quincenales. La segunda técnica fue el registro de la tasa de cambio del oxígeno disuelto en un ciclo niclémbral, usando para ello los criterios desarrollados por Odum (1956) y la técnica descrita por Hall y Moll (1975), a partir de datos tomados cada tres horas durante un ciclo de 24 horas, en forma mensual y solamente para los estanques uno, cinco y nueve.

Crecimiento y rendimiento pesquero.

Para estimar el crecimiento de las diferentes especies en el policultivo, se tomaron datos biométricos aproximadamente cada mes, desde la introducción hasta la cosecha, estimando el tamaño de muestra de acuerdo con la ecuación de Yamane (1979).

$$n = N / (1 + Ne).$$

Donde: n = tamaño de muestra; N = número total de la población y e = error de precisión. En este caso se consideró un error del 11% y un intervalo de confianza del 89%, por lo que el tamaño de la muestra fue de 80 organismos por especie.

A partir de esta información, se calcularon las relaciones longitud-peso de cada especie, siguiendo la fórmula descrita por Ricker (1975), que es la siguiente:

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

Donde: W = peso teórico calculado a partir de la regresión; Lf = longitud furcal y a y b = constantes calculadas para cada caso.

Con el objeto de observar tendencias en el crecimiento con respecto al tiempo en cada una de las especies, se utilizó la técnica de diagramas de cajas del análisis exploratorio de datos, desarrollado por Tuckey (1977), colocando cada caja en el tiempo de muestreo y graficándola contra el peso en papel semilogarítmico de dos ciclos, para resaltar la tendencia en el crecimiento.

El rendimiento pesquero, se expresó en términos de biomasa ganada

por unidad de superficie y tiempo (Kg/ha/año o kg/ha/día) y la sobrevivencia, siguiendo las ideas propuestas por Chakrabarty et al. (1976); Newton et al., (1977); Moav et al. (1977); Malecha et. al. (1981) y Dimitrov (1984). Además, se calculó el coeficiente específico de crecimiento de acuerdo con Weatherley (1972).

Análisis estadísticos.

A partir de los datos quincenales, se aplicaron diversos análisis estadísticos; en primer lugar se calcularon las medias, desviación estandar, valores máximos y mínimos y el coeficiente de variabilidad. En segundo término se manejo el análisis de varianza y el discriminante, conservando el esquema de diseño experimental de bloques aleatorios, con el fin de identificar las diferencias o semejanzas del comportamiento de los parámetros fisico-químicos entre los tres tratamientos. Para ello se usaron los programas Report, Anova y Discriminant, del paquete SPSS (Statistical Package for Social Sciences), elaborado por Nie et al. (1975) e implementado en la computadora Burroughs 7,800 propiedad de la UNAM y manejada a través de una terminal remota ubicada en el Centro de Procesamiento Electrónico de Datos del Instituto de Biología.

VI. RESULTADOS Y DISCUSION .

Este capítulo por la amplitud de los diversos temas que aborda, se ha dividido para su presentación en cuatro partes:

CALIDAD DE AGUA DE LOS ESTANQUES.

Insistentemente se ha señalado la importancia que representa el manejo de la calidad del agua en los sistemas de acuicultura, sobre todo en aquellos donde se utilizan algunas prácticas de cultivo intensivo, como la fertilización y la aplicación de alimentos balanceados. La información que existe al respecto es abundante y entre ella se pueden mencionar los trabajos elaborados por Wheaton (1977); Stickney (1979); Boyd (1979 y 1982); Alabaster y Lloyd (1980) y Hepher y Pruginin (1981) entre los mas importantes.

En la mayoría de estos trabajos, se observa que no existe un criterio unificado que permita expresar en forma lógica y razonable, el aporte y las relaciones de los distintos parámetros, que determinan la calidad del agua de los sistemas de acuicultura. En un sentido práctico, sólo dos autores presentan o sugieren un esquema para agrupar a los diversos parámetros de acuerdo con sus relaciones químicas y biológicas.

El primero de ellos, considera a los componentes químicos del agua y los separa en tres grupos de acuerdo con su importancia (Margalef, 1983).

a) Los iones que forman las sales solubles de los ácidos fuertes, como es el caso del cloruro de sodio o el sulfato de magnesio, que proviene de la disolución de las evaporitas, que están presentes en la matriz de la cubeta y en la cuenca de captación .

b) Los ácidos débiles en sus diferentes etapas de disociación, que funcionan como amortiguadores; constituyen parte de la reserva alcalina y están limitados por los productos de solubilidad relativamente moderados como el caso del sílice, los carbonatos y los metales alcalino-térreos.

c) Los componentes de este tercer grupo, se distribuyen en relación a los elementos anteriores y pueden aumentar paralelamente a otros compuestos, en relación directa al incremento de los iones que constituyen la composición básica del agua. La concentración de ellos tiene una dependencia directa con el potencial de óxido-reducción, o bien está relacionada con la presencia de organismos; son consumidos por los mismos o cambian con el pH, que aumenta inevitablemente con su reserva alcalina. A este grupo pertenecen elementos tales como el fósforo, hierro, manganeso y otros.

Por otra parte, Stickney (1979), estima que cada elemento o compuesto químico puede afectar la calidad del agua, estableciendo interrelaciones que son difíciles de explicar, ya que se conoce muy poco de las relaciones sinérgicas que

existen entre ellos. El autor estima conveniente separar a los parámetros físico-químicos en dos grupos:

a) Conservativos. Que son independientes de la actividad biológica y que pueden ser afectados por procesos de orden físico. En este grupo se incluyen a la temperatura, salinidad, alcalinidad y dureza entre otros.

b) No conservativos. Que son aquellos que se alteran por la actividad biológica, como la productividad primaria, oxígeno disuelto, fósforo y nitrógeno.

Estos dos criterios no son excluyentes y se pueden manejar en forma conjunta, de tal manera que permita describir y analizar la información obtenida en este trabajo, siguiendo un orden lógico y coherente, para plantear el comportamiento de una manera mas objetiva. Así, la expresión de los resultados y la discusión de este capítulo, queda integrada de la siguiente manera:

PARAMETROS CONSERVATIVOS.

En esta parte se consideran a los diversos elementos que conforman la composición química básica del agua de los estanques, como son los ácidos fuertes y débiles que aportan las características químicas generales al sistema, considerando en forma separada a los componentes iónicos, las sales mas comunes, el balance iónico, temperatura, conductividad, pH, sodio, potasio, cloruros, dureza y alcalinidad.

Composición iónica.

El agua que surte a los estanques de la granja, proviene de un manantial, por lo que contiene características químicas propias que están dadas por su origen geológico y los procesos de disolución de las evaporitas de la zona.

En la Tabla 7, se presentan algunos parámetros físico-químicos registrados en el distribuidor principal que surte a la estanquería. Los datos obtenidos indican que las aguas del manantial tienen una alcalinidad elevada; son extremadamente duras, con un alto contenido iónico y exceso de sodio; una elevada conductividad y un pH fuertemente alcalino. Siendo por sus características muy semejante a las reportadas por Sreenivasan (1964), para un estanque utilizado para la piscicultura extensiva en la India, donde se obtuvo un rendimiento pesquero de 1,438 kg/ha/año, lo que para un sistema que no recibió fertilizantes adicionales, significa una elevada producción, que el autor atribuye a la elevada productividad primaria de estas aguas.

La capacidad productiva de un estanque, está dada por una serie de factores que en conjunto contribuyen a ubicarlo en un nivel trófico y que es importante considerarlo en toda actividad acuacultural. Entre estos factores se puede mencionar el clima, la matriz geológica en que se asienta el estanque y los

parámetros morfométricos, que en su conjunto determinan la dinámica y el comportamiento de los factores físicos, químicos y biológicos.

Tabla 7. Parámetros fisico-químicos registrados en el manantial " El Pudehe ", que surte de agua a la estanquería de la granja.

Parámetro	Valor promedio.
1.Temperatura C.	22.0
2.Conductividad K= 25 C umhos/cm	1,317.0
3.pH	8.4
4.Alcalinidad total*.	341.0
5.Carbonatos*.	92.0
6.Bicarbonatos*.	249.0
7.Dureza total*.	478.0
8.Dureza del calcio*.	188.0
9.Dureza del magnesio*.	290.0
10.Sodio (ion)*.	1,145.0
11.Potasio (ion)*.	74.0
12.Cloruros (ion)*.	220.0
13.Sulfatos (ion)*.	160.0
14.Nitritos*.	0.003
15.Amonio*.	0.05
16.Fósforo total*.	0.01

* miligramos por litro.

El cálculo del balance iónico del agua de los estanques expresado en miligramos por litro y miliequivalentes por litro, mostró que existe una dominancia para los cationes en el sentido de $Na^+ > Mg^{++} > Ca^{++} > K^+$ y para los aniones de $Cl^- > HCO_3^- > CO_3^{=} > SO_4^{=}$, con una predominancia clara de los iones sodio y cloro (Tabla 8).

Tabla 8. Balance iónico del agua de los estanques de la granja, calculado a partir de los valores medios registrados a lo largo del experimento.

Cationes	mg/l	meq/l	Aniones	mg/l	meq/l
Ca ⁺⁺	73.80	3.68	CO ₃ ⁼	160.98	5.35
Mg ⁺⁺	52.50	4.31	HCO ₃ ⁻	327.60	5.37
Na ⁺	1,552.60	67.53	Cl ⁻	227.90	6.43
K ⁺	57.55	1.47	SO ₄ ⁼	160.0	3.33
TOTAL	1,736.45	76.99	-----	876.48	20.48

Los resultados indicaron que no existe un equilibrio químico en el balance de aniones y cationes, sobre todo cargado hacia la parte de estos últimos. Al respecto Boyd (1982), menciona que el balance ión-cación en principio es útil para trabajos

limnológicos en estanques de piscicultura intensiva, ya que permite una estimación en la precisión de los análisis de muestras de agua. Pero cuando no se ajustan los valores de estas dos porciones, es posible que exista un error en las estimaciones o tal vez obedezca a la presencia de un ion poco común, que es dominante y que no fue considerado.

En regiones áridas, los carbonatos y bicarbonatos pueden precipitarse con la evaporación y aumentar considerablemente sus valores de concentración, de tal manera que en estas aguas es posible detectar grandes proporciones de sodio, sulfatos y cloruros. En México, es común encontrar en los lagos de la Meseta Central, cantidades fuertes de carbonatos de sodio disueltos, cuyo origen probablemente se asocia a la acumulación por muchos años de aguas bicarbonatadas sódicas, procedentes de manantiales, que son muy frecuentes en regiones volcánicas (Orozco y Madinaveitia, 1941).

El sodio se presenta en el agua en forma iónica y tiene al igual que el potasio un elevado significado limnológico. Por lo regular se le encuentra como tetraborato de sodio o bien como sulfato de sodio, siendo las formas iónicas las mas frecuentes (Wheaton, 1977). También, está en los feldespatos de sodio como la albita, nefelita, mirabilita, natrón, trona y caliche, que aportan sodio al agua a través del lavado de las evaporitas, para precipitarse posteriormente en forma de carbonato cálcico, que caracteriza algunas regiones limnológicas.

En condiciones de exceso de sodio, el agua aumenta considerablemente su reserva alcalina, no sólo por la presencia de metales alcalino-térreos, sino también por los alcalinos, que forman aguas carbonatadas sódicas, en las que el calcio se precipita. Se ha observado que este tipo de aguas suele provenir de manantiales (Cole, 1975 y Margalef, 1983), como es en este caso particular.

La presencia del sodio en este sistema está bien explicada y fundamentada; sin embargo, queda la incógnita del desbalance iónico, el que puede ser atribuido a un elemento dominante, que no fue evaluado en este trabajo y que representa una notable excepción en la composición química generalmente reportada en la literatura. Este elemento podría ser el boro, ya que es muy común en los depósitos de evaporitas, generalmente asociado a la actividad volcánica, aunque puede tener otro origen (Kraushopf, 1967).

Es interesante señalar que se ha encontrado una correlación entre las concentraciones de boro y cloro, que obedece a una similitud en su conducta geoquímica (Odum y Parrish, 1954).

Para lograr un equilibrio completo en el sistema estudiado, el boro deberá alcanzar un valor mayor de 50 meq/l, lo que es muy difícil de lograr en aguas naturales, por la relación que guarda el cloro y el boro, de tal manera que este desbalance podría deberse a la presencia de otro elemento independientemente del

boro. Por esta razón, sería recomendable realizar un estudio mas profundo acerca de la participación de los otros compuestos iónicos y en especial de la contribución del boro en los estanques, ya que se ha visto que este elemento puede ser un factor limitante para el crecimiento de las microalgas, ya que una concentración de 10 a 50 mg/l, puede afectar algunas especies del fitoplancton y reducir su crecimiento entre el 30 y 50% (Thurston et al., 1979).

Al considerar en forma estimativa, la participación de los componentes iónicos, se hizo evidente que la disolución probable de boratos de sodio y carbonatos de sodio, son los compuestos que expresan en gran medida las características limnológicas particulares de este sistema, alcanzando por la suma de aniones y cationes una salinidad superior a los 2,000 mg/l, que colocan a estas aguas dentro del límite considerado para las aguas dulces, que va desde cero hasta 10,000 mg/l de acuerdo con el criterio de Beadle (1974).

Comportamiento estacional de los parámetros conservativos.

Temperatura.

El esquema de comportamiento que sigue la temperatura del agua, es similar a la del ambiente, por lo que está regulada por las condiciones meteorológicas del lugar. Este parámetro ha sido considerado como el mas relevante en los ecosistemas acuáticos, por su efecto directo en la productividad primaria.

Algunas investigaciones, han demostrado que el 90% de la energía solar que incide sobre la superficie de un estanque, constituye la principal fuente de calor y la temperatura sigue un modelo diurno inverso, en comparación con la variación de la temperatura del suelo o de grandes embalses; lo que significa que durante el día, ésta se incrementa por encima de la interfase atmósfera-agua y decae en el transcurso de la noche (Szumiec, 1976).

Además, se ha encontrado que se presenta una fuerte correlación, entre los días de temperaturas elevadas y la producción de peces, lo que permite en un momento dado predecir el rendimiento pesquero, conociendo el número de días cálidos al año (Backiel y Stegman, 1968), lo que viene a reforzar la importancia de esta variable en el proceso productivo de los estanques.

La temperatura del agua, depende del tipo de clima que tiene la localidad y de acuerdo con esto se establecerá el patrón de crecimiento de los organismos en cultivo, que como se ha visto en climas templados puede tener una duración de 5 a 7 meses. En este caso la Granja Integral de Policultivo se ubica en un clima semiárido estepario, templado con un verano cálido y una temperatura ambiental media anual de 17 °C.

Los datos meteorológicos obtenidos en la estación de Mixquiahuala, que es la mas cercana a la zona de estudio, mostraron que la temperatura media máxima se obtuvo en el mes de

agosto con 32 °C; la mínima en enero con 1°C, siendo los meses mas fríos noviembre, diciembre, enero y febrero y los mas cálidos abril, mayo, junio, julio y agosto (Fig. 3). Lo que permite establecer dos periodos bien marcados, siendo el de abril a agosto el mas favorable para el crecimiento de los organismos en cultivo, aspecto que será tratado con mas detalle en la parte correspondiente.

Los resultados del registro de la temperatura del agua, confirmaron estas observaciones, ya que su comportamiento marcó claramente una época fría durante el invierno (de diciembre a febrero) y una mas cálida, en la que se vió un aumento progresivo en la temperatura, hasta alcanzar un máximo, para decrecer posteriormente. El valor mínimo se registró en el fondo y fue de 12.0°C, en la segunda quincena de diciembre y el máximo de 25 °C en la superficie, durante la segunda quincena de mayo.

Al parecer no existen diferencias en el comportamiento estacional de esta variable entre los tres tratamientos, ya que cada estanque tiene aproximadamente las mismas dimensiones y profundidad, por lo que el calentamiento fue muy similar en todos los casos, lo que se confirmó con el coeficiente de variabilidad que se mantuvo entre el 17 y 19%. Sin embargo, se notaron diferencias entre los valores registrados en superficie y fondo, siendo la capa superficial ligeramente mas caliente (Fig. 4).

En vista de que las bajas temperaturas, tienen efectos marcados sobre la productividad primaria de los estanques y disminuyen el ritmo de crecimiento de los peces en cultivo; sería conveniente durante la época fría, reducir algunas actividades de piscicultura, tales como la fertilización y la aplicación de alimentos suplementarios, ya que algunos estudios han demostrado que la temperatura afecta los procesos químicos y biológicos, disminuyendo las reacciones a la mitad por cada 10°C que baja la temperatura, lo que significa que los organismos reducen en gran medida su metabolismo (Boyd y Lichtkoppler, 1979). Aunque en este caso, sólo se tienen tres meses de temperaturas bajas, lo que permite ajustar los programas de producción intensiva acorde con el comportamiento de este factor.

Conductividad.

No es muy común utilizar a este parámetro 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, ya que su medida indica la cantidad de sólidos disueltos y permite elaborar escalas de grado de composición iónica.

Su constancia durante el tiempo fue considerable, puesto que presentó un coeficiente de variabilidad muy bajo entre el 5 y 10%; por lo que su fluctuación respecto al tiempo fue muy pequeña. De los tres bloques experimentales, el tratamiento con excretas de borrego presentó las variaciones mas marcadas, entre los valores máximos y mínimos registrados, llegándose a detectar diferencias de aproximadamente 500 μ mhos/cm. Los tratamientos en

los que se utilizó como fertilizante el excremento fermentado de cerdo y la urea mas fórmula compleja, fueron mas homogéneos (1,272 y 1,285 en comparación con 1,294 y 1,298 para la superficie y 1,302 y 1,317 para el fondo respectivamente); esta clara diferencia, podría obedecer a que el bioabono líquido de borrego, presentó un menor aporte de sólidos disueltos, que refleja de cierta manera el grado de disolución que presenta el material, a través de los procesos de lixiviación, así como de la actividad microbiana, siendo el de borrego uno de los mas pobres (Fry, 1974 y Osorio, inédito).

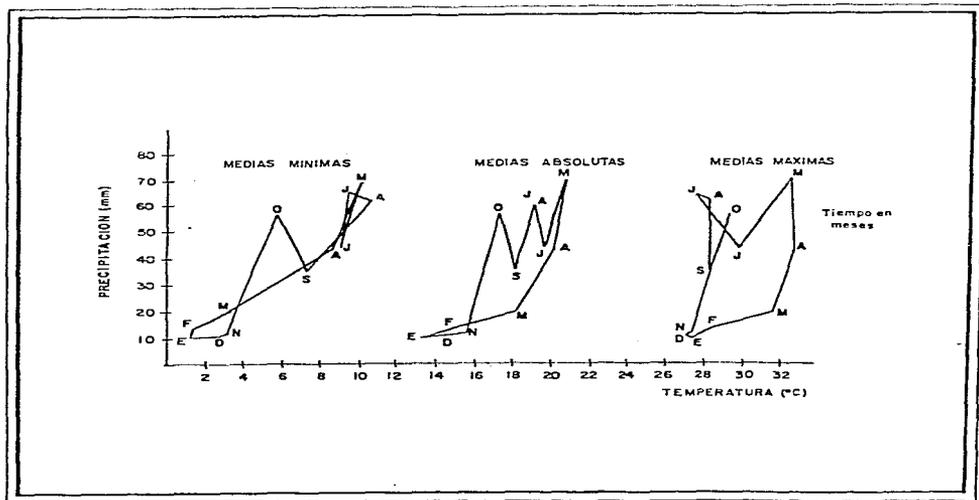


FIGURA 3. DIAGRAMAS CLIMATICOS POLIGONICOS DE LA ZONA DE ESTUDIO.

Resulta conveniente aclarar, que el estanque uno mantuvo durante todo el experimento un aporte constante de agua, proveniente del manto freático, que aflora en el fondo del mismo, lo que constituye un factor de dilución constante en el sistema.

Los valores de conductividad detectados en este estudio, confirman algunas características químicas del agua, como son una elevada carga iónica y una reserva alcalina abundante (Fig. 5).

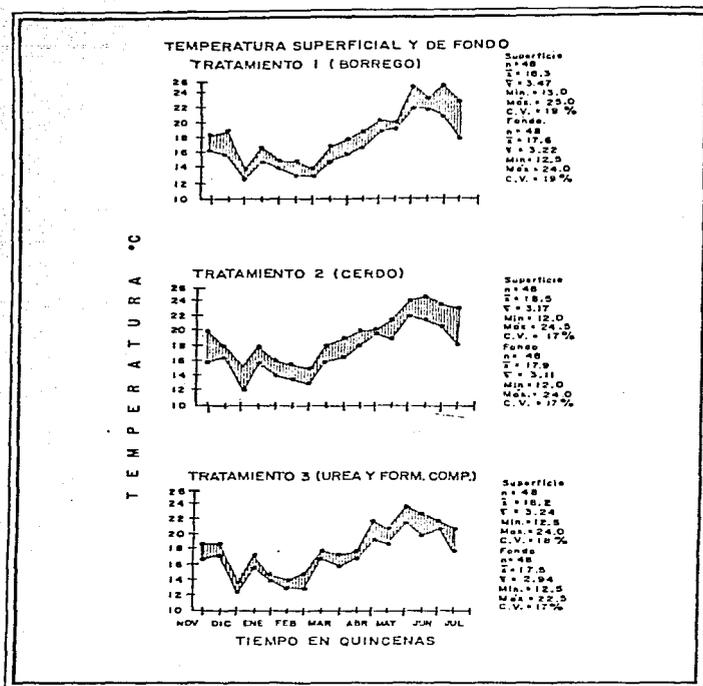


FIGURA 4. VARIACION ESTACIONAL DE LA TEMPERATURA DE SUPERFICIE Y FONDO DEL AGUA DE LOS ESTANQUES.

pH.

Este parámetro fue el mas constante a lo largo de todo el experimento; sus valores de superficie y fondo fueron casi idénticos y el coeficiente de variación se mantuvo entre el 3 y 4%, lo que evidenció la alta capacidad amortiguadora que mantiene el agua de los estanques.

Los valores conservaron a lo largo del tiempo una tendencia fuertemente alcalina, que se vió afectada en pequeña proporción por la dinámica propia del sistema, en el que la fotosíntesis juega un papel importante. Los cambios del pH en promedio no

fueron grandes (1.5 de variación máxima entre los valores máximos y mínimos), que es característica de aguas que poseen una elevada alcalinidad, que por lo general oscila entre 7.5 y 10 durante un ciclo de 24 horas. Estos cambios en el pH son atribuidos a la acción fotosintética de los organismos autótrofos, por lo que es muy recomendable medir esta variable en el transcurso de la mañana, para tener una idea de su valor real y que no se vea afectada por la acumulación del bióxido de carbono producto de la respiración.

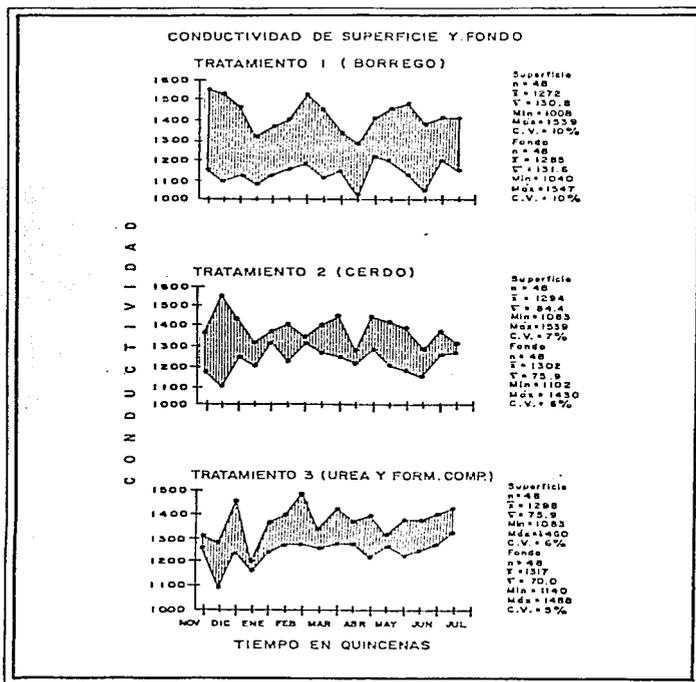


FIGURA 5. VARIACION ESTACIONAL DE LA CONDUCTIVIDAD DE SUPERFICIE Y FONDO.

Los valores promedio obtenidos en este estudio variaron entre 8.6 y 8.9, lo que de acuerdo con Boyd (1979) y Boyd y

Lichtkoppler (1979), están dentro del intervalo considerado para obtener una excelente cosecha de peces. No se observaron grandes diferencias entre los tratamientos y sólo fue posible detectar un ligero aumento en los estanques tratados con urea mas fórmula compleja, en donde se registraron los valores mas altos de pH (Fig. 6).

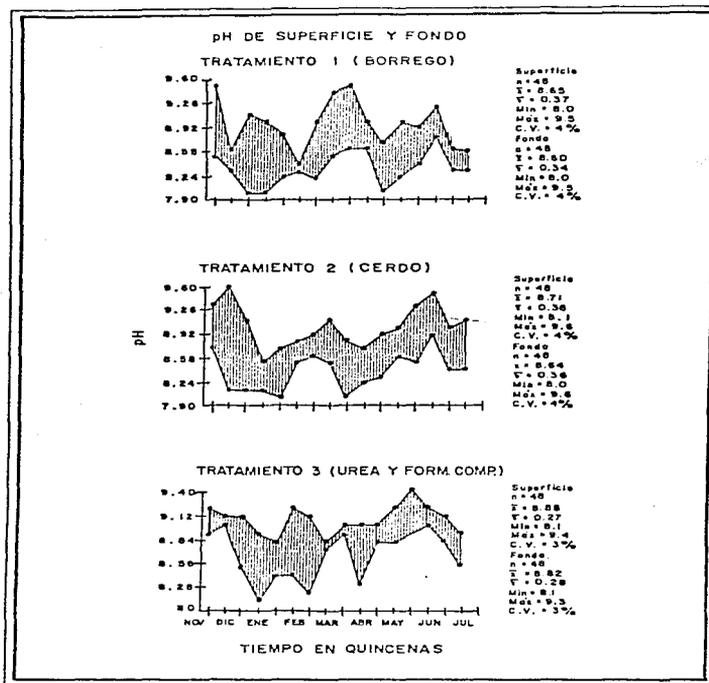


FIGURA 6. VARIACION ESTACIONAL DEL pH DE SUPERFICIE Y FONDO.

Estos resultados confirman que el pH presentó un comportamiento muy parecido al que se ha reportado en otros ambientes, aunque en estos sistemas el pH al atardecer suele ser muy elevado, sobre todo si se presenta una elevada biomasa fitoplanctónica, lo que puede ocasionar altas mortalidades de crías de peces (Parker y Davis, 1969 y Boyd, 1979). En este caso no se llegó a presentar

esta situación, tal vez debido a que no alcanza valores tan elevados a lo largo de un ciclo de 24 horas; aspecto que será discutido ampliamente en la parte correspondiente a los ciclos nictemerales.

Sodio y potasio.

Estos dos iones tienen una elevada significancia limnológica y en la mayoría de las aguas se presentan en bajas concentraciones, siendo el sodio ligeramente mas alto que el potasio; cuando aumenta la concentración de ambos elementos, normalmente el sodio se incrementa mas rápido (Wheaton, 1977). El origen de ambos elementos proviene de la disolución de varios tipos de feldespatos, pero el potasio no es tan soluble como el sodio, por lo que este último es mas abundante; ambos se recombinan facilmente con otros productos y la relación Na^+/K^+ , en principio es menor de 10, aunque en algunos casos se ha observado que el potasio sobrepasa al sodio (Cole, 1975).

De acuerdo con el Manual del Agua (Manual on Water, 1969), los contenidos de sodio varían en un amplio margen, desde 5 mg/l en las aguas dulces, hasta varios miles de miligramos en las aguas salobres y marinas. Por otra parte, el potasio rara vez excede el valor de 10 mg/l. En este caso, estos dos elementos sobrepasaron en gran medida a los valores establecidos para las aguas dulces, siendo la relación de sodio/potasio entre 25 y 28, con una concentración de sodio promedio de 1.5 a 1.6 g/l y de potasio de 57 mg/l, que es muy elevada y cuyos efectos fisiológicos sobre la biota acuática no estan bien evaluados.

La presencia de estos iones en este medio, puede ser atribuida a la disolución de los carbonatos, bicarbonatos y posiblemente boratos de sodio, que dan a los estanques una característica poco común, que no es facil de encontrar reportada en los trabajos de piscicultura, por lo que la información que aquí se presenta es la primera en este tipo de condiciones.

El comportamiento estacional del sodio fue semejante en los tres tratamientos, insinuándose una tendencia muy marcada a disminuir durante la época fria del año y un aumento en la cálida y lluviosa. Este esquema podría obedecer a un factor de dilución en el agua del manantial durante la temporada de lluvias, incrementando los niveles en los estanques. Su coeficiente de variabilidad fluctuó entre 20 y 22% y los estanques fertilizados con excremento de borrego presentaron los valores mas bajos en promedio (1,508 mg/l), lo que podría ser explicado debido al aporte continuó de agua que recibió el estanque uno (Fig. 7).

Por otra parte, el potasio registró valores inferiores al sodio, con un coeficiente de variación mas alto del 19 al 27% y con valores promedios de 56.6 y 59.3 mg/l expresados en forma iónica, que se consideran altos en comparación con otros tipos de aguas y que están por encima de los requerimientos mínimos para lograr una adecuada fertilización, que es de 1.5 mg/l de acuerdo con Boyd (1982), por lo que no fue un elemento limitante en el

proceso productivo de los estanques.

El comportamiento general del potasio, exhibió un modelo diferente al del sodio, con un incremento gradual al inicio del experimento, para mantenerse después estable y con un aumento final hacia la segunda quincena de junio (Fig. 7). Esta conducta podría ser atribuida a una acumulación de este ion, debido a su aporte constante a través de la fertilización y el agua proveniente del manantial.

Algunos estudios reportan que la concentración del sodio y potasio, es mayor en aquellos estanques construidos sobre suelos fértiles, mas que en aquellos pobres en materia orgánica o en suelos arenosos. En regiones áridas su concentración aumenta por la elevada evaporación o bien por el aporte de manantiales, lo que confirma la situación encontrada en este estudio.

Desde el punto de vista fisiológico, se ha encontrado que la presencia de estos iones, ayuda a reducir la toxicidad de algunos elementos como el amoníaco y los nitritos, debido a que contribuyen a elevar la capacidad amortiguadora del agua, impiden fluctuaciones en el pH y evitan problemas en la actividad osmorregulatoria de los organismos (Parker y Davis, 1981).

A pesar de estos descubrimientos, aún falta mucho por investigar acerca del papel que desempeñan estos iones, sobre todo en la fisiología de los organismos, ya que se ha observado que las aguas que contienen altas concentraciones de estos elementos, sostienen una elevada biomasa fitoplanctónica y esto puede incrementar los rendimientos pesqueros en estos sistemas.

Cloruros.

La concentración de cloruros al igual que otros parámetros conservativos, presentó fluctuaciones muy amplias a lo largo del experimento, con un coeficiente de variabilidad entre 30 y 34%. Este ion ha sido reportado como muy abundante en algunas regiones desérticas, en lugares cercanos a la costa y en zonas volcánicas o cuencas de disolución (Boyd, 1979).

Los valores promedios variaron entre 213 y 241 mg/l expresados en forma iónica, lo que indicó una gran abundancia cuyo aporte principal procedió del agua de manantial. Su comportamiento a lo largo del tiempo señaló tres picos de alta concentración, que podrían significar procesos de incremento de este elemento. No se observó un comportamiento diferencial entre los tres tratamientos coincidiendo en estos aumentos a principios de enero, marzo y junio (Fig. 8).

En la mayoría de los cuerpos de agua de Israel, se han encontrado cantidades considerables de este elemento, lo que se ha atribuido a la cercanía del mar (Hefpher, 1959). En el caso de la granja la presencia de este elemento puede tener un origen volcánico, que es muy común en las condiciones geológicas e hidrológicas de esta región, en donde es posible encontrar valores de salinidad

que van desde 500 hasta 2,500 mg/l. lo que le brinda una característica limnológica particular a este sistema, con un exceso de iones sodio, cloro y posiblemente boro, lo que aumenta considerablemente su reserva alcalina y mantiene condiciones de estabilidad debido al sistema de amortiguamiento, que probablemente se exprese en efectos benéficos para el crecimiento

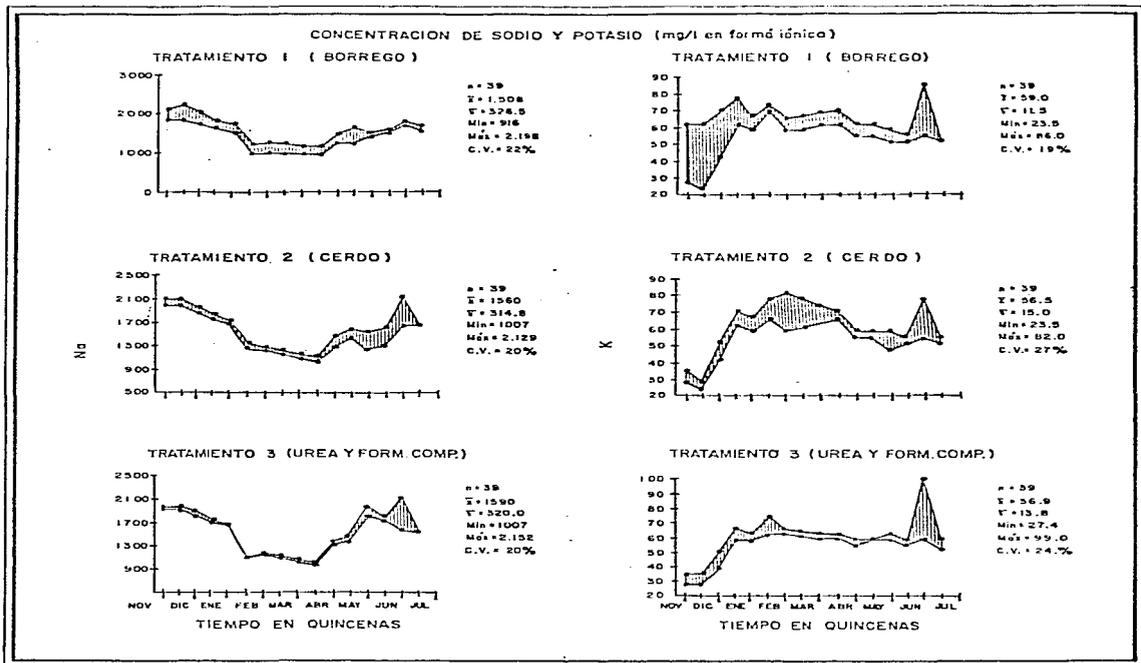


FIGURA 7. VARIACION ESTACIONAL DEL SODIO Y POTASIO.

Dureza total.

La dureza del agua tal como se estimó en este trabajo, correspondió a la concentración total de iones divalentes como el calcio y magnesio, expresados como equivalentes de carbonato de calcio y su valor por lo general es muy semejante al de la

alcalinidad total, debido a que los valores de calcio, magnesio y bicarbonatos en el agua, son derivados de cantidades equivalentes

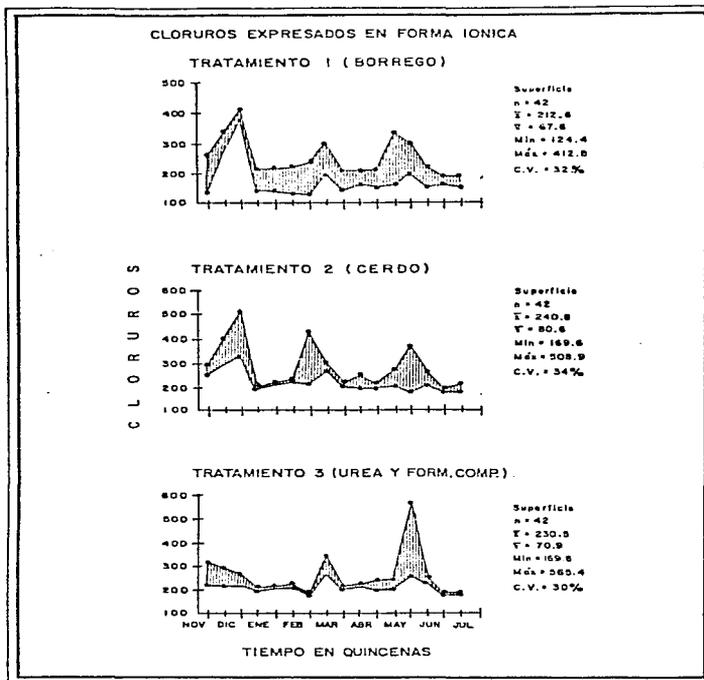


FIGURA 8. VARIACION ESTACIONAL DE LOS CLORUROS.

a la disolución de los depósitos geológicos y por este hecho, para propósitos de piscicultura se utiliza mas la medida de alcalinidad que la dureza total, dejando a esta última con un uso práctico en la ingeniería ambiental.

No obstante, existen excepciones como en este caso, donde la dureza total excedió al valor de alcalinidad total, lo que significó que los iones divalentes como el calcio y el magnesio, posiblemente se asocian a otros elementos como los sulfatos, cloruros, silicatos, nitratos o boratos, mas que a los

bicarbonatos y carbonatos (Boyd y Lichtkoppler, 1979 y Boyd, 1979). En una situación como ésta, es conveniente utilizar ambas medidas, ya que los valores difieren y se podría caer en un error de apreciación, sobre todo cuando se consideran algunos indicadores para estimar el rendimiento pesquero de los estanques.

Como el valor de la alcalinidad total, es inferior a la dureza total, la dureza de carbonatos será igual a la alcalinidad total y por sus valores promedio registrados de 395 a 498 mg/l, se colocan dentro de la categoría de aguas muy duras, que podrían de alguna manera afectar la producción piscícola (Sawyer y McCarty, 1967).

La dureza total no presentó grandes cambios respecto al tiempo y se mantuvo mas o menos constante, con un coeficiente de variación del 15 al 20%, aunque se detectaron dos caídas en los valores durante abril y junio, que fueron similares en los tres tratamientos (Fig. 9 a). Los valores de dureza del magnesio, fueron mas elevados que los del calcio, con un promedio de 202.5 a 231.0 mg/l, por lo que el magnesio se presentó en exceso sobre el calcio. Su variación temporal expresó una tendencia de comportamiento muy similar en los tres tratamientos, con caídas y subidas muy bruscas en los valores de concentración; los mínimos se registraron en enero, abril y junio, con un coeficiente de variabilidad del 42 al 52%, lo que indicó una fluctuación mucho mas marcada que la dureza total (Fig. 9 b).

La dureza del calcio, por otra parte mantuvo un promedio de 166.3 a 205.4 mg/l, con un coeficiente de variabilidad que se situó entre 33 y 49%, con una ligera tendencia a una menor variación, con algunas caídas bruscas en la concentración en los meses de diciembre, febrero y junio, para el bloque de estanques tratados con excretas de borrego; en diciembre, febrero y abril, para los de cerdo y diciembre, marzo y mayo en donde se aplicó urca mas fórmula compleja (Fig. 9 c).

Los cambios en la concentración de estos iones, podrían ser explicados en parte por la dinámica propia del manantial a lo largo del año, junto con una utilización de los mismos por parte del fitoplancton, ya que las microalgas los utilizan como nutrientes. La clasificación de los micronutrientes, generalmente se realiza sobre la base de los requerimientos cuantitativos de las algas, lo que puede variar ampliamente; así por ejemplo, el calcio es considerado un micronutriente para Scenedesmus obliquus, pero un macronutriente para Anabaena cylindrica. También, se ha demostrado que un buen número de diatomeas crecen mejor con elevadas concentraciones de calcio y al parecer existe una interacción entre este elemento y el potasio (Goldman, 1965).

Wetzel (1975), señala que en aguas duras se presenta una dinámica estacional muy marcada, que está en relación con la precipitación del carbonato de calcio, durante los meses cálidos del año y también, se ha visto que la disminución en la

concentración del calcio en el epilimnio y metalimnio, está asociada directamente con un aumento en la tasa fotosintética, que refuerza el papel que tiene esta actividad sobre la descalcificación del epilimnio (Otsuki y Wetzel, 1974).

Otra fuente a considerar es la precipitación del calcio en aguas duras; con la coprecipitación de nutrimentos orgánicos tales como el fósforo, ácidos orgánicos y otros compuestos de acción adsorptiva.

En el caso del magnesio, este elemento es requerido por las plantas, como un componente de la clorofila y como un micronutriente para la transformación enzimática en los organismos. La demanda de este ion en el metabolismo, es menor en comparación con las grandes cantidades disponibles de él. Sin embargo, los compuestos del magnesio por lo general, son mucho mas solubles que el calcio y como resultado, éste raramente se precipita en forma de carbonato de magnesio a un pH mayor de 10, razón por la cual su concentración es muy estable y fluctúa poco (Wetzel, 1975).

Las fluctuaciones de este elemento que se observaron en este estudio, podrían ser atribuidas a la dinámica propia del manantial o una fuerte utilización por parte del fitoplancton, aunque esto es muy discutible debido a que la cantidad de magnesio es excesivamente grande.

Alcalinidad total.

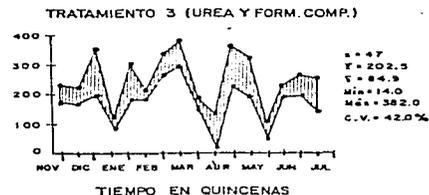
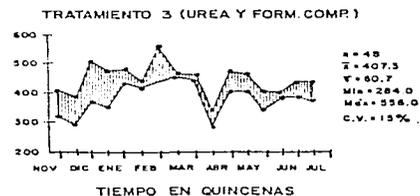
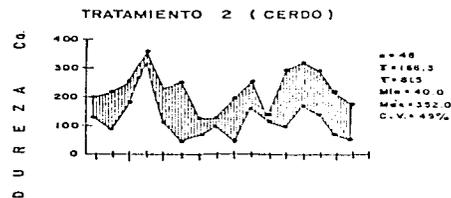
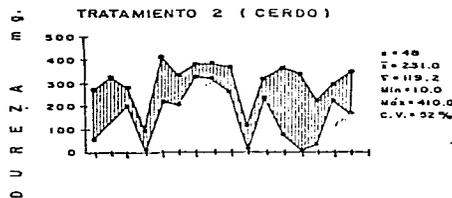
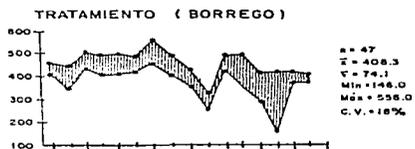
Este término se refiere a la concentración de bases en el agua, expresada en forma de equivalentes de carbonato de calcio y generalmente están representados como iones bicarbonato y carbonato, que constituyen la base fundamental, del sistema amortiguador del agua, para mantener estable el valor de pH (Boyd y Lichtkoppler, 1979).

Generalmente, los cuerpos de agua continentales contienen una mayor cantidad de bicarbonatos, que resultan de la ionización del ácido carbónico en aguas saturadas de anhídrido carbónico, el que reacciona con las bases provenientes de las rocas o suelos, para formar bicarbonatos, como sucede con la calcita o dolomita. Dependiendo de la presencia del bióxido de carbono, el pH sufre cambios al tratar de establecer un equilibrio químico. Así por ejemplo, entre un pH de 8 y 9, el ion dominante es el bicarbonato, aunque es posible detectar pequeñas cantidades de carbonato.

El valor de alcalinidad puede fluctuar entre cinco y varios cientos de miligramos por litro y su valor depende del contenido de carbonatos presentes en la matriz geológica, que está en contacto con el agua, de tal manera que es posible encontrar aguas con elevada alcalinidad asociadas a depósitos de carbonatos y que son muy comunes en zonas áridas. Las aguas que superan los 40 mg/l de alcalinidad total son consideradas mas productivas, debido a que los valores de fósforo y otros

FIGURA 9. COMPORTAMIENTO ESTACIONAL DE A) DUREZA TOTAL, B)
DUREZA DEL MAGNESIO Y C) DUREZA DEL CALCIO.

DUREZA TOTAL



elementos esenciales, se incrementan en forma directa con la alcalinidad, razón por la cual, ha sido considerada como un indicador de la productividad en cuerpos de agua epicontinentales (Cole, 1975 y Boyd, 1979).

La alcalinidad como se mencionó anteriormente, está asociada al sistema de carbonatos del agua, que es el encargado de mantener la reserva alcalina. Sin embargo, el boro forma parte secundaria y cuando existe en cantidades elevadas, incrementa notablemente la capacidad estabilizadora del sistema, reforzando el papel que desempeñan los bicarbonatos y carbonatos (Kraushopf, 1967).

El valor medio obtenido en esta investigación fluctuó entre 263.5 y 292.4 mg/l, siendo su comportamiento muy parecido en los tres sistemas experimentales, con un coeficiente de variabilidad que osciló entre 31 y 34%. En el esquema general se observó una disminución durante los meses fríos del año y un aumento en los meses mas cálidos, señalando una fuerte disrupción en la primera quincena de abril. Al parecer existe una relación estrecha entre la alcalinidad y la productividad primaria, que aunado al efecto de la temperatura, determinan el comportamiento estacional de este parámetro (Fig. 10).

Las aguas alcalinas como la de este caso, son consideradas productivas, debido a que poseen un sistema amortiguador contra la constante liberación del anhídrido carbónico, producto de la respiración de la biota de los estanques, por lo que una concentración de 200 mg/l es considerada una condición óptima para el cultivo. Desde el punto de vista teórico, al pH registrado en este trabajo, no es posible detectar bióxido de carbono, ya que de acuerdo con el equilibrio del sistema, se tiene una elevada capacidad para mantener y regular este gas (Hepher, 1959 y Boyd, 1979). Por lo que es posible que en estas condiciones, se utilice a los bicarbonatos como una fuente principal de carbono para los procesos fotosintéticos, aspecto que se discutirá posteriormente.

PARAMETROS NO-CONSERVATIVOS.

En este grupo fueron considerados aquellos factores, que presentaron cambios importantes en el tiempo, que limitaron el crecimiento o bien fueron el producto de la acción de ellos, tales como la transparencia del agua, oxígeno disuelto y las especies químicas del nitrógeno y el fósforo.

Transparencia.

Este parámetro puede ser considerado como un buen indicador de la abundancia del plancton en los estanques, ya que se ha encontrado una estrecha correlación entre ellos (Almazan y Boyd, 1978). Se estima que una profundidad de visión del disco de Secchi entre 30 y 60 cm, es adecuada para mantener una buena producción de peces y controlar el establecimiento de macrofitas acuáticas. Cuando este valor disminuye de los 30 cm, se puede llegar a tener problemas con la concentración de oxígeno disuelto

y las lecturas mayores a los 60 cm, propician que la luz penetre a mayores profundidades permitiendo el establecimiento y el rápido crecimiento de las plantas acuáticas, que limitan seriamente el desarrollo del fitoplancton y por enmascaran el efecto de los fertilizantes (Boyd y Lichtkoppler, 1979).

El valor promedio mas bajo de transparencia registrado en este estudio, correspondió al bloque de estanques tratados con excretas fermentadas de borrego, con 63 cm y el mas alto se midió en los estanques fertilizados con urea mas fórmula compleja con 97 cm. Su variación con respecto al tiempo fue alta y fluctuó entre 54 y 73%, con cambios muy marcados en cada uno de los diferentes tratamientos, insinuándose un aumento en los valores en los meses fríos (noviembre a febrero) y una disminución posterior en los cálidos (marzo a julio) (Fig. 11).

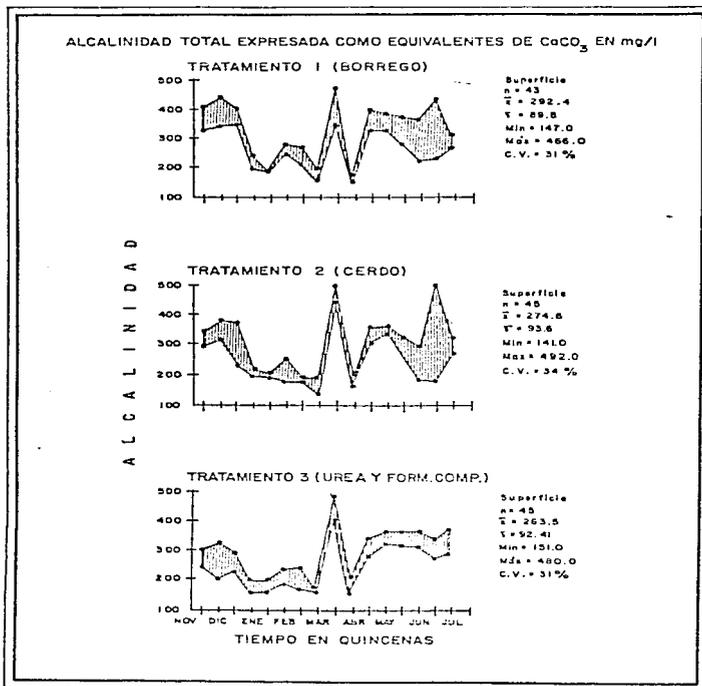


FIGURA 10. VARIACION ESTACIONAL DE LA ALCALINIDAD TOTAL.

Es importante destacar que las grandes diferencias que se observaron entre los estanques de un mismo bloque, pudieron deberse a causas distintas. Una posible explicación de la variación estacional, puede ser atribuida a los cambios en la composición de las especies y a la abundancia total del fitoplancton, siempre y cuando no existan otras causas que contribuyan a la turbiedad de los estanques, como las arcillas en suspensión y la presencia de ácidos húmicos (Boyd, 1979 y 1982).

El agua que proviene del manantial llega a los estanques libre de arcillas y de ácidos húmicos, razón por la cual la turbiedad puede ser atribuida en este caso al plancton.

Los resultados mostraron similitudes en el comportamiento entre los tratamientos de borrego y urea mas compuesto complejo y una clara diferencia con los estanques tratados con excretas de cerdo. Aunque en los tres bloques se observó una tendencia a la disminución a partir del mes de febrero y alcanzar un mínimo en junio con 15 cm, lo que pudo reflejar el efecto de la temperatura y su relación con la productividad primaria.

Durante las primeras semanas del experimento y sobre todo en los estanques donde se aplicó fertilizante químico, la transparencia fue alta, lo que permitió el establecimiento y crecimiento en el fondo del estanque de Zanichellia palustris y de algas verdes filamentosas que flotaron sobre la superficie y que llegaron a cubrir gran parte de los estanques. Cuando esto sucedió, estas plantas se extrajeron manualmente e inmediatamente se aplicó una carga fuerte de fertilizante, con lo que se logró controlar este problema.

Por esta razón, se recomienda mantener un control constante de la transparencia y desarrollar un programa efectivo de fertilización, aumentando o suspendiendo el aporte, para mantener un intervalo óptimo y evitar problemas de anoxia.

En estanques cultivados con tilapia, se recomienda mantener una transparencia entre 15 y 40 cm, ya que estas especies son mas tolerables a concentraciones bajas de oxígeno (Boyd, 1982). En este caso donde se cultivaron carpas, las fluctuaciones de la transparencia no mostraron tener efectos adversos sobre las especies y en forma general sus requerimientos son muy similares a las tilapias, por lo que se puede mantener un mismo criterio para ambos casos.

Oxígeno disuelto.

Esta variable es considerada como la mas crítica en las prácticas acuaculturales y las personas dedicadas a esta actividad, deben estar familiarizadas con su dinámica y manejo, ya que de ella depende la sobrevivencia, crecimiento y rendimiento pesquero final, en un sistema de cultivo. Debido a su importancia, existe una extensa literatura relacionada con este factor.

En un estanque fertilizado y sometido a un proceso de cultivo intensivo, el oxígeno disuelto puede ser afectado por tres factores principales; la fotosíntesis, la tasa de consumo de este gas por los procesos respiratorios de toda la comunidad biótica y la tasa de transferencia hacia la atmósfera en la interfase aire-agua (Hephher y Pruginin, 1981).

Teoricamente un estanque fertilizado puede producir una mayor cantidad de oxígeno disuelto del que consume a través de los diferentes procesos respiratorios; aunque cuando la biomasa fitoplanctónica es muy alta, se pueden presentar condiciones de

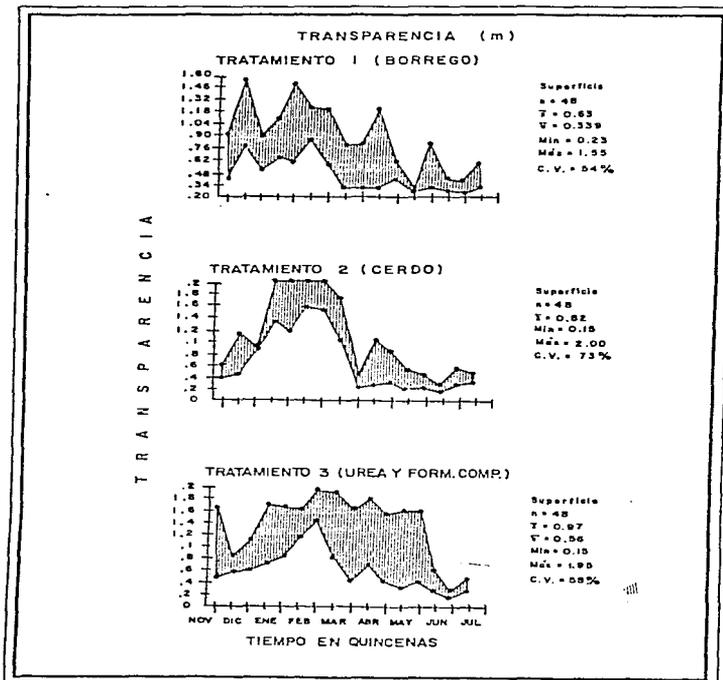


FIGURA 11. VARIACION ESTACIONAL DE LA TRANSPARENCIA DEL AGUA.

anoxia, que pueden ocasionar una elevada mortandad de los organismos en cultivo. La cantidad de gas producido por los

organismos autótrofos, decrece en el fondo del estanque y a cierta profundidad no se produce mas, por lo que esta zona se le conoce con el nombre de nivel de compensación, la cual no estuvo presente en los estanques estudiados, ya que en ellos se mantuvo un flujo de agua constante de aproximadamente 10 litros por segundo, lo que permitió una mezcla constante y una difusión del oxígeno a todo lo largo de la columna de agua.

Boyd y 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 de visión del disco de Secchi. Schroeder (1975), consideró que el consumo principal de oxígeno depende del metabolismo de los peces, la actividad de las bacterias heterótrofas sobre el excremento y la materia orgánica en descomposición, además, de la respiración del zooplancton y los organismos del bentos y demostró que una cantidad de 1,000 litros por hectárea al día de bioabono líquido, no afecta el consumo de oxígeno por la noche.

La pérdida de este gas hacia la atmósfera es muy significativa, sobre todo cuando el agua del estanque está sobresaturada por la tarde; en tal caso el viento y los periodos de calma favorecen esta situación. No obstante, todos estos factores, en un sistema de cultivo como el desarrollado en este trabajo se corre el riesgo de tener una caída brusca en los niveles de oxígeno, lo que causaría una elevada mortalidad, cosa que no sucedió y sólo en contadas ocasiones los valores de oxígeno disuelto estuvieron por debajo del límite permisible para mantener un estado óptimo para los organismos.

Expresando el contenido como porciento de saturación, fue posible advertir que los valores medios fluctuaron entre 121.3 y 144.2%, con un coeficiente de variación entre 41 y 49%, con cambios muy marcados a lo largo del tiempo y con una tendencia hacia los valores de sobresaturación. El fondo, por otra parte presentó valores mas bajos en promedio de 93.5 a 114.3%, con una variabilidad semejante a la de superficie con 30 al 47%; lo que demostró que tanto la capa superficial como la del fondo, tuvieron un comportamiento muy aceptable a lo largo del estudio, brindando condiciones óptimas al sistema, sobre todo en el bloque de estanques fertilizados con abono inorgánico (Fig. 12).

Esta situación fue importante para el cultivo, ya que cuando no se mantienen niveles de oxígeno adecuados en los estanques, los organismos se ven sujetos a una fuerte tensión y son mas vulnerables a las enfermedades y parásitos, pudiendo morir o al menos cesar de alimentarse por un periodo; además, de que es posible se incremente la concentración de otros elementos tóxicos, como el amoniaco y los nitritos, debido a las relaciones sinérgicas que existen entre estos elementos (Stickney, 1979).

Algunos autores opinan que una concentración de oxígeno entre 3 y 5 mg/l, puede permitir la sobrevivencia de los peces y por encima

de los 5 mg/l se presenta una situación idónea que es menester tratar de mantener en un cultivo comercial (Boyd, 1979; Stickney, 1979; Wheaton, 1977 y Parker y Davis, 1981). No obstante de esta premisa general, algunas especies pueden desarrollarse y crecer adecuadamente por debajo de estos niveles, como es el caso de la tilapia que es capaz de sobrevivir bien a concentraciones de 1 mg/l y su crecimiento no se ve afectado a tiempos cortos de exposición. Por su parte, las carpas se caracterizan también, por presentar una elevada tolerancia a los niveles bajos de oxígeno y al respecto Doudoroff y Shumway (1970), encontraron que la carpa dorada Carassius auratus tiene su nivel letal entre 0.1 y 2 mg/l; la carpa herbívora

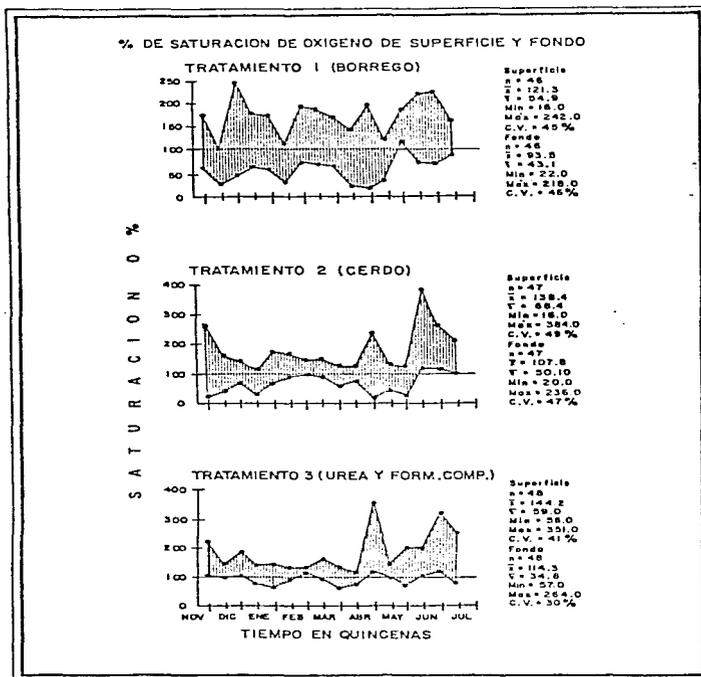


FIGURA 12. COMPORTAMIENTO ESTACIONAL DEL PORCIENTO DE SATURACION DE OXIGENO DE SUPERFICIE Y FONDO.

Ctenopharyngodon idellus entre 0.2 y 0.6 mg/l y la carpa plateada Hypophthalmichthys molitrix entre 0.3 y 1.1 mg/l.

Observaciones personales derivadas de esta investigación, señalaron que las especies menos resistentes al manejo, fueron la carpa brema Megalobrama amblycephala y la carpa plateada y las mas resistentes fueron la carpa espejo Cyprinus carpio specularis y la carpa herbívora.

Hepher y Pruginin (1981), señalan que estos ciprínidos mejoran el balance de oxígeno en los estanques, ya que se ha observado que donde se incluye a la carpa plateada y la tilapia, la primera consume el exceso de algas que provocan el desbalance entre la producción y la utilización de este gas y por otra parte, la tilapia consume los detritus inorgánicos del fondo, que demanda en su descomposición oxígeno. Sin embargo, todavía falta mucho por entender de las relaciones intra e interespecíficas que se dan en un policultivo y que resultan en un régimen adecuado en el balance de este gas. Una buena selección de las especies, mejorará la calidad del agua y mantendrá el pulso de oxígeno a un nivel adecuado, situación que no sucede en un monocultivo, en donde se ha visto que por debajo del 25% de saturación, se afecta el crecimiento de la carpa de Israel, aspecto que no sucede en un policultivo, donde otros factores pueden influir en su crecimiento (Boyd, 1979).

Los datos de oxígeno disuelto expresados como miligramos por litro y registrados a lo largo de este experimento, mostraron que los valores mas bajos se dieron en los dos primeros tratamientos, es decir donde se aplicaron excretas orgánicas, con una mayor variación a lo largo del tiempo y los mas altos fueron medidos en el tratamiento con urea mas compuesto complejo, con una menor variación (Tabla 9).

Se estima que la fertilización incrementa e intensifica los procesos biológicos, causando un crecimiento marcado de la biomasa fitoplanctónica y aumentando la tasa de fotosíntesis y respiración, dando como resultado grandes fluctuaciones en la concentración del oxígeno disuelto a lo largo de un ciclo de 24 horas, sobre todo cuando se presentan elevadas temperaturas. Bajo estas condiciones, ha sido posible registrar un valor de 13.4 mg/l a las doce horas del día, con 253% de sobresaturación, para alcanzar un mínimo de 0.22 mg/l a las cinco de la tarde, que es tan sólo el 2.8% de saturación y en otros casos, se han registrado hasta 19.2 mg/l a la medianoche y 0.0 mg/l a las diez de la mañana (Hepher, 1959).

Los valores encontrados en este estudio, en ningún momento disminuyeron de 1.10 mg/l (entre las diez y las doce horas de la mañana) y si se llegaron a registrar valores tan altos como 25 mg/l; por lo que se estima que durante este periodo no se presentó una situación crítica para los peces en cultivo.

Tabla 9. Valores promedio de oxígeno disuelto, expresados en miligramos por litro, registrados a lo largo del experimento.

Bloque	Tratamiento	Nivel	(n)	x	V	Máx.	Min.	C.V.%
I	Borrego	sup.	46	8.8	3.9	19.5	1.10	44
	Borrego	fond.	46	6.9	3.3	18.0	1.60	48
II	Cerdo	sup.	47	9.9	4.5	25.0	1.10	45
	Cerdo	fond.	47	7.9	3.6	16.5	1.50	46
III	Urea mas compuesto complejo	sup.	43	10.4	3.9	24.5	4.40	38
		fond.	48	8.4	2.6	18.8	4.20	31

n= tamaño de la muestra; x= media; V= desviación estandar;
Máx= valor máximo; Mín= valor mínimo y C. V.= coeficiente de variación.

Nitrógeno.

En las aguas naturales el nitrógeno suele hallarse tanto en forma orgánica como inorgánica solubles. No constituye compuestos insolubles, pero se le puede encontrar absorbido sobre partículas sólidas o asociado con ácidos húmicos en gran cantidad en los sedimentos; además, de las formas disueltas en el agua intersticial. Tanto en la columna de agua, como en el sedimento hay desnitrificación y se forma nitrógeno molecular, que finalmente queda en equilibrio con la atmósfera (Liargalef, 1983).

El ciclo del nitrógeno en un estanque es biogeoquímico y este se presenta en varias especies químicas que corresponden a distintos estados de oxidación y 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 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 mas 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 el caso contrario, cuando los residuos contienen baja proporción de nitrógeno, la tasa de descomposición

es mas lenta y por lo tanto se acumulan en el sedimento (Boyd, 1982).

La dominancia de las diferentes especies químicas del nitrógeno, en orden decreciente de importancia son: nitritos, amonio y nitratos. Las concentraciones de nitritos son difíciles de detectar, porque sus cantidades son muy bajas en los estanques, excepto cuando los niveles de oxígeno disuelto también lo son y la proporción de amonio-amoniaco, varia con el pH del agua. La concentración de estas especies químicas fluctúa notablemente en los estanques. En estanques de Alabama, EE.UU., se detectaron valores de amonio de 0.052 mg/l en promedio y de 0.75 mg/l en forma de nitratos. En condiciones de piscicultura intensiva, se han registrado cantidades mas altas como 0.5 mg/l de amonio y 0.25 mg/l de nitratos (Boyd, 1979).

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 acción bacteriana, siendo el gas amoniaco tóxico para los peces y el amonio el mas común, pero este último solo llega a ser tóxico a concentraciones extremadamente elevadas. Los niveles de toxicidad del amoniaco en estanques durante periodos de exposición cortos, generalmente varían de 0.6 a 2.0 mg/l y se pueden observar algunos efectos subletales entre 0.1 y 0.3 mg/l. La proporción de amoniaco en el agua, es regulada por el pH y la temperatura, de tal manera que a 28 °C y a un pH de 7 el porcentaje es del 7% y a un pH de 10 a la misma temperatura es de 87.52% (Boyd y Lichtkoppler, 1979).

Con respecto a los datos registrados en este trabajo, los valores de amonio se encontraron dentro de un promedio de 0.082 y 0.24 mg/l, que se encuentran por debajo de los reportados en estanques de piscicultura intensiva, con una elevada variabilidad con respecto al tiempo entre 168 y 190% (Fig. 13). Los valores mas altos se presentaron en el tratamiento de urea mas fórmula compleja, con un máximo de 2.02 mg/l y los mas bajos se registraron en el tratamiento con excretas fermentadas de cerdo, con un máximo de 0.70 mg/l.

En todos los tratamientos se marcaron picos de alta concentración, así por ejemplo, en los estanques tratados con excretas fermentadas de borrego, se presentaron dos incrementos muy marcados a principios de enero (1.31 mg/l) y a mediados de abril (1.0 mg/l). En el de excremento de cerdo, en enero se alcanzó una concentración de 0.70 mg/l y en el de urea mas fórmula compleja, se observaron tres picos; uno en diciembre (1.02 mg/l), otro en abril (0.75 mg/l) y otro mas en junio (2.02 mg/l).

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. En forma comparativa, en este estudio el valor mas alto de amonio fue de 2.02 mg/l; suponiendo un pH de 8.4 y una temperatura de 20°C, el

porcentaje de participación del amoniaco sólo alcanzó el 9.09, lo que es equivalente a 0.18 mg/l, valor que está muy por debajo de los niveles considerados como subletales.

Recientemente, Parker y Davis (1981), reportaron una correlación lineal entre los niveles de amonio y la concentración de hormonas corticoesteroides en el plasma sanguíneo de los peces, que puede dar una estimación de la respuesta del pez a la tasa de concentración del amonio, que pudiera ser útil para predecir los posibles efectos en los organismos en condiciones de cultivo.

También, se ha visto que ciertos iones inorgánicos son efectivos para contrarrestar la toxicidad del amoniaco y los nitritos. Un aumento en la dureza total del agua, decrece marcadamente los efectos negativos del amoniaco y el ion cloro tiene un efecto protector sobre la alta concentración de los nitritos y a una relación de Cl^-/NO_2^- de 16/1, se puede llegar a suprimir completamente la formación de la metahemoglobina en la sangre. Este efecto, se atribuye a la elevada capacidad que tienen los iones para reducir los problemas osmóticos u osmorregulatorios.

Es por esta razón, que las características que demostró tener el agua de los estanques estudiados, permite contar con un excelente sistema para el cultivo de los peces, sin que los organismos se vean afectados por la presencia de elementos tóxicos.

Observaciones realizadas en Israel, en estanques fertilizados mostraron que ha medida que se incrementaba la temperatura, el amonio lo hacia también, lo que no se reflejó en este estudio, tal vez debido al aporte diario de fertilización.

En el caso particular de los nitratos, estos representaron el 45, 76 y 77% del total de las especies químicas en los tres tratamientos. Diversos estudios han demostrado que la concentración de nitratos es muy variable; los valores mas altos se han registrado en cuerpos de agua cercanos a zonas ganaderas y los mas bajos en aquellos que estaban rodeados de pastizales y bosques (1.38 mg/l en áreas de pastizales; 2.22 en zonas cultivadas; 2.48 en cultivos asociados a cerdos y 22.0 en tierras ganaderas). Generalmente, la concentración de nitratos en estos cuerpos de agua, son altos durante los meses fríos del año y disminuyen durante el verano, hasta alcanzar un valor muy bajo y así como esta especie química decrece durante los meses cálidos, el amonio tiende a incrementarse y en el fondo del estanque, donde existen condiciones anaeróbicas los niveles llegan a ser tan altos como 15.0 mg/l (Dickey y Lembke, 1978).

La reducción en la concentración de nitratos, durante los meses cálidos podría explicarse por el elevado crecimiento algal o por la desnitrificación, que remueve los nitratos directamente de la columna de agua y bajo ciertas condiciones se pierde en forma de nitrógeno en la atmósfera. En un estanque de piscicultura intensiva, con un alto nivel de fertilización, se ha observado una caída muy rápida en la concentración de los nitratos, que sin duda obedece a la gran cantidad de biomasa fitoplanctónica que se

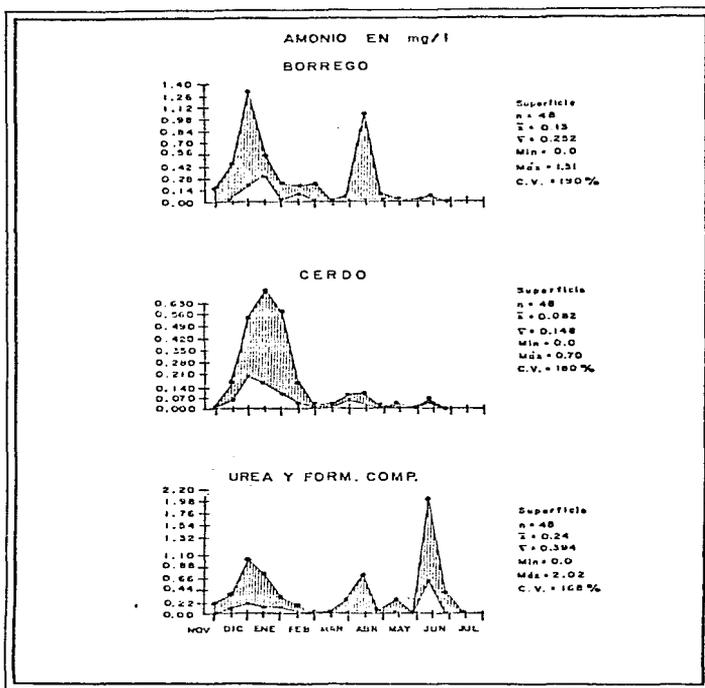


FIGURA 13. VARIACION ESTACIONAL DEL AMONIO.

desarrolla en estos sistemas. Después, de 13 días de aplicarse el nitrógeno, la concentración en la masa de agua, no excede la inicialmente detectada, por lo que todo el nitrógeno que fue agregado desaparece y vuelve a su concentración original (Boyd, 1979).

En este estudio, fue posible observar una tendencia a la disminución en la concentración de los nitratos, haciéndose mas marcada en los meses de mayo y junio, con un ligero incremento a partir de julio. El comportamiento estacional fue semejante en los dos primeros tratamientos, con una tendencia a la disminución hacia los meses cálidos del año (mayo y junio), donde fueron pobremente detectados; para aumentar hacia el final

del experimento. En el último tratamiento (urea mas compuesto complejo), el esquema fue diferente, identificándose dos caídas bruscas; una en diciembre y otra en junio, con un incremento hacia el final (Fig. 14)

Los valores promedio fluctuaron entre 0.54 y 0.72 mg/l, con un máximo de 2.57 mg/l en el tratamiento con excretas de cerdo, con un coeficiente de variación del 71 al 75%, menor que el amonio. En este caso fue claro que el efecto sobre el comportamiento de esta especie química, estuvo dado por su ciclo natural, ya que en la época fría su utilización en los procesos biológicos es mas baja.

Es obvio que las principales fuentes de nitratos al sistema, fueron el aporte constante de agua y la fertilización. Sin embargo, algunas experiencias han demostrado que los excrementos de las especies herbívoras, aumentan considerablemente los contenidos de nitratos en la columna de agua. Venkatesh y Shetty (1978), encontraron un aumento de la concentración de los nitratos, cuando la carpa herbívora fue alimentada con macrofitas terrestres y acuáticas. La influencia de esta especie sobre la calidad del agua, en sistemas de cultivo también fue evaluada por Ahling y Jernolov (1971) y Sutton y Blackburn (1972), quienes notaron aumentos en la concentración del nitrógeno, en cuerpos de agua donde la carpa herbívora fue alimentada con macrofitas acuáticas como Myriophyllum sp., Lemna sp. e Hydrilla sp.

En vista de que la especie principal en este experimento fue la carpa herbívora con un 50% de la composición en el policultivo, las heces de estos organismos fueron una fuente importante de nitratos al sistema. Por otra parte, el amonio pudo ser otro factor importante ya que a través de la nitrificación bacteriana, se oxidan los nitritos a nitratos en forma rápida, de tal manera que los primeros no se acumulan en el ambiente y los segundos sí. A pesar de que no existen datos sobre la tasa de nitrificación se ha visto que en suelos que tienen un pH entre 7 a 8 y una temperatura entre los 25 y 35°C, la nitrificación procede en forma mas rápida (Alexander, 1961 vide: Boyd, 1982).

Además, se ha observado una gran pérdida de nitrógeno a través de los sedimentos. Avnimelech y Lacher (1979), 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) descubrieron que en estanques cultivados con Carassius auratus, el amonio se incorpora rápidamente a los organismos de los primeros niveles tróficos y únicamente una pequeña porción del nitrógeno incorporado, es transferido a niveles mas 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.

Los nitratos sólo son tóxicos en cantidades elevadas; Colt y Armstrong (1981), sugieren que el nivel de letalidad para los peces suele variar entre 1,000 y 2,000 mg/l, cantidad que nunca

se registró en este trabajo.

Los nitritos representaron el último lugar en el bloque de estanques tratados con excretas de borrego (tan sólo el 10%); el segundo en el de cerdo (14%) y en el inorgánico (35%). Sus valores promedio variaron entre 0.08 y 0.42 mg/l, con un coeficiente de variabilidad entre el 72 y 117%, lo que mostró una amplia variación respecto al tiempo. El comportamiento general fue muy semejante en los tres tratamientos, con un esquema parecido a los nitratos (Fig. 15). En los estanques tratados con urea mas fórmula compleja, se registró un valor de 1.09 mg/l, que fue el mas alto.

Según Colt y Armstrong (1981), los niveles letales de los nitritos sobre los peces son extremadamente variables y dependen de la especie y 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; de 0.20 a 0.40 y de 61.0 mg/l respectivamente y se ha visto que la adición de iones de calcio y cloro, incrementa la tolerancia de algunos peces al efecto de los nitritos, por un factor entre 20 y 60 veces, ya que estos iones compiten con los nitritos para la transportación a través de las branquias y además, reducen el efecto de su toxicidad.

Hepher (1959), indicó que los nitritos se encuentran en pequeñas cantidades en los estanques fertilizados, en cambio, en este caso particular, fue posible registrar cantidades importantes, debidas posiblemente a una elevada tasa de nitrificación. A pesar de esta situación, la concentración en ningún momento llegó a estar dentro de los niveles considerados como letales o subletales, independientemente del efecto de las sales presentes en el agua y la adecuada oxigenación, que ayudó a los procesos oxidativos de la materia orgánica y a la nitrificación.

Fósforo.

Este elemento ha sido considerado como clave, ya que su disponibilidad generalmente regula la productividad primaria de los cuerpos de agua. Hutchinson (1957) y Boyd (1979), reportan que la mayoría de las aguas responden positivamente a la fertilización del fósforo, con una gran producción de fitorganismos y las experiencias realizadas en estanques de cultivo, sugieren que la aplicación de fertilizantes que contengan fosfatos, incrementan marcadamente los rendimientos pesqueros.

La concentración de este compuesto 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

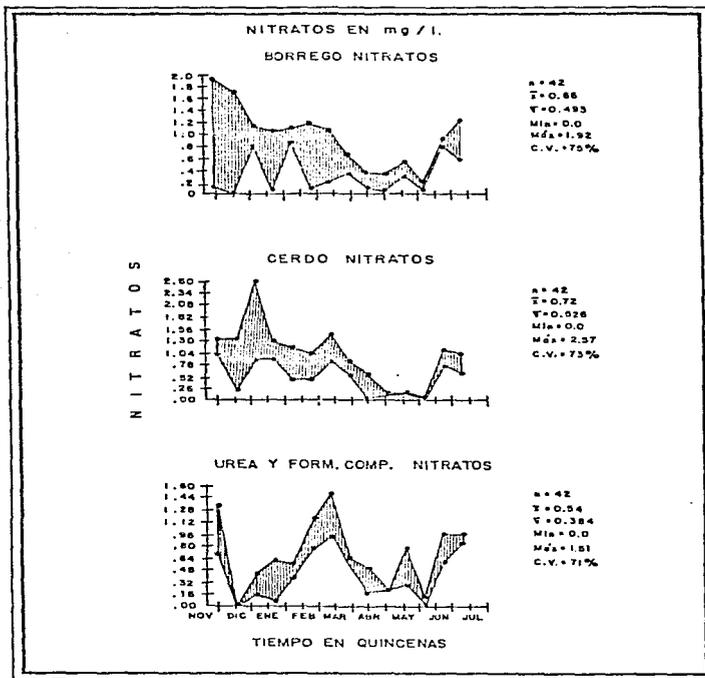


FIGURA 14. VARIACION ESTACIONAL DE LOS NITRATOS.

radiactivo (Boyd, 1982). Boyd y Musig (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 mas lenta, pero en cambio estas pueden absorber y almacenar grandes cantidades de fósforo (Boyd, 1971).

Una vía de perdida constante de ortofosfatos, es el sedimentó que puede absorber cantidades considerables de este compuesto. Fitzgerald (1970), 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 g de fósforo por metro cuadrado, lo que indicó que grandes cantidades de este compuesto, no son utilizados y se acumulan en el fondo, lo que 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 en mayor proporción en el sedimento que en la columna de agua.

Al igual que el nitrógeno, el fósforo es atrapado en el sedimento en grandes cantidades. Por lo general los lodos alcalinos o ácidos absorben más rápido el fósforo, que los ligeramente ácidos o neutros. Olness y colaboradores (1979) sugieren que las características físicas del suelo pueden influenciar algunas reacciones que ayuden a aumentar la concentración de fósforo en el sedimento. En suelos ácidos el contenido varía de 225 a 415 mg/g, que en un momento dado puede ser incorporado a la columna de agua.

Eren y colaboradores (1977), mencionan que la concentración en el sedimento de un estanque fertilizado, tiende a incrementarse con el tiempo, por lo que cuando se satura, disminuye su habilidad para seguir absorbiendo fósforo, pero aún es necesario realizar más estudios para comprobar plenamente esta observación.

Los resultados obtenidos durante esta investigación, mostraron que los ortofosfatos solubles variaron en un promedio de 0.21 a 0.54 mg/l, con una amplia fluctuación a lo largo del tiempo de 107 a 174%. Los valores más altos se presentaron en el bloque de estanques tratados con abono inorgánico, con un máximo de 3.4 mg/l. Todos ellos exhibieron una conducta similar, con una mayor concentración en los meses fríos del año y una marcada disminución a partir del mes de marzo (Fig. 16).

El comportamiento de los estanques fertilizados con excretas fermentadas, fue parecido en comparación con el químico y los excedentes de ortofosfatos solubles que se observaron en los meses fríos, representa una disminución en la tasa de asimilación del fósforo por los productores primarios.

Stickney (1979), considera que la concentración de este nutrimento en los ambientes acuáticos, suele variar de 0.01 a más de 200 mg/l y entre estos sistemas destacan los estanques de piscicultura, por sus altos contenidos de fósforo. Algunos expertos Israelitas suponen que no existe una razón biológica y una justificación económica para agregar a los estanques dosis por encima de los 9.5 mg de fósforo por litro, ya que cualquier cantidad que exceda este nivel, será fijada o liberada tan rápidamente que tiene poco efecto sobre la productividad. Además, existe una corriente de acuacultores, que considera que después que se ha logrado establecer un equilibrio entre la columna de agua y el sedimento, no hay necesidad de más aplicaciones (Hepher y Pruginin , 1981).

En las aguas que tienen un alto contenido de calcio y un pH elevado, como en los estanques objeto de este estudio, el fósforo puede precipitarse en forma de fosfato de calcio y quedar atrapado en el sedimento (Hepher, 1958). Aunque algunos estudios geoquímicos señalan que el fosfato tricalcico no existe

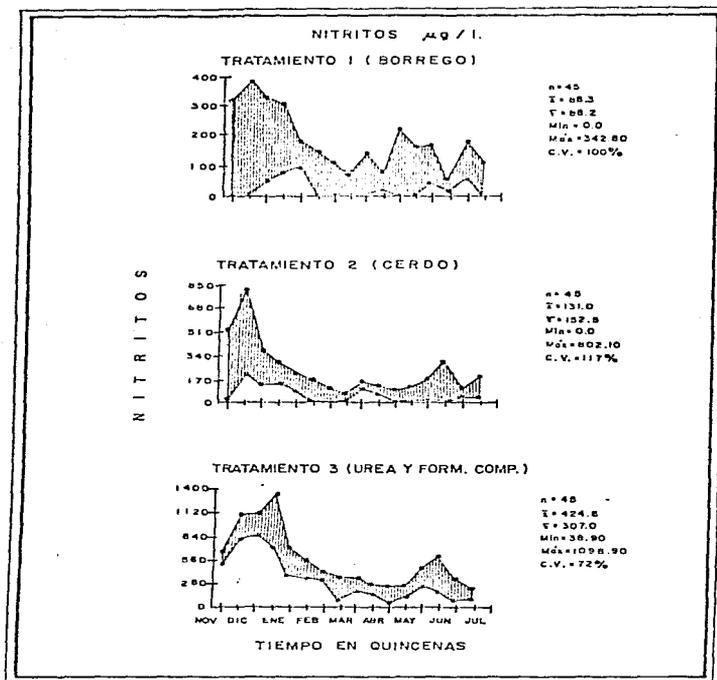


FIGURA 15. VARIACION ESTACIONAL DE NITRITOS.

en la naturaleza, sin embargo, la concentración de ortofosfatos declina mas rápido en aguas duras y alcalinas y en este caso es recomendable la aplicación de fertilizantes como el fosfato de amonio, mas que el fosfato de calcio (Boyd, 1982).

Considerando el papel que desempeña el sedimento, el cual actuaría como una trampa de fósforo en los estanques, además, de la precipitación que se dá por el elevado pH y alcalinidad, se estima conveniente agregar en forma constante fósforo, con objeto de mantener una elevada productividad primaria y al final de cada ciclo de cosecha, utilizar el sedimento que es rico en nutrimentos para darle mejor textura al suelo que se utiliza para las actividades agrícolas.

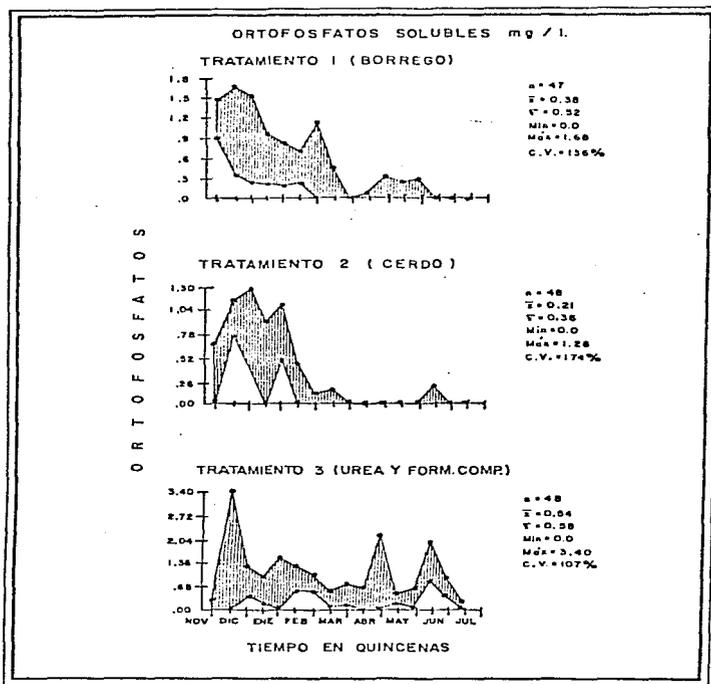


FIGURA 16. VARIACION ESTACIONAL DE LOS ORTOFOSFATOS SOLUBLES.

ANALISIS ESTADISTICOS DE LOS PARAMETROS CONSERVATIVOS Y NO CONSERVATIVOS.

Análisis de la varianza.

Con el objeto de detectar si existían diferencias significativas en la calidad de agua de los tres tratamientos, se utilizaron los parámetros registrados en forma quincenal. En este caso se consideró como fuente de variación el nivel de tratamiento y los resultados mostraron que existió una diferencia significativa en 11 de los parámetros analizados, dominando los no conservativos

como la transparencia, ortofosfatos, nitritos y amonio, y dentro de los conservativos el pH, la dureza del calcio y dentro de la alcalinidad total los bicarbonatos, considerado como limite inferior un valor de 0.05 de significancia (Tabla 10).

Los resultados indicaron que entre los tratamientos, es posible encontrar diferencias que están dadas por los contenidos de nutrimentos principalmente el amonio, nitritos y ortofosfatos, y otros parámetros relacionados con la productividad primaria como la transparencia, pH, dureza del calcio y los bicarbonatos; debidos al tipo de fertilizante que se utilizó. El análisis de clasificación múltiple, mostró que en el caso de la transparencia, ortofosfatos, dureza del calcio y bicarbonatos, los tratamientos se comportaron en forma independiente sin que se observaran semejanzas en ninguno de sus valores. Por otra parte, el pH, nitritos y amonio (valores de superficie y fondo), presentaron un comportamiento similar entre los abonos orgánicos, separándose marcadamente del tratamiento en que se aplicó urea mas fórmula compleja (Tabla 11).

Con estos resultados se refuerza el hecho, de que existió una marcada afinidad entre los fertilizantes orgánicos de cerdo y borrego, sobre todo en los contenidos de nitrógeno, lo que influyó en forma directa en los procesos productivos.

Tabla 10. Resultados del análisis de varianza, en el que se consideró como fuente de variación el nivel de tratamiento.

Parámetro	Suma de cuadrados.	G. L.	Media de los cuadrados.	F	Significancia de F.
Transparencia.	2.76	2	1.38	5.27	0.006
pH superficie.	1.37	2	0.68	5.90	0.003
pH fondo.	1.35	2	0.67	6.23	0.003
Ortofosfatos s.	2.67	2	1.33	5.42	0.005
Ortofosfatos f.	2.72	2	1.36	6.48	0.002
Nitritos sup.	3016196.9	2	1508098.44	35.54	0.000
Nitritos fon.	2906864.3	2	1453432.14	31.46	0.000
Amonio sup.	0.6	2	.29	3.59	0.030
Amonio fon.	1.6	2	.82	5.50	0.005
Dureza Ca.	36626.9	2	18313.46	3.15	0.046
Bicarbonatos.	55893.86	2	27946.93	3.29	0.040

Unidades: transparencia en cm; ortofosfatos, amonio, dureza del calcio y bicarbonatos en mg/l y nitritos en ug/l.
G. L. = grados de libertad.

Análisis discriminante.

Este tipo de análisis corresponde a un modelo predictivo multivariado, que permite ver si existen diferencias entre todos los estanques del tal manera que puedan ser clasificados en forma separada, por lo que pueden mostrar un comportamiento

independiente. En este caso se utilizó el método directo, incorporando a los nueve estanques estudiados, e incluyendo las variables registradas cada quincena. En primer lugar, el análisis separó ocho funciones discriminantes, siendo las tres primeras las que representaron el 83.53% del porcentaje acumulativo de la varianza total, por lo que las variables seleccionadas para estas funciones, se consideraron como las más importantes para separarlos debido a su alto nivel de correlación (Tabla 12).

En la primera función discriminante se agruparon variables relacionadas con la composición iónica del agua, como la conductividad y los cloruros; en la segunda función a variables como el pH, dureza del magnesio, temperatura del agua tanto en superficie como en fondo y fotosíntesis bruta de superficie y fondo y en la tercera función se separó exclusivamente la transparencia (Tabla 13).

Fue a partir de estas variables, de donde se partió para realizar la predicción de los estanques, la que alcanzó el 71.53%, que para estas circunstancias se puede considerar alto. Es importante destacar que el estanque número uno (ver Fig. 1), por el hecho de ser el más grande en dimensiones y tener un aporte constante de agua, como se mencionó anteriormente, fue el único que se

Tabla 11. Resultados del análisis de clasificación múltiple del análisis de varianza.

Variable	Gran media	N	Dev'n no ajustada		ETA
Transparencia cm.	0.80	48	T1	-0.19**	0.26
		48	T2	0.01**	
		48	T3	0.16**	
pH superf.	8.75	48	T1	-0.10*	0.28
		48	T2	-0.04*	
		48	T3	0.13**	
pH fondo.	8.69	48	T1	-0.09**	0.29
		48	T2	-0.05**	
		48	T3	0.13**	
Ortofosfatos superficie. mg/l	0.38	47	T1	0.01**	0.27
		48	T2	-0.17**	
		48	T3	0.16**	
Ortofosfatos fondo. mg/l	0.38	47	T1	-0.03**	0.29
		48	T2	-0.15**	
		48	T3	0.18**	
Nitritos superficie. µg/l	214.62	45	T1	-126.29*	0.59
		45	T2	-83.66*	
		45	T3	209.41**	

Nitritos fondo.	214.07	45	T1	-121.81*	
µg/l		45	T2	-84.60**	
		45	T3	206.41**	0.57
Amonio superficial	0.15	48	T1	-0.02*	
mg/l		48	T2	-0.07**	
		48	T3	0.08*	0.22
Amonio fondo	0.22	48	T1	-0.05*	
mg/l		48	T2	-0.10*	
		48	T3	0.15**	0.27
Dureza del calcio	184.50	47	T1	-2.37**	
mg/l		48	T2	-18.19**	
		47	T3	20.95**	0.25
Bicarbonatos	184.45	43	T1	25.92**	
mg/l		45	T2	-0.26**	
		45	T3	-24.50**	0.22

*= Existen semejanzas en los tratamientos.

**= No existen semejanzas en los tratamientos.

T1= Borrego.

T2= Cerdo.

T3= Urea mas fórmula compleja.

clasificó en un 100% (Tabla 14).

Tabla 12. Funciones canónicas discriminantes obtenidas de los resultados de los monitoreos quincenales, en cada uno de los estanques.

Función	Eigenvalue	Porcentaje de la varianza.	Porcentaje acumulativo.	Correlación canónica.
1	2.20302	53.26*	53.26	0.829338
2	0.75565	18.27*	71.53	0.6560570
3	0.49669	12.01*	83.53	0.5760712
4	0.31664	7.65	91.19	0.4903985
5	0.15152	3.66	94.85	0.3627427
6	0.10233	2.47	97.33	0.3046755
7	0.07005	1.69	99.02	0.2558617
8	0.04054	0.98	100.00	0.1973727

Si bien el análisis señaló que 11 variables de un total de 36, fueron suficientes para separar a los nueve estanques, es interesante destacar a la conductividad, que fue de las mas estables y sin embargo, en este análisis destacó en primer orden, lo que significó que es un factor determinante en el modelo de predicción junto con otras variables; lo que permite suponer que cada estanque presentó características diferenciales, que pudieron ser la causa de la influencia conjunta de estos

factores.

Tabla 13. Correlaciones rotadas entre las funciones canónicas discriminantes y las variables colocadas en orden de magnitud decreciente, con respecto al valor de correlación e incluyendo las tres primeras funciones, que representaron el 83.53% de la variación total.

Variable	Funciones discriminantes.		
	1	2	3
Conductividad fondo.	0.78540		
Conductividad superf.	0.67858		
Cloruros.	0.05316		
pH fondo		0.58513	
pH superficie.		0.54181	
Dureza del magnesio.		-0.30272	
Temperatura fondo.		-0.15894	
Temperatura superficie.		-0.15346	
Fotosíntesis bruta sup.		0.10204	
Fotosíntesis bruta fondo.		0.08969	
Transparencia.			0.51590

Tabla 14. Resultados de la clasificación del análisis discriminante.

Estanque	N	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1B	16	100%								
2C	16		81.3%	6.3%			6.3%			6.3%
3B	16		31.3%	50.0%				12.5%		6.3%
4U	16		6.3%	6.3%	68.8%	6.3%			6.8%	6.3%
5U	16		6.3%	6.3%		68.8%		6.3%		12.5%
6U	16		18.8%		6.3%	6.3%	62.5%			6.3%
7B	16			12.5%	6.3%	6.3%		68.8%	6.3%	
8C	16			6.3%					81.3%	12.5%
9C	16		6.3%				12.5%		18.8%	62.5%

Porcentaje de estanques correctamente clasificados = 71.53%.

CICLOS NICTEMERALES DE ALGUNOS PARAMETROS CONSERVATIVOS Y NO CONSERVATIVOS.

Algunas variables limnológicas presentan un comportamiento muy complejo a lo largo del tiempo, ya sea en un ciclo de 24 horas o a lo largo del año. A las variaciones en periodos cortos como las primeras, se les conoce como ritmos nictemerales o diarios,

aunque la literatura moderna prefiere clasificarles como circadianos, para hacer constar que no es preciso que tengan exactamente la duración de un día natural (Margalef, 1972). En este trabajo se utilizará el término de ciclos nictemerales, refiriéndose al tiempo que duró el registro de datos que fue de 24 horas.

Los resultados obtenidos en esta parte, se presentan al igual que la anterior en forma gráfica, agrupando a cada uno de los estanques muestreados (1 excretas fermentadas de borrego; 5 ureas mas compuesto complejo y 9 excretas fermentadas de cerdo). En cada figura se presentan en forma de barras delgadas los valores máximos y mínimos obtenidos en cada uno de los ocho ciclos de 24 horas; los valores medios están unidos en una línea continua, para marcar la tendencia general de los parámetros estudiados.

Temperatura.

La variación nictemeral promedio de la temperatura superficial del agua, expresada en grados centígrados, presentó a lo largo del estudio una fluctuación en forma de campana, que obedeció al patrón de insolación o radiación solar que recibió el estanque. El aumento de la temperatura se inició en las primeras horas de la mañana, en este caso a las 7 horas y alcanzó su máximo en todos los tratamientos a las cuatro de la tarde, para disminuir posteriormente (Fig. 17).

El comportamiento de la temperatura fue muy similar en los tres tratamientos, tal como lo demuestran los datos estadísticos generales, con un coeficiente de variación muy semejante del 6 al 7%, lo que pudo obedecer a la poca profundidad del estanque y a la gran extensión en superficie que presenta, en comparación con su volumen (Barrera et al., inédito). Las diferencias en cada ciclo son debidas a la estación del año, en que se registró la temperatura. El valor mínimo alcanzó 11 °C y el máximo 25.5 °C, que son muy parecidos a los encontrados en los registros quincenales.

En el caso de la temperatura del fondo, los valores fueron ligeramente inferiores, pero se insinuó la misma tendencia que la capa superficial, sólo que en este caso la variación a lo largo del día es menos drástica (3% de coeficiente de variación), lo que significó que esta capa perdió menos calor a lo largo del día y por lo tanto se mantuvo mas homogénea. La temperatura mínima fue de 11 °C y la máxima de 24 °C; en ningún momento se detectó una estratificación marcada en los estanques, tal vez debido al aporte continuo de agua y a la acción de los fuertes vientos, que mantuvieron en constante movimiento a la masa de agua (Fig. 18).

El coeficiente de variación para cada promedio de los ocho registros a lo largo de cada ciclo nictemeral, fue constante y se mantuvo entre 12 y 21% para la temperatura de superficie y de 12 a 22% para el fondo, lo que mostró que las fluctuaciones de esta variable a lo largo del día fueron mas o menos constantes y se acercaron mucho a las medidas en los registros quincenales.

Conductividad.

Este factor no varió a lo largo de un ciclo de 24 horas, ya que se mantuvo constante con un coeficiente de variación promedio de 1 a 1.5% y a lo largo del tiempo, considerando los promedios de seis ciclos de 3.0 a 9.0% en superficie y de 3.0 a 8.0% en fondo. No se advirtieron diferencias entre los tres tratamientos y el comportamiento de los valores medios a lo largo del día no presentó cambios.

Los valores promedios mas bajos se midieron en el estanque uno, debido a que recibe agua en forma constante por medio de un manantial, lo que representa un factor de dilución constante al sistema (Fig. 19).

pH.

Este parámetro presentó ligeras variaciones a lo largo del ciclo, con un coeficiente de variación entre 1.6 y 2.2% y las diferencias entre los valores máximos y mínimos nunca rebasó la unidad, manteniéndose constante durante el día. En el estanque nueve, se observó una campana bien marcada, con un aumento en el pH durante el día y una disminución paulatina durante la noche. Este cambio puede ser atribuido a la acción fotosintética del fitoplancton, que utilizó el bióxido de carbono durante el día, aumentando así el valor del pH (Fig. 20).

Cuando el pH se encuentra por encima de 8.34, como en este caso, el fitoplancton puede utilizar pequeñas cantidades de bióxido de carbono y absorber principalmente bicarbonatos, como una fuente de carbono para la fotosíntesis.

En aguas blandas, el pH durante un ciclo nictemeral puede alcanzar valores tan altos como 9 y 10, durante los periodos de intensa fotosíntesis; en la noche los procesos respiratorios liberan una mayor cantidad de anhídrido carbónico en el agua, por lo que el pH declina marcadamente. En los meses cálidos en cuerpos de agua eutróficos, la conversión de bióxido de carbono a carbono orgánico por la fotosíntesis, puede exceder la liberación del mismo, cosa que sucede durante la mañana y el valor de pH se incrementa gradualmente a medida que la estación avanza (Boyd, 1979 y King, 1970).

Por otra parte, las aguas que tienen una elevada capacidad amortiguadora y una fuerte reserva alcalina, las fluctuaciones del pH en un ciclo nictemeral no son tan marcadas, como fue en este caso. En tal situación, los altos contenidos de sodio y potasio se asocian con los carbonatos y bicarbonatos, lo que puede aumentar el pH hasta 10, durante los periodos de intensa fotosíntesis, aspecto que ha sido explicado en forma amplia por Swingle (1961) y Boyd (1979).

En este caso, esta situación se presentó en el estanque cinco tratado con urea mas compuesto complejo, donde el pH casi alcanzó

un valor cercano a 10, lo que se puede atribuir a una biomasa

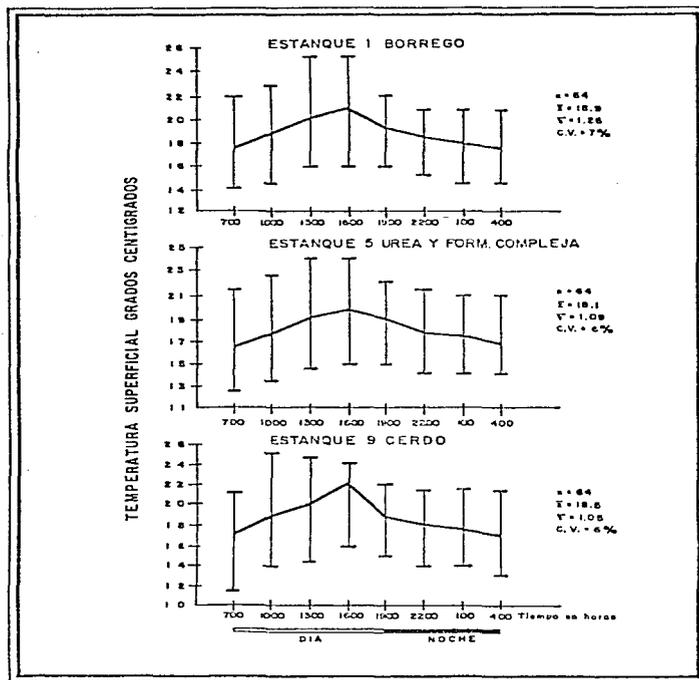


FIGURA 17. CICLOS NICTEMERALES DE LA TEMPERATURA DE SUPERFICIE.

fitoplanctónica abundante

Oxígeno disuelto.

A lo largo de un día, las fluctuaciones en la concentración del oxígeno disuelto son muy evidentes, sobre todo en un estanque con una densidad alta de fitoplancton, ya que consume este gas junto con otros organismos de la biota acuática, llegándose a presentar un periodo crítico en las primeras horas de la mañana, justo al amanecer (Mepher y Pruginin, 1982). Boyd (1982), asegura que

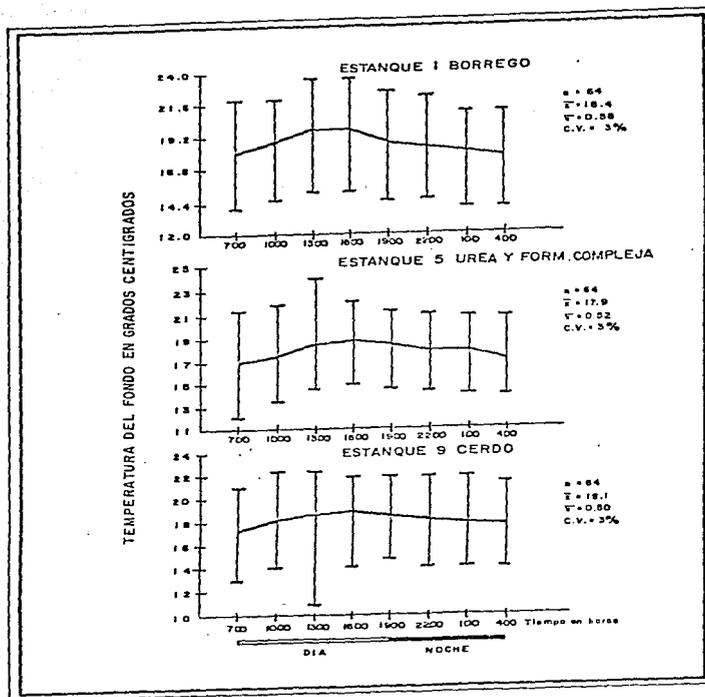


FIGURA 18. CICLOS NICTEMERALES DE LA TEMPERATURA DEL FONDO.

debido a los efectos de la respiración, fotosíntesis y la difusión, la concentración cambia continuamente en un ciclo de 24 horas. Generalmente es baja al amanecer, incrementándose durante el día y declinando otra vez durante la noche. En aquellos estanques que tienen una gran abundancia de plancton, los valores más altos se registran por la tarde y durante la noche la tasa respiratoria es alta, por lo que es común registrar el valor más bajo de oxígeno en la mañana. Algunos datos indican que en estanques donde se cultiva bagre, durante la tarde se alcanza una concentración de oxígeno disuelto por encima de los 15 mg/l y menos de 3 mg/l al amanecer.

Los datos registrados en este trabajo, mostraron que el porcentaje

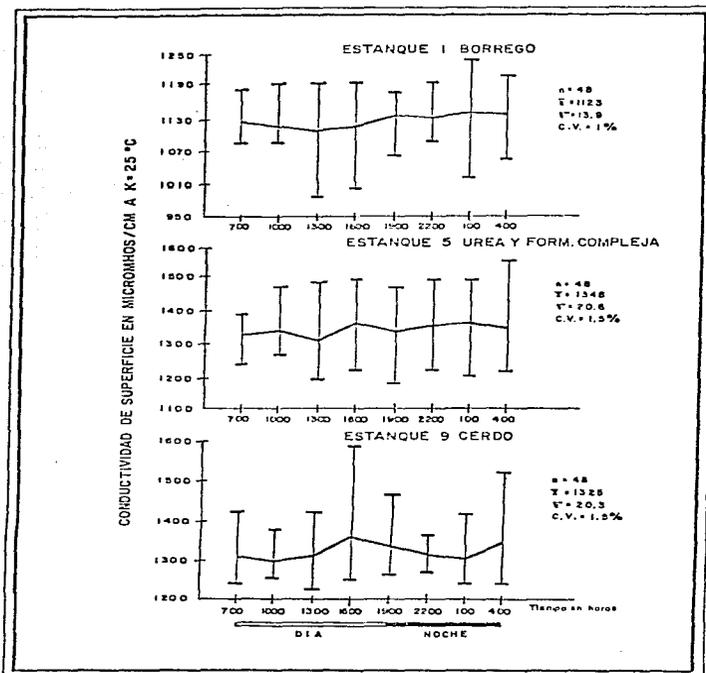


FIGURA 19. CICLOS NICTEMERALES DE LA CONDUCTIVIDAD DE SUPERFICIE.

de saturación de oxígeno en la capa superficial, varió en la mayoría de los casos por encima de la saturación (con un valor promedio de 129.5 a 155.6%), con un coeficiente de variación de 14.4 a 18% (Fig. 21). El esquema de comportamiento mostró claramente un aumento en la saturación, a medida que progresaba el día, siendo entre las cuatro y siete de la noche, cuando se alcanzaron los valores máximos de saturación, que algunas veces llegó hasta mas del 360%. Este patrón se presentó mas claro en los estanques uno y nueve y en el cinco fue menos obvio, pero a pesar de ello, los valores mínimos se registraron a las siete de la mañana, al igual que los otros casos.

El coeficiente de variación total por ciclo se mantuvo entre el

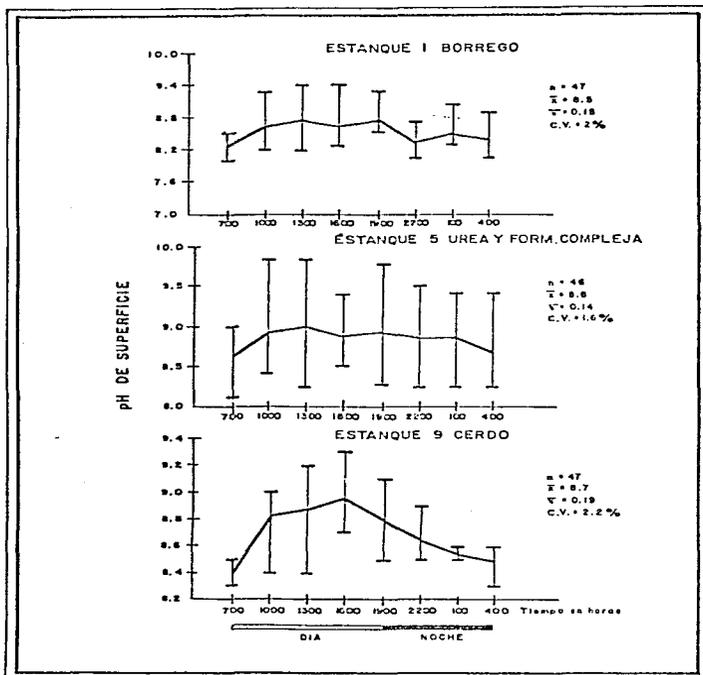


FIGURA 20. CICLOS NICTEMERALES DEL pH DE SUPERFICIE.

19 y 53%, lo que reforzó el hecho de que esta variable presentó fuertes cambios a lo largo de los ocho ciclos muestreados.

Las caídas bruscas de oxígeno disuelto en los estanques fertilizados, realmente no son comunes, aún cuando éstos estén muy eutróficos, lo que fue aparente en este estudio, ya que solo en algunos casos se presentaron niveles abajo de la saturación, razón por la cual se estima que este factor se mantuvo en condiciones óptimas a lo largo de este experimento. Por otra parte, la elevada biomasa planctónica en la capa superficial de los estanques, provocó como resultado la atenuación de la luz, causando una estratificación de oxígeno en la columna de agua, aunque no fue tan marcada, debido al movimiento constante de la

masa de agua que favoreció la difusión, provocado por un aporte

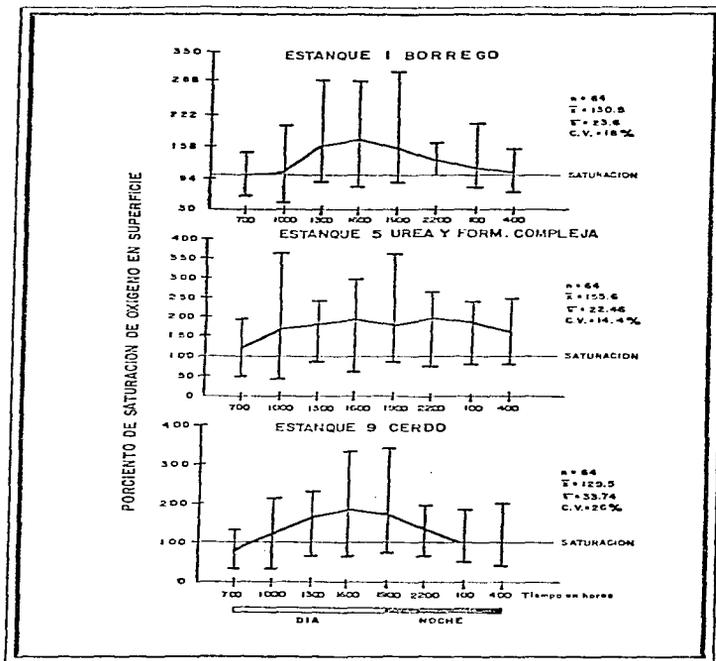


FIGURA 21. CICLOS NICTEMERALES DEL PORCIENTO DE SATURACION DEL OXIGENO DISUELTO.

constante de agua y por la acción del viento. Esto es evidente en la figura 22, donde se muestra el comportamiento de esta variable en la capa del fondo, que es muy parecido al de la superficie, con valores ligeramente más bajos de 104.8 a 125% de saturación, con una mayor cantidad de valores bajosaturados y con un coeficiente de variación que fluctuó entre 11 y 16%.

Estos resultados confirmaron que durante el experimento se dieron condiciones adecuadas de oxigenación, a pesar de las cargas tan fuertes de fertilizantes que fueron aplicadas.

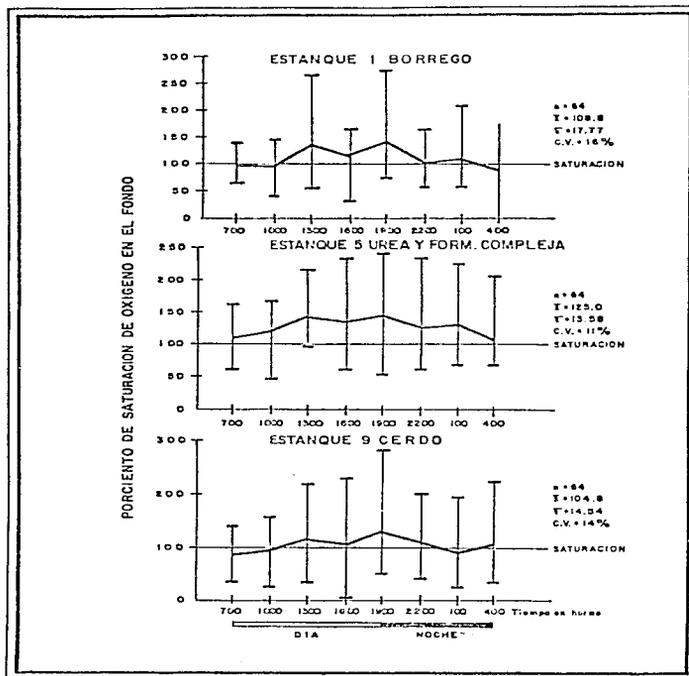


FIGURA 22. CICLOS NICTEMERALES DEL PORCIENTO DE SATURACION DEL OXIGENO DEL FONDO.

Nitrógeno.

Cuando se agrega nitrógeno inorgánico a un estanque en forma de fertilizante, inmediatamente se registran altas concentraciones después de su aplicación, para posteriormente declinar. Parte de este nitrógeno es asimilado por las plantas, depositado en el sedimento o bien puede desnitrificarse y perderse en la atmósfera por la volatilización, sobre todo cuando el pH es elevado, aspecto que constituye la mayor pérdida en un estanque (Boyd, 1979).

Algunas investigaciones han demostrado que cerca de la mitad del

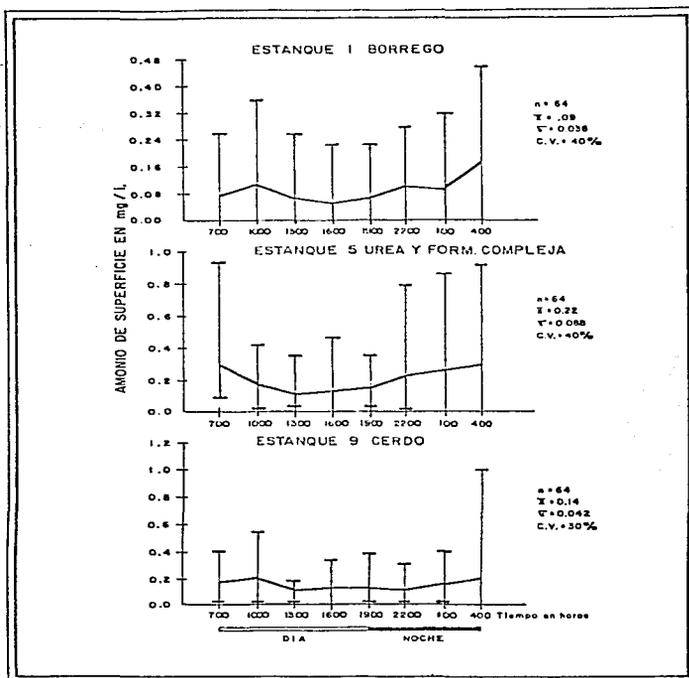


FIGURA 23. CICLOS NICTEMERALES DEL AMONIO.

nitrógeno radiactivo N^{15} , que fue agregado en forma de amonio a un estanque de piscicultura, fue recuperado en otras fracciones a los dos minutos, lo que demuestra que una buena parte del amonio se absorbe espontáneamente sobre la materia orgánica particulada o disuelta y una gran parte pasa de nitritos a nitratos, con una tasa de cambio de amonio del 141.2%, que es extremadamente rápida en comparación con otros sistemas acuáticos. Cerca del 75% del amonio metabolizado, se incorpora a las bacterias y el fitoplancton y el 24% se transforma a nitrógeno gaseoso (Sugiyama y Kawai, 1979). En síntesis, estas experiencias demuestran que al añadir amonio a un estanque, en menos de dos horas se utiliza por la biota acuática o bien se pierde en la

interfase atmósfera-agua.

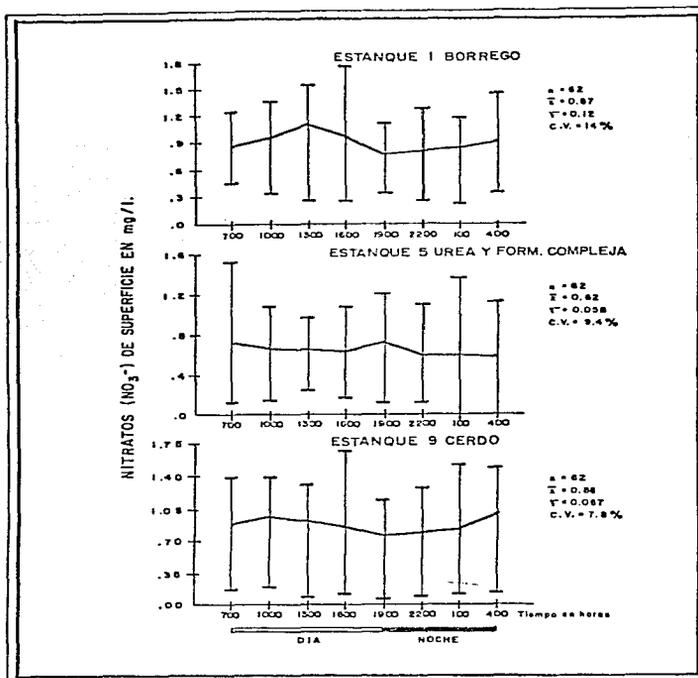


FIGURA 24. CICLOS NICTEMERALES DE LOS NITRATOS.

En los ciclos nictemerales, el amonio mostró una tendencia a incrementarse durante las últimas horas de la noche, para disminuir después durante el día, lo que podría sugerir un aumento en la tasa de amonificación en el transcurso de la noche y un aprovechamiento o transformación del mismo durante las horas de intensa fotosíntesis. Su comportamiento fue similar en los tres tratamientos, aunque fue más evidente en el cinco fertilizado con abono inorgánico, que es donde se registró el promedio más alto con 0.22 mg/l y el valor más bajo se encontró en el estanque uno con 0.09 mg/l. Esto podría deberse a la forma en que se aplicó el fertilizante, ya que diario y por lo menos durante cinco días a la semana, se agregó bioabono líquido con

altas concentraciones de amonio o bien urea con 46% de nitrógeno

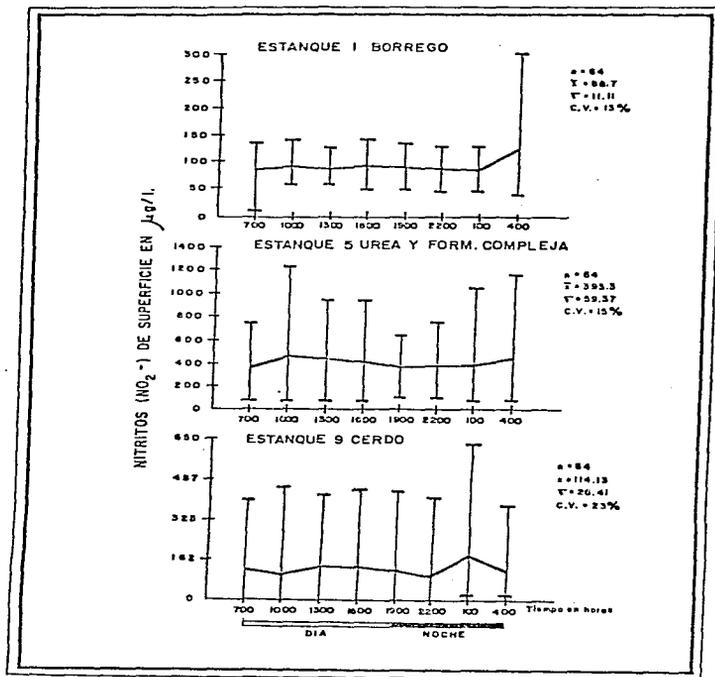


FIGURA 25. CICLOS NICTEMERALES DE LOS NITRITOS.

y compuesto complejo con 17%, lo que permitió mantener altas concentraciones de este compuesto, sin que se notara una reducción muy marcada, ya que se mantuvo un coeficiente de variación entre el 30 y 40% (Fig. 23).

La concentración de nitratos en promedio fue alta y muy semejante en los tratamientos de excretas animales (0.87 en borrego y 0.86 mg/l en cerdo), con poca variación a lo largo del ciclo y sin cambios provocados por el aporte de los fertilizantes (Fig. 24).

En cuanto a los nitritos, éstos se mantuvieron uniformes al igual que los nitratos y estos últimos con un menor cambio que el

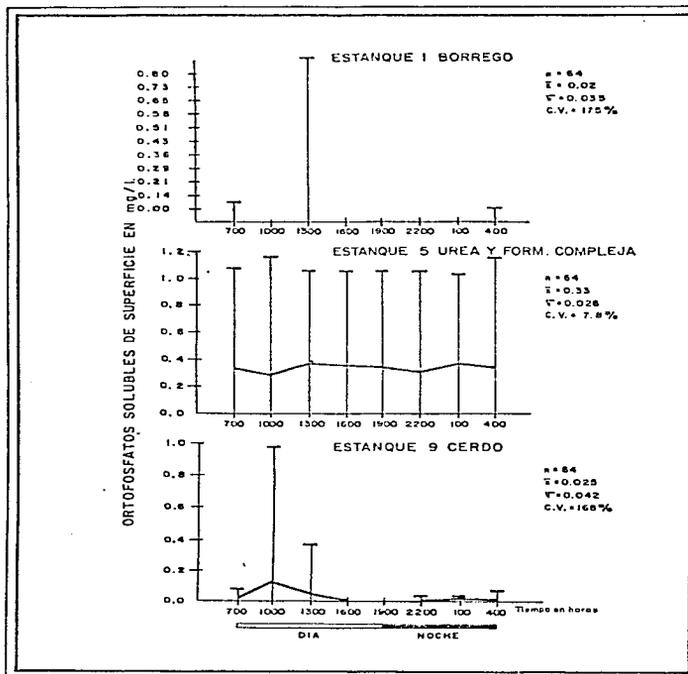


FIGURA 26. CICLOS NICTEMERALES DE LOS ORTOFOSFATOS SOLUBLES.

amonio, siendo ésta de 7.8 a 14%. Los nitritos fluctuaron mas y su coeficiente de variación se ubicó entre el 13 y 23%, alcanzando el valor mas alto en el estanque cinco, que es donde se aplicó urea mas fórmula compleja, lo que contribuyó a mantener estos valores (Fig. 25). En cuanto a sus valores promedio, los nitratos alcanzaron valores mas altos, seguidos del amonio y al final los nitritos, lo que podría indicar una elevada perdida del amonio a través de la volatilización.

Fósforo.

Los datos obtenidos en este estudio mostraron una clara diferencia de comportamiento de este factor entre los tratamientos orgánicos y el inorgánico, con un elevado porcentaje

de variación en los primeros, siendo de 175% para el de borrego y 168% para el de cerdo, con valores promedio de 0.02 y 0.025 mg/l respectivamente y una menor variación en el estanque cinco, donde se aplicó urea mas compuesto complejo, con el 7.8% y un valor promedio de 0.33 mg/l (Fig. 26).

En los tratamientos orgánicos, se observaron cambios muy bruscos a las 10 de la mañana y a la una de la tarde, que coincidieron con la hora en que rutinariamente se agregaba el bioabono líquido, que en algunos casos alcanzó el valor de 1 mg/l, para que tres horas después, disminuyera a su nivel inicial, lo que significó que en este lapso de tiempo, los ortofosfatos agregados fueron utilizados principalmente por el fitoplancton, las bacterias, absorbidos por la materia orgánica o bien precipitados e inactivados en el sedimento.

El caso no fue el mismo en el estanque cinco, que se fertilizó con abono químico, tal vez debido a que el aporte de ortofosfatos fue constante, a través de un factor de dilución de los gránulos que fueron agregados en forma sólida y al "voleo", por lo que al contacto con el agua se liberaron lentamente, de tal manera que no fue posible percibir un cambio como en los otros estanques.

En vista de los resultados obtenidos en los ciclos nictemerales estudiados, se puede afirmar que el comportamiento de los mismos sigue el patrón establecido por otros autores y que los cambios obedecen principalmente a la relación que guardan estos parámetros a lo largo del día, junto con la variación de los niveles de insolación. En el caso de los nutrimentos, sólo el fósforo se ajustó a lo reportado y no así el nitrógeno, por lo que se estima que este factor no fue limitante en los procesos productivos y siempre se mantuvo en una concentración adecuada para mantener las demandas de los productores primarias, aspecto que fue favorecido por la constante aplicación de fertilizantes.

FITOPLANCTON DE LOS ESTANQUES.

Un estanque que está sometido a una fuerte fertilización, presenta una elevada densidad fitoplanctónica, en la que es posible reconocer representantes de varias divisiones taxonómicas, tales como las clorofitas, cianofitas, euglenofitas, crisofitas, dinoflagelados y pirrofitas. En estanques utilizados para el cultivo intensivo en la Universidad de Auburn, Alabama, EE.UU., 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 (Boyd, 1979).

En México, casi no existe información sobre la composición del fitoplancton en estanques de piscicultura intensiva y al parecer, esta es la primera información que se tiene al respecto. En la figura 27, se expresa la composición porcentual general de los distintos componentes que integran el fitoplancton en los estanques estudiados, de acuerdo a sus diferentes tratamientos.

Se muestra que en todos los casos, el grupo de las clorofitas fue dominante; 59% para el bloque de estanques tratados con excretas fermentadas de borrego, 44% para el cerdo y 41% para los tratados con urea mas fórmula compleja. El segundo grupo en importancia varió sensiblemente en los distintos tratamientos; en el primer tratamiento las bacilariofitas ocuparon el segundo lugar, en el segundo fueron las cianofitas y en el tercero las bacilariofitas y el tercer sitio fue ocupado por las cianofitas en el tratamiento con excretas fermentadas de borrego, las bacilariofitas en el de cerdo y las euglenofitas en la urea mas compuesto complejo.

En terminos de abundancia total, el bloque de estanques fertilizados con excremento de cerdo ocupó el primer lugar con 1,502,290 org/ml; seguido por el borrego con 1,383,444 org/ml y al final el inorgánico con 913,860 org/ml, considerando solo las muestras colectadas en superficie.

Estos resultados coincidieron con las observaciones realizadas por Boyd (1973 y 1979), en el sentido de que las clorofitas constituyen el grupo dominante en los estanques fertilizados. En este trabajo otro grupo dominante estuvo 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.

La riqueza fitoplanctónica de los estanques, estuvo representada por 40 géneros del grupo de las clorofitas, de las que solo se identificaron a nivel de especie 20 de ellos, siendo los mas frecuentes a lo largo del experimento Elakatothrix sp., Monoraphidium sp., Oocystis sp., Pediastrum borvanum, Scenedesmus acuminatus, Scenedesmus bijuga, Scenedesmus quadricauda, Schroederia setigera y Sphaerocystis sp. Entre las cianofitas se reconocieron seis géneros, siendo Oscillatoria sp. la mas frecuente. De las bacilariofitas se lograron identificar 26 géneros; ocho de ellos hasta nivel especifico, con mayor frecuencia de aparicion se tuvo a Cyclotella meneghiniana, Denticula tenuis, Nitzschia palea y Nitzschia sp. De los grupos menos frecuentes, las euglenofitas presentaron tres géneros, siendo Euglena sp., la mas abundante y por último las crisofitas y pirrofitas con un solo género cada una (Tabla 15).

La abundancia relativa del fitoplancton, en estanques con o sin fertilizar, ha sido estimada por conteo directo y como datos comparativos se han registrado en lagos no fertilizados hasta 32,700 organismos por litro, mientras que el promedio de tres lagos fertilizados fue de 80,400 organismos por litro (Langford, 1948). McIntire y Bond (1962), encontraron un incremento en el número de organismos del fitoplancton, después que se aplicó fertilizante con nitrógeno y fósforo en algunos estanques, alcanzando un valor de hasta un millón de organismos por litro. Boyd (1982), reporta en estanques fertilizados y no

Tabla 15. Lista de géneros y especies del componente fitoplanctónico de los estanques.

 CIANOFITAS.

- | | |
|------------------------------|-----------------------------|
| 1. <u>Anabaena sp.</u> | 4. <u>Microcystis sp.</u> |
| 2. <u>Chroococcus sp.</u> | 5. <u>Spirulina sp.</u> |
| 3. <u>Coelosphaerium sp.</u> | *6. <u>Oscillatoria sp.</u> |

 CLOROFITAS.

- | | |
|----------------------------------|-------------------------------------|
| 1. <u>Actinastrum sp.</u> | 21. <u>Pediastrum clathratum</u> |
| 2. <u>Arthrodesmus sp.</u> | 22. <u>Pediastrum duplex</u> |
| 3. <u>Chlorella sp.</u> | 23. <u>Pediastrum simplex</u> |
| 4. <u>Chlorella vulgaris</u> | 24. <u>Pediastrum radians</u> |
| 5. <u>Chlorosarcina sp.</u> | 25. <u>Protococcus sp.</u> |
| 6. <u>Closterium sp.</u> | 26. <u>Scenedesmus sp.</u> |
| 7. <u>Coelastrum sp.</u> | *27. <u>Scenedesmus acuminatus</u> |
| 8. <u>Coelastrum cambricum</u> | 28. <u>Scenedesmus armatus</u> |
| 9. <u>Coelastrum microsporum</u> | 29. <u>Scenedesmus bicaudatus</u> |
| 10. <u>Crucigenia sp.</u> | *30. <u>Scenedesmus bijuga</u> |
| 11. <u>Elakatothrix sp.*</u> | 31. <u>Scenedesmus bijugatus</u> |
| 12. <u>Golenkinia radiata</u> | 32. <u>Scenedesmus opoliensis</u> |
| 13. <u>Gomphosphaeria sp.</u> | *33. <u>Scenedesmus quadricauda</u> |
| 14. <u>Kirchneriella sp.</u> | *34. <u>Schroederia setigera</u> |
| 15. <u>Kirchneriella lunaris</u> | 35. <u>Selenastrum sp.</u> |
| 16. <u>Kirchneriella ovata</u> | *36. <u>Sphaerocystis sp.</u> |
| 17. <u>Monoraphidium sp.*</u> | 37. <u>Staurastrum sp.</u> |
| 18. <u>Oocystis sp.*</u> | 38. <u>Tetraedon sp.</u> |
| 19. <u>Pediastrum sp.</u> | 39. <u>Tetraedon minimum</u> |
| 20. <u>Pediastrum borvianum*</u> | 40. <u>Trochiscia sp.</u> |

 CRISOFITAS.

1. Mallomonas sp.

 PIRROFITAS.

1. Peridinium sp.

 BACILARIOFITAS.

- | | |
|------------------------------------|--------------------------------|
| 1. <u>Achnantes sp.</u> | 14. <u>Melosira granulata</u> |
| 2. <u>Amphora sp.</u> | 15. <u>Navicula sp.</u> |
| 3. <u>Anomoneis sp.</u> | *16. <u>Nitzschia sp.</u> |
| 4. <u>Cocconeis sp.</u> | 17. <u>Nitzschia commutata</u> |
| 5. <u>Cyclotella meneghiniana*</u> | *18. <u>Nitzschia palea</u> |
| 6. <u>Cymatopleura sp.</u> | 19. <u>Rhopalodia sp.</u> |
| 7. <u>Cymbella sp.</u> | 20. <u>Stephanodiscus sp.</u> |
| 8. <u>Denticula tenuis*</u> | 21. <u>Synedra sp.</u> |
| 9. <u>Diatoma sp.</u> | 22. <u>Synedra acus</u> |
| 10. <u>Fragilaria sp.</u> | 23. <u>Synedra parasitica</u> |
| 11. <u>Gomphonema sp.</u> | 24. <u>Synedra ulna</u> |
| 12. <u>Gyrosigma sp.</u> | 25. <u>Surirella sp.</u> |
| 13. <u>Hantzschia sp.</u> | 26. <u>Tabellaria sp.</u> |

 * Especies con mayor frecuencia de aparición.

fertilizados de la Universidad de Auburn, la presencia de un

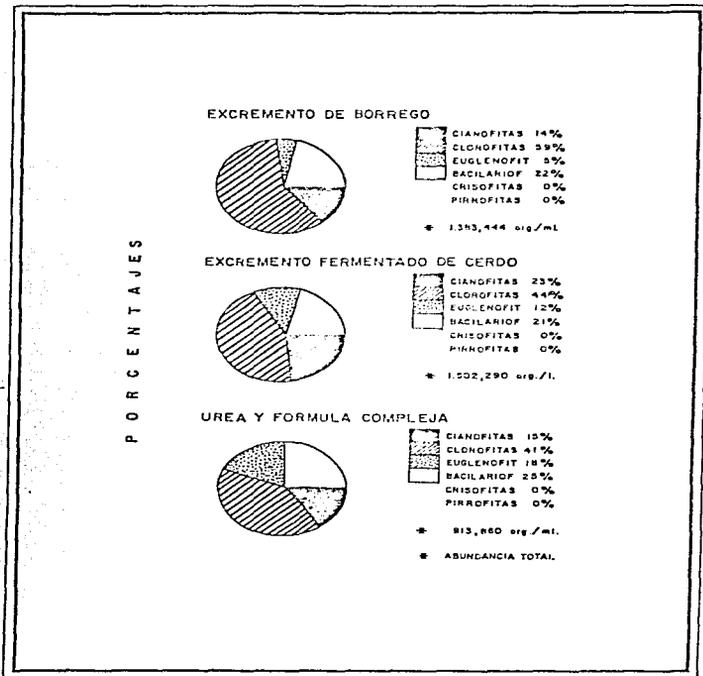


FIGURA 27. COMPOSICION PORCENTUAL Y ABUNDANCIA TOTAL DE LOS COMPONENTES DEL FITOPLANCTON, EN LOS TRES BLOQUES DE TRATAMIENTOS.

millón de organismos por litro en los primeros y hasta 10 millones en los segundos, lo cual demuestra que los fertilizantes que contienen nitrógeno y fósforo aumentan considerablemente la abundancia del fitoplancton, con cambios muy marcados a lo largo del tiempo.

Los datos obtenidos en este estudio, expresaron que la abundancia es mucho mas alta a la observada en estanques fertilizados de la Universidad de Auburn, que en suma representó un millón de organismos por mililitro, que es la abundancia total registrada en tres estanques de cada tratamiento. Esta cifra tan grande, puede deberse a la acción conjunta del fertilizante y las

especies de peces filtradoras, ya que en especial la carpa plateada incrementa los florecimientos masivos del fitoplancton y colabora con la eutroficación del estanque (Opuszynski, 1979).

Spaturu (1977) y Cremer y Smitherman (1980), encontraron en los contenidos intestinales de la carpa plateada una abundante cantidad de fitoplancton y raramente zooplancton, lo que permite calificar a esta especie como fito y microzooplanctófaga, con menos del 7% de zooplancton ingerido. En contraste, la carpa cabezona en sus contenidos intestinales, presentó zooplancton en mayor proporción, pero también asimila un alto porcentaje de detritus orgánicos, que alcanzan el 69.3% del contenido alimenticio total y también, encontraron que la carpa plateada no disminuye la densidad fitoplanctónica, sino que al contrario la incrementa.

La elevada abundancia de organismos del fitoplancton encontrada en este estudio, puede ser atribuida a varios factores; entre ellos cabe destacar: la baja eficiencia en el control de microalgas por la carpa plateada, ya que tan sólo representó el 2% de la abundancia total por especies en el policultivo; la eliminación del zooplancton por la carpa cabezona, que se introdujo a un 15% ; la elevada tasa de fertilización que contribuyó grandemente a incrementar la productividad primaria y a las características tan particulares que presentó la calidad del agua.

En cuanto a la composición porcentual de los grupos del fitoplancton Boyd (1932), reportó que en algunos estanques, se presenta una dominancia marcada de clorofitas, seguida de la euglenofitas y siendo las cianofitas y diatomeas escasas y de poca importancia. Hall y colaboradores (1970), encontraron en estanques de Nueva York, EE. UU., que las diatomeas fueron raras, en cambio las cianobacterias como Microcystis aeruginosa fueron muy abundantes sobre todo en los estanques que recibieron una fuerte fertilización. Por otra parte, McIntire y Bond (1962) reportaron que en estanques de Oregon, EE. UU., las diatomeas fueron muy abundantes.

Boyd (1973), al estudiar el fitoplancton de tres estanques fertilizados con fósforo, tres con nitrógeno y fósforo y tres controles, encontró que las cianofitas no estuvieron presentes en los estanques control, siendo en este caso las clorofitas y diatomeas las mas comunes; en los estanques fertilizados con fósforo, no se presentó una dominancia constante de las cianofitas, pero sí en los tratados con nitrógeno y fósforo.

De esta información resulta que 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 y colaboradores (1972), quienes después de fertilizar un lago, concluyeron que no existe un cambio substancial en la abundancia de las principales especies, ya que éstas se mantienen uniformes y solo se observa 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..

Del total de géneros y especies identificadas en este trabajo, 16 fueron los mas frecuentes y sólo algunos géneros estuvieron presentes en un tipo de tratamiento. Scenedesmus quadricauda, se registró únicamente en el bloque de estanques fertilizados con excretas fermentadas de cerdo; Pediastrum boryanum en el de urea mas compuesto complejo; Nitzschia palea en el de borrego y Trachellomonas sp. en el de cerdo (Tabla 16). Estos datos reforzaron el hecho de que las clorofitas fueron las mas frecuentes a lo largo del tiempo, destacando algunas especies que son consideradas como indicadores de ambientes eutróficos, como es el caso de Peridinium sp., Trachellomonas sp. y Staurastrum sp. y otras que son especies típicas de aguas ricas en calcio y nitrógeno o de aguas con altos contenidos de sales como Oocystis sp., Cyclotella sp. y Scenedesmus sp. (Margalef, 1963).

Tabla 16. Abundancia total expresada en organismos por mililitro, de los géneros y especies con mayor frecuencia de aparición.

T R A T A M I E N T O S			
DIVISION Especie.	Urea mas compuesto complejo.	Borrego	Cerdo
Clorofitas.			
<u>Monorraphidium</u> <u>sp.</u>	81,950	84,300	56,600
<u>Schroederia</u> <u>setigera</u>	76,420	43,790	17,390
<u>Oocystis sp.</u>	63,450	463,400	64,800
<u>Scenedesmus</u> <u>bijuga</u>	36,450	45,350	37,150
<u>Scenedesmus</u> <u>acuminatus</u>	19,650	13,600	24,000
<u>Scenedesmus</u> <u>quadricauda*</u>	-----	-----	11,200
<u>Pediastrum</u> <u>boryanum *</u>	6,250	-----	-----
<u>Elakatothrix sp.*</u>	-----	10,250	-----
<u>Sphaerocystis sp.*</u>	-----	-----	14,850
Bacilariofitas.			
<u>Nitzschia sp.</u>	94,750	107,516	153,850
<u>Nitzschia palea*</u>	-----	54,500	-----
<u>Cyclotella</u> <u>meneghiniana</u>	60,250	73,100	135,850
<u>Denticula tenuis</u>	18,300	23,900	-----
Euglenofitas.			
<u>Euglena sp.</u>	154,650	59,050	59,800

Trachellomonas

sp.*

115,250

Cianofitas.

Oscillatoria sp.

132,440

178,950

255,200

* Presentes en un sólo tratamiento.

Variación estacional del fitoplancton.

Los diferentes componentes que integraron la comunidad fitoplanctónica de los estanques de la granja, sufrieron cambios en la abundancia relativa a lo largo del tiempo, de tal forma que las clorofitas presentaron una tendencia marcada a la reducción, alcanzando en los meses más fríos del año valores altos, sobre todo en diciembre y enero, para después disminuir sensiblemente en los meses cálidos en mayo, junio y julio, comportamiento que fue similar en los tres bloques de tratamientos. La abundancia total mayor de clorofitas, se presentó en los estanques fertilizados con excretas de borrego (816,940 org/ml). Por otro lado las bacilariofitas mostraron una conducta inversa, siendo más abundantes en la época cálida (abril a junio), con una notable predilección a las temperaturas altas y con una abundancia mayor en el tratamiento con excretas de cerdo (317,000 org./ml), pero una mayor dominancia en el bloque de estanques fertilizados con urea más compuesto complejo.

Las cianofitas solo fueron más abundantes en los meses finales del experimento (junio y julio) y principalmente en los estanques fertilizados con excretas de cerdo (347,650 org./ml). Por último, las euglenofitas se comportaron también, en forma semejante a las cianofitas, siendo más abundantes en el tratamiento de cerdo (Fig. 25). En el caso de las crisofitas y pirrofitas, estos grupos menores se incrementaron hacia el final, siendo las primeras más abundantes en el tratamiento inorgánico (3,400 org./ml) y las segundas en el de cerdo (2,450 org./ml). Al parecer estos resultados mostraron que la abundancia total se incrementó notablemente en los meses cálidos y hubo una mayor presencia de los diferentes componentes del fitoplancton, lo que sin duda reflejó una mayor productividad primaria, ya que se presentaron las condiciones más favorables para su desarrollo y crecimiento, cosa que no sucedió con las clorofitas, las que al parecer toleran temperaturas más bajas.

Fogg (1965), sugirió que los cambios en la abundancia y diversidad del fitoplancton, pueden ser atribuidos a varios factores como el pH, temperatura, concentración de nutrientes, clima, depredación de los peces y el zooplancton, competencia intraespecífica, toxinas secretadas por las microalgas y otras. Algunos de estos factores son determinantes en el comportamiento estacional, principalmente la temperatura y la depredación por peces y el zooplancton; este último factor limitado por la acción selectiva de la carpa cabezona y posiblemente por las toxinas que liberan algunas algas y que restringuen el desarrollo de otras

especies, aunque aún falta por investigar las relaciones sinérgicas que se dan en estos sistemas.

La tendencia de la distribución estacional de la abundancia total, se presenta en la figura 29. En ella se aprecia que en los tres tratamientos se marca una caída durante los meses de febrero a abril, debido posiblemente al efecto de la temperatura. En el caso del tratamiento con borrego, se observó un aumento drástico en los meses de diciembre a enero, para empezar a disminuir posteriormente hasta alcanzar un mínimo en abril y de ahí incrementarse durante los meses de mayo, junio y julio; en los estanques tratados con excretas de cerdo, se vió una clara caída a partir de diciembre, para lograr un mínimo a principios de febrero y aumentar gradualmente a partir de este mes, para alcanzar un pico en junio y una disminución al final del experimento.

El incremento tan marcado al inició del experimento de estos dos tratamientos, pudiera deberse a la forma en que fueron preparados los estanques, antes de comenzar el estudio, ya que en ellos se aplicó una base de excremento seco, dejándolo por un tiempo, para después llevarlos hasta su nivel normal. Esta acción permitió que los estanques actuaran como un gigantesco biodigestor, en donde la materia orgánica fue degradada, liberando grandes cantidades de nutrimentos y puesto que la temperatura aún no disminuía considerablemente, se propiciaron las condiciones adecuadas para el establecimiento y florecimiento de grandes masas de fitoplancton, principalmente de clorofitas, las que después de un tiempo consumieron los nutrimentos disponibles y las bajas temperaturas del agua, redujeron su abundancia.

Algo parecido sucedió en el bloque de estanques fertilizados con granulado de urea y fórmula compleja, aunque el efecto fue menos marcado al inicio, ya que en este caso el tratamiento preliminar fue diferente, por lo que los nutrimentos estuvieron mas limitados; no obstante, fue notorio el efecto de la baja temperatura sobre la abundancia total del fitoplancton.

Las especies del fitoplancton sufrieron también cambios en su abundancia, siendo algunos géneros dominantes unos meses y otros durante periodos de tiempo cortos, como fue el caso de Mallomonas sp., Staurastrum sp., Euglena sp., Anabaena sp. y Microcystis sp. entre otros géneros. Algunos de ellos dominan en el verano, otros en el otoño y otros en la primavera (Boyd, 1979). En este estudio las especies dominantes en cada tratamiento, durante los siete meses del muestreo, estuvieron representadas por diez géneros en el tratamiento de borrego: Oscillatoria sp., Elakathotrix sp., Monoraphidium sp., Oocystis sp., Scenedesmus bijuga, Schroederia setigera, Scenedesmus quadricauda, Cyclotella meneghiniana, Denticula tenuis y Nitzschia sp.. En el tratamiento de cerdo dominaron siete géneros: Monoraphidium sp., Oocystis sp., Schroederia setigera, Sphaerocystis sp., Cyclotella meneghiniana y Nitzschia sp. y en el de urea mas compuesto complejo cinco géneros: Monoraphidium sp., Oocystis sp., Scenedesmus bijuga, Cyclotella meneghiniana y Nitzschia sp. (

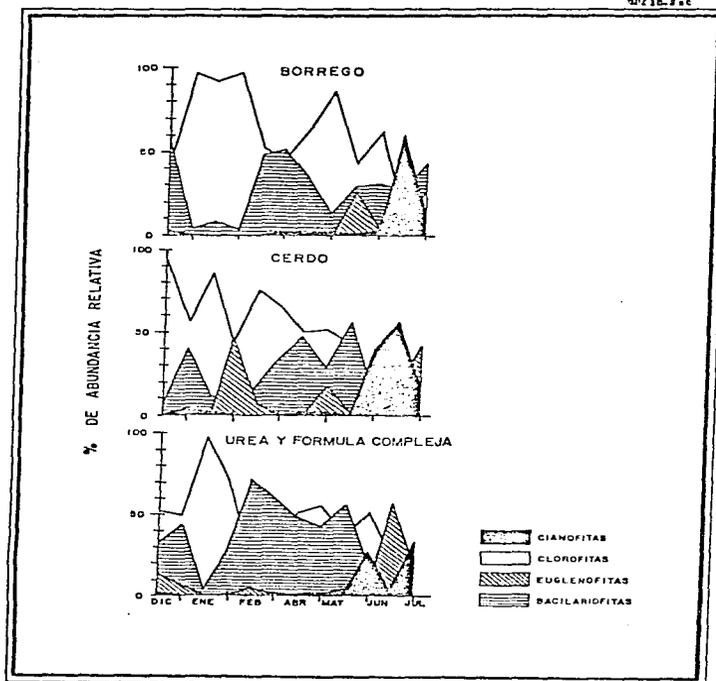


FIGURA 28. VARIACION ESTACIONAL DE LOS PRINCIPALES COMPONENTES DEL FITOPLANCTON.

Figs. 30, 31 y 32).

Los cambios del fitoplancton a lo largo del tiempo, tanto de las comunidades como de los individuos, en algunos casos son cíclicos y suelen tener el caracter de sucesiones, que en los lagos son muy característicos y que dependen de los periodos alternos de estratificación y mezcla de la columna de agua, siendo este último fenómeno el que trae consigo una inestabilidad, que da la pauta de una nueva sucesión. En los estanques, debido al aporte constante de fertilizante y agua, se mantuvo una mezcla homogénea de la masa de agua, lo que permitió el establecimiento de diversos grupos algales, que conformaron característicos que no dependen de la turbulencia o estratificación de la masa de agua y

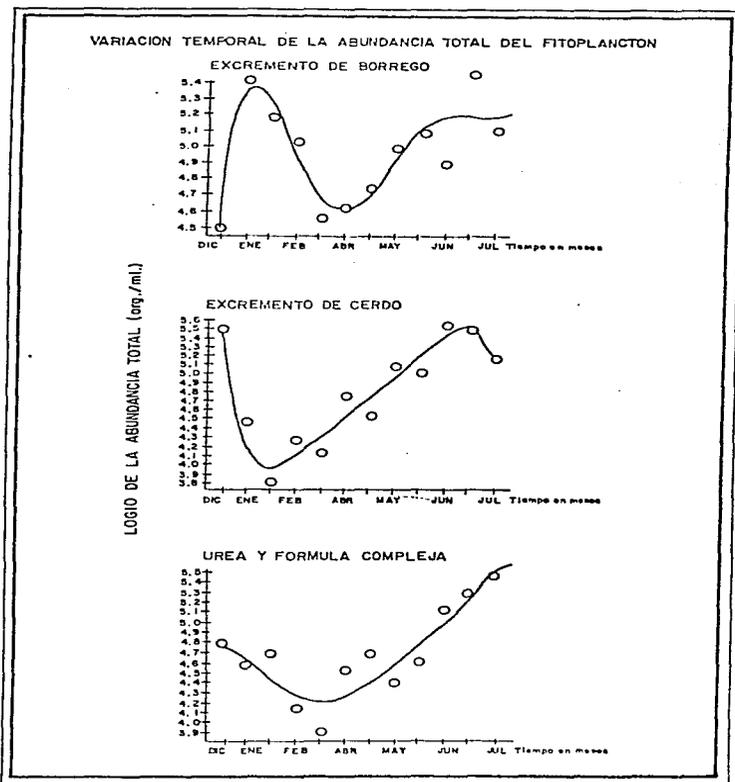


FIGURA 29. VARIACION ESTACIONAL DE LA ABUNDANCIA TOTAL DEL FITOPLANCTON.

cuya pauta está supeditada a otros factores limnológicos.

De esta manera, las diatomeas pudieron multiplicarse y mantenerse en suspensión aumentando su abundancia, dependiendo de la disponibilidad de nutrimentos; las euclorofitas encontraron un medio rico en carbono y las cianofíceas suficiente nitrógeno, cuya acumulación fue favorecida por la flotabilidad y por el escaso consumo que hacen de ella los animales (Margalef, 1933).

Ante estas circunstancias, es fácil explicar la sucesión estacional del fitoplancton de los estanques, sobre todo considerando la existencia de organismos indicadores de la calidad del agua, como fue el caso de Microcystis sp., una pequeña clorofita, que se localiza en ambientes eutróficos y que se alterna con las diatomeas en condiciones de alta turbulencia. Otras especies indicaron condiciones particulares de una calidad de agua específica, como Cyclotella sp., que es muy abundante en alcalinidades que varían entre 1.5 y 3.0 meq/l y un pH superior a 8. También, se ha observado que esta misma especie se asocia a otras diatomeas características de aguas eutróficas como Melosira granulata, Fragilaria crotonensis y Asterionella formosa, con una mayor abundancia de clorofitas como Pediastrum sp. y Sphaerocystis sp., que superan en biomasa a las cianofitas (Margalef, 1976).

De tal forma que los géneros y especies que se encontraron en este estudio, reforzaron con su presencia las características de calidad del agua expresadas en el capítulo anterior, es decir que los estanques son ambientes eutróficos, con altos contenidos de nutrimentos y fuertemente mineralizados.

INDICES DE DIVERSIDAD Y SIMILITUD.

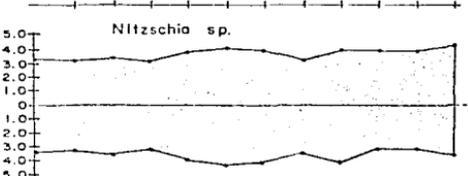
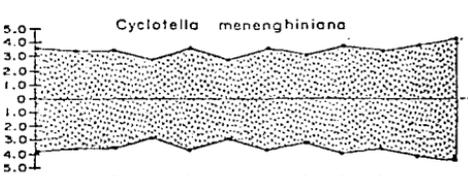
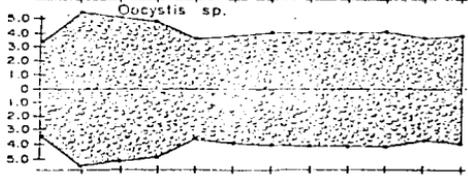
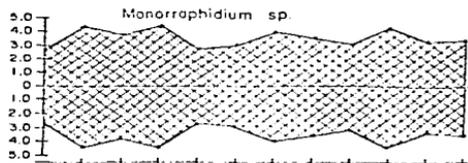
Los cambios en la diversidad del fitoplancton, refleja algunos efectos tales como la fertilización, la mezcla de la columna de agua, contaminación e inmigración, que refuerza las propiedades intrínsecas a nivel de ecosistema. Se estima que es útil manejar el concepto de índice de diversidad en estanques fertilizados, ya que describe como están distribuidos los individuos entre las especies del fitoplancton. Valores altos señalan una mayor diversidad en la comunidad y 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. Este fenómeno parece simple porque una especie rara vez comprende un gran porcentaje de la comunidad total en un sistema con alta diversidad; desgraciadamente, un estanque sometido a una fertilización constante presenta baja diversidad (Boyd, 1973).

Margalef (1983), encontró que la diversidad se correlaciona positivamente con la temperatura, concentración de nutrimentos y la profundidad y negativamente con el área superficial, siendo la diversidad más baja en ambientes eutróficos.

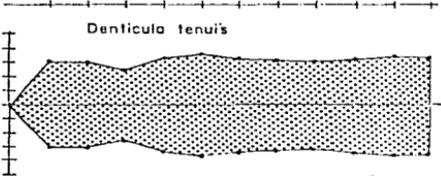
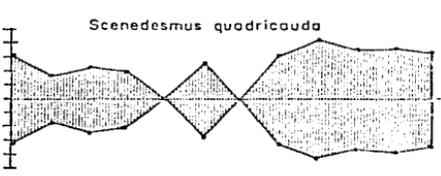
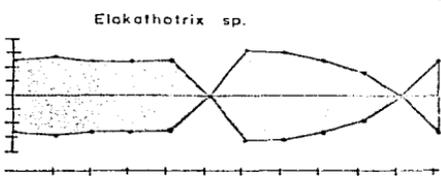
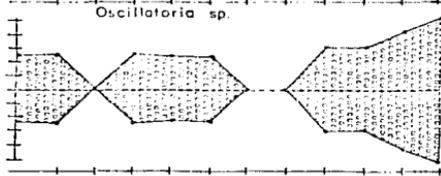
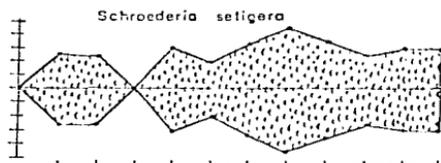
En este estudio, el índice de diversidad presentó cambios bruscos durante el tiempo que duró el experimento, llegándose a detectar valores tan bajos como 0.25 y 0.40 bits, hasta un máximo de 5.6, que se ubican entre una baja y alta diversidad. Al respecto Moss (1973), menciona que en las aguas fértiles hay un claro incremento en la diversidad del fitoplancton durante el verano y una razón de esto, es el aumento progresivo en el número de nichos disponibles para el fitoplancton, así como un aumento en

FIGURA 30. VARIACION ESTACIONAL DE LAS ESPECIES DOMINANTES
EN EL TRATAMIENTO FERTILIZADO CON EXCRETAS DE
BORREGO.

BORREGO



DIC 1982 ENE FEB ABR MAY JUN JUL 1983



DIC 1982 ENE FEB ABR MAY JUN JUL 1983

ABUNDANCIA RELATIVA (LOGARITMO BASE 10 DE LOS ORGANISMOS POR MILELITRO)

FIGURA 31. VARIACION ESTACIONAL DE LAS ESPECIES DOMINANTES,
EN EL TRATAMIENTO FERTILIZADO CON EXCRETAS DE
CERDO.

CERDO

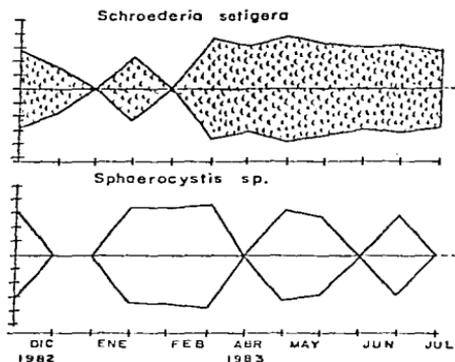
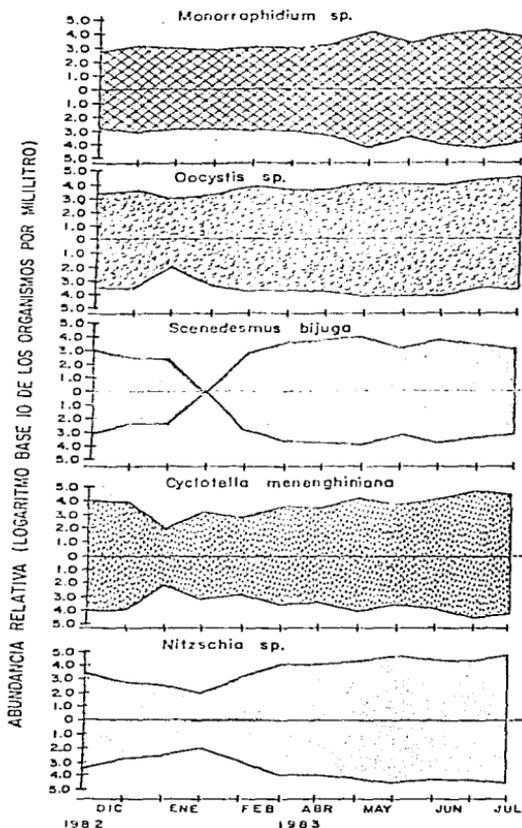
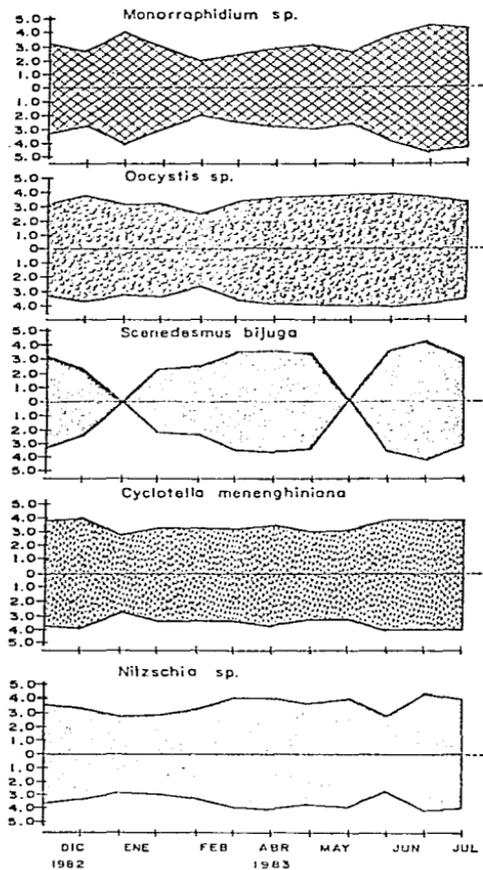


FIGURA 32. VARIACION ESTACIONAL DE LAS ESPECIES DOMINANTES,
EN EL TRATAMIENTO FERTILIZADO CON UREA MAS
FORMULA COMPLEJA.

UREA Y FORMULA COMPLEJA

ABUNDANCIA RELATIVA (LOGARITMO BASE 10 DE LOS ORGANISMOS POR MILITRO)



la complejidad química del agua, que pudiera ser ocasionada por la secreción o excreción de sustancias por la sucesión de especies, así como una elevada disponibilidad de nutrimentos, que son seleccionados por las especies participantes, aumentando sus requerimientos y estableciendo relaciones muy complejas y difíciles de explicar.

Los datos expresaron diferencias claras en el índice de diversidad, entre los estanques de cada bloque de tratamientos y distintas tendencias entre ellos, de tal manera que en los estanques fertilizados con excretas de borrego hay una tendencia a disminuir la diversidad de diciembre a febrero y un aumento progresivo hasta junio, para caer de nuevo en julio. En el de cerdo, se marcó una caída en febrero y una ligera tendencia al aumento, para caer de nuevo en julio; en el de urea mas formula compleja, se señaló una disminución en el mes de abril un brusco aumento a principios de mayo y una caída progresiva hacia el final del experimento (Fig. 33)

Esta tendencia posiblemente signifique los cambios sucesionales de las diferentes especies que integran la fitocenosis, ligado al comportamiento estacional de la temperatura y a la disponibilidad de nutrimentos.

El índice de similitud de Sorensen señaló que los nucleos de similitud fueron muy semejantes en los tres tratamientos, lo que permite suponer que no existen diferencias entre las comunidades fitoplanctónicas. Para comprobar tal aseveración se efectuó un análisis de varianza de una sola vía, considerando los valores de similitud entre tres grupos: B-U (borrego-urea mas compuesto complejo), B-C (borrego-cerdo) y U-C (urea mas fórmula compleja y cerdo), resultando negativo y aceptando la hipótesis nula de que $B-U=B-C=U-C$, lo que permite confirmar que no hay diferencias en la composición de las comunidades fitoplanctónicas de los estanques, cuando se aplicaron los tres diferentes tipos de fertilizantes y éstas solo se dieron con respecto a la abundancia (Tabla 16).

En general estos datos indican que los estanques presentaron una alta abundancia de fitoplancton que es característica de ambientes eutróficos y de elevada productividad primaria, que favorece el crecimiento de las especies del policultivo y en especial de las filtradoras. Esto se debe a la intensa fertilización a la que estuvieron sometidos los estanques durante todo el experimento, 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.

PRODUCTIVIDAD PRIMARIA.

La productividad primaria de los estanques, ha sido estudiada ampliamente por diversos autores, utilizando básicamente dos técnicas; por la tasa de cambio en la concentración de oxígeno disuelto en botellas claras y oscuras y por la asimilación de

carbono radiactivo (C^{14}). A pesar de ello no han sido evaluadas otras técnicas con suficiente profundidad, como la tasa de cambio de oxígeno durante un ciclo nictemeral (Odum, 1956 y Welch, 1968). que permite haciendo algunos ajustes, obtener una idea de los procesos respiratorios, la fotosíntesis y el metabolismo total del estanque.

En este trabajo se utilizaron dos técnicas; la de botellas claras

Tabla 16. Resultados del índice de similitud de Sorensen, calculado entre los tres tratamientos.

Fecha	Número de especies			Especies comunes.			Similitud		
	B	C	U	B-U	B-C	U-C	B-U	B-C	U-C
09-12-82	27	34	38	21	18	23	65	59	64
22-12-82	26	23	25	18	17	20	71	69	83
06-01-83	22	17	17	12	14	11	62	72	65
20-01-83	20	16	13	13	11	12	68	61	71
02-02-83	22	12	15	13	11	11	74	65	82
20-02-83	21	17	19	15	14	13	75	74	72
03-04-83	19	18	19	16	15	13	84	81	70
05-05-83	25	32	19	17	23	18	77	80	71
19-05-83	26	38	20	16	23	17	70	72	59
03-06-83	41	33	30	30	32	27	85	87	86
24-06-83	42	36	30	28	29	22	78	74	67
08-07-83	32	33	26	22	25	19	76	77	64

Fecha= día, mes y año; B= borrego, C= cerdo y U= urea mas fórmula compleja.

$$\text{Índice de similitud} = \frac{2C}{S1 + S2}$$

Donde: S1 y S2 = Número de especies entre las comunidades 1 y 2.
C = Especies comunes a ambas comunidades.

y oscuras y la tasa de cambio de oxígeno a lo largo de un ciclo de 24 horas. La primera técnica es simple y versátil y permite obtener datos de la fotosíntesis y la respiración en los estanques (Hall y Mall, 1975). Sin embargo, ha sido criticada fuertemente, debido a los errores en que se incurre en su determinación cuantitativa. Mepher (1962), menciona entre los problemas la respiración bacteriana y el aumento de la población algal en las botellas claras y oscuras durante el periodo de incubación, además, de que la mayoría de los errores resultan de los largos tiempos de incubación, sobre todo en los estanques fertilizados, donde la concentración del fitoplancton es alta y por lo tanto el periodo de incubación no debe ser mayor de tres horas.

Por otra parte, Strickland (1960) demostró que cuando las botellas contienen agua con una elevada concentración inicial de oxígeno disuelto, se forman burbujas lo que puede causar un error

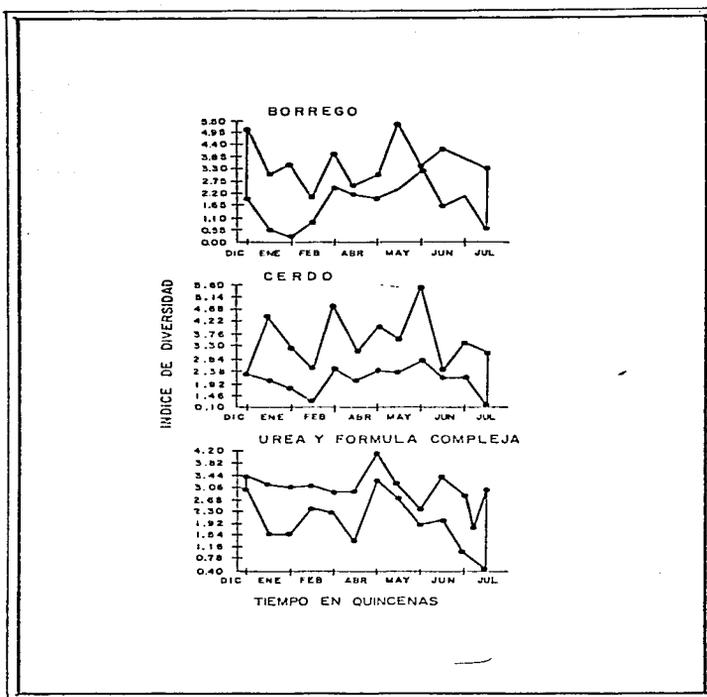


FIGURA 33. VARIACION ESTACIONAL DEL INDICE DE DIVERSIDAD.

en las determinaciones finales y posiblemente se inhiba la fotosíntesis, aunque Hopher (1982) considera que al reducir el tiempo de incubación a dos horas, los errores debido a este fenómeno pueden ser evitados.

Wetzel y Likens (1979), sugieren que en aguas muy productivas, con una hora de incubación se puede alcanzar la sobresaturación y Wróbel (1972), considera que los errores en esta técnica van desde la calidad del vidrio de las botellas que se utilizan, hasta la forma que tiene la misma y estima que su uso es limitado en aguas con una elevada productividad, donde el tiempo de exposición debe ser corto, lo que dificulta una expresión cualitativa correcta de la productividad.

Por estas razones, los resultados obtenidos en este trabajo deben ser considerados a la luz de la discusión anterior, ya que reflejaron los errores comunes de la estimación, como fue el caso de los valores negativos y el hecho de que estos ambientes son eutróficos.

Por otra parte, la segunda técnica no ha tenido una aplicación en estanques de piscicultura y por lo tanto esta sujeta a posibles fuentes de error, que requieren de una mayor cantidad de estudios y análisis.

Con respecto a la productividad primaria en latitudes tropicales y en ambientes hipereutróficos, ésta puede alcanzar hasta 10 gramos de carbono por metro cuadrado al día (Moriega-Curtis, 1979), lo que indica 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 fitoplancton. Por este 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 influncian o determinan la conducta de estos sistemas en relación a sus factores físicos y químicos.

Al revisar la literatura sobre el tema, se encontró que en algunos estanques fertilizados se ha reportado una variación de productividad primaria que fluctúa entre 1 y 9.8 g C/m²/día; aunque cada autor expresa sus resultados de acuerdo a su propio criterio. Entre las unidades mas utilizadas se tiene gC/m²/día, kcal/m², gC/m²/día y mgO₂/l/día ("epher, 1962; Jana, 1979; Talling et al., 1973; Imevbore et al., 1972; Prowse, 1972; Fott, 1972 y Wróbel, 1972).

En este estudio se aplicó el criterio de Boyd (1979) y los resultados de la técnica de botellas claras y oscuras mostró que la respiración presentó la mayor variabilidad con respecto al tiempo (de 319 a 417% de coeficiente de variación), con un valor promedio que incluyó a los valores negativos y positivos de 0.24 a 0.29 mgC/l/ en tres horas, siendo el comportamiento similar en los tres tratamientos. Al inicio del experimento se observó una disminución en la tasa de respiración y un aumento al final del mismo, con un valor máximo de 3.8 mgC/l/en tres horas, en el bloque de estanques tratados con abono inorgánico; el valor medio de la respiración representó el 25% de la fotosíntesis neta.

Por su parte, la fotosíntesis bruta mantuvo una tendencia gradual al incremento hacia el final del cultivo, lo que fue mas evidente en los tratamientos de cerdo y urea mas compuesto complejo y no así en el de borrego, donde se observó un cambio muy marcado en el comportamiento. El valor máximo obtenido fue de 4.34 mgC/l/ en tres horas en el tratamiento donde se aplicó fertilizante químico y sus valores medios oscilaron entre 0.95 y 1.0 mgC/l/ en tres horas, con un coeficiente de variación de 116 a 138% menor que la respiración.

La fotosíntesis neta presentó situaciones interesantes y algo diferentes para cada caso, de tal forma que en el tratamiento con borrego se observó una disminución en enero, un ligero aumento a inicios de junio y una disminución al final del cultivo; en el de cerdo, fue mas claro el aumento progresivo hasta junio y una disminución posterior y en el de urea mas fórmula compleja la tendencia general fue de incremento (Fig. 34).

El valor mas alto se registró en el último tratamiento con 6.38 mgC/l/ en tres horas y los valores medios se ubicaron entre 0.75 y 0.89 mgC/l/en tres horas, con una variabilidad mayor que la fotosíntesis bruta de 131 a 185%.

La técnica de cambio de la tasa de oxígeno en un ciclo de 24 horas, indicó en el caso de la respiración una tendencia similar en los tratamientos con bioabono líquido, presentándose un aumento en la tasa respiratoria en ambos casos a partir del mes de febrero y para el tratamiento con abono inorgánico hacia el final del experimento. El promedio de respiración fue de -3.38 a -5.35 gC/m²/día y luego a sobrepasar a los valores calculados para la fotosíntesis neta, con un coeficiente de variación que fluctuó entre 35 y 70%; siendo la demanda respiratoria mayor en todos los casos, en marzo, abril y mayo.

En este caso cabría señalar que la elevada carga de bioabono líquido que se aplicó a los estanques, por su naturaleza orgánica incrementa la tasa respiratoria, pero no de tal manera que provoque una anaerobiosis en el sistema, por lo que se puede pensar que se presentó una elevada productividad primaria, que contribuyó a mantener los niveles adecuados de oxígeno disuelto.

La fotosíntesis bruta fue muy parecida en los tres casos, insinuándose un incremento hacia los valores negativos en los meses fríos del año y en la parte final del experimento; sus valores medios se ubicaron entre -1.24 y -1.27 gC/m²/día, con una variabilidad muy grande, que en el tratamiento de cerdo alcanzó hasta 152%. Los valores positivos se presentaron al inicio del experimento y en abril y mayo, sólo en los estanques tratados con bioabono líquido.

La fotosíntesis neta mostró un comportamiento semejante en los estanques fertilizados con excretas animales, definiéndose dos picos de productividad máxima, en el caso del borrego en febrero y junio y en el de cerdo en febrero y mayo. La tendencia de la fotosíntesis neta en los estanques fertilizados con inorgánico fue distinta, con una disminución lenta hasta llegar a un mínimo en abril, para después incrementarse hasta un máximo en junio (Fig. 35). Los valores medios se ubicaron entre 2.89 y 3.89 gC/m²/día, alcanzando el valor mas alto de productividad con 8 gC/m²/día, en los estanques fertilizados con urea mas compuesto complejo, que cayó dentro de los valores reportados por Noriega-Curtis y Sreenivasan (1964), en estanques de piscicultura. Su variabilidad fluctuó entre el 30 y 61% a lo largo del experimento.

Las diferencias que exhibieron los estanques fertilizados con abono químico, son atribuidas a la alta carga de nitrógeno, fósforo y potasio que fue agregada (mas de dos toneladas a lo largo del experimento) y que contribuyó a mantener una elevada productividad, en contraste con otros estudios en los que se encontró que el promedio de productividad en estanques fertilizados con excretas animales, fue mas alto que cuando se aplicó el fertilizante químico (Hepher, 1962 y Boyd, 1973). Aunque en términos generales los valores medios de fotosíntesis neta son muy similares sobre todo los de borrego y urca mas compuesto complejo y están ubicados en los valores reportados en estanques de elevada productividad primaria (Hepher, 1962; Noriega-Curtis, 1979 y Imevbore *et al.*, 1972).

En vista de que la productividad primaria de los estanques, estuvo dada principalmente por el fitoplancton, los picos en las gráficas podrían representar florecimientos algales masivos, que son típicos en estanques fertilizados y que se dan en condiciones adecuadas tal como lo mostraron los datos de productividad registrados en esta investigación; siendo el abono inorgánico el que propició una mayor productividad.

Independientemente, de la importancia que tiene el fitoplancton en este sistema, no se debe descartar el papel trófico que representan las bacterias, sobre todo en estanques fertilizados con excretas animales, ya que ellas biosintetizan la proteína particulada en el cuerpo bacteriano, lo que constituye una excelente reserva alimenticia para los peces filtradores como las carpas plateada y cabezona y los organismos detritófagos como la carpa común. En relación a esto Noriega-Curtis (1979), identificó que la productividad primaria de los estanques, no es suficiente para soportar el rendimiento pesquero obtenido, por lo que sugiere otras vías alternativas de alimentación, como es el caso de las bacterias, que desafortunadamente no fueron evaluadas en este trabajo, pero que deben ser consideradas en otros posteriores.

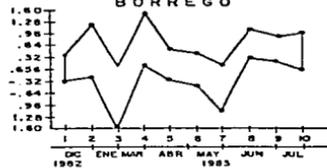
La importancia de este componente biótico y el papel que desempeña sobre los ecosistemas acuáticos, fue abordado con profundidad por Sorokin (1965), quien señaló que las bacterias podrían ser consideradas a la par con los organismos del fitoplancton, constituyendo una fuente de alimento que contribuye a diversificar las preferencias de los organismos en cultivo y a balancear su dieta natural, lo que es particularmente muy importante en los policultivos.

Según Jana (1979), al comparar la productividad primaria en estanques con mono y policultivo, encontró que no existen diferencias entre ambos sistemas, a pesar de que el nitrógeno total aumentó de 1.4 a 1.8 veces mas en el policultivo, se registraron los valores mas altos de bacterias heterotróficas saprófitas, bacterias mineralizantes de las proteínas y amonificantes y la tasa de producción de oxígeno fue baja, a tal grado que la respiración excedió a la productividad bruta. En este sentido los resultados obtenidos en este trabajo, coinciden

FIGURA 34. VARIACION ESTACIONAL DE LA RESPIRACION,
FOTOSINTESIS BRUTA Y FOTOSINTESIS NETA,
CALCULADA POR LA TECNICA DE BOTELLAS CLARAS Y
OSCURAS.

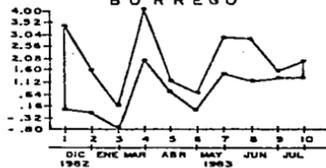
PRODUCTIVIDAD PRIMARIA EN mgC/L/3 HORAS (TECNICA DE BOTELLAS CLARAS Y OSCURAS)

RESPIRACION
BORREGO



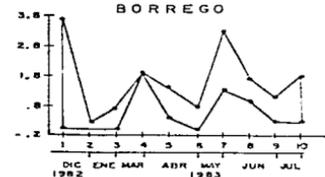
n = 40
T = -0.244
T* = 0.779
Mia = 1.875
Mea = 2.512
C.V. = 319%

FOTOSINTESIS BRUTA
BORREGO



n = 41
T = -0.947
T* = 1.174
Mia = 1.612
Mea = 4.012
C.V. = 124%

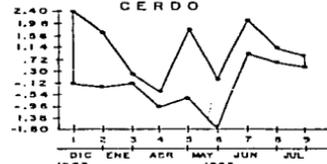
FOTOSINTESIS NETA
BORREGO



n = 40
T = 0.828
T* = 1.082
Mia = 1.61
Mea = 5.71
C.V. = 131%

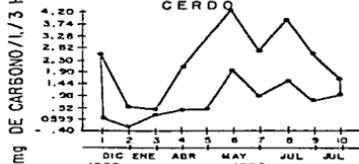
mg. DE CARBONO/L/3 H.

CERDO



n = 40
T = 0.237
T* = 1.072
Mia = 2.74
Mea = 2.362
C.V. = 417%

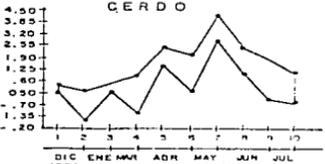
CERDO



n = 41
T = 1.0071
T* = 1.1638
Mia = 1.20
Mea = 3.73
C.V. = 116%

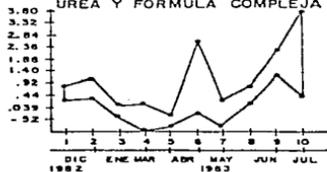
mg. DE CARBONO/L/3 H.

CERDO



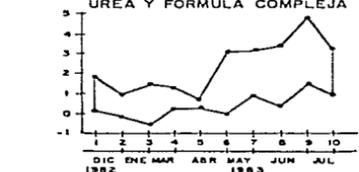
n = 41
T = 0.394
T* = 1.425
Mia = 1.61
Mea = 5.30
C.V. = 159%

UREA Y FORMULA COMPLEJA



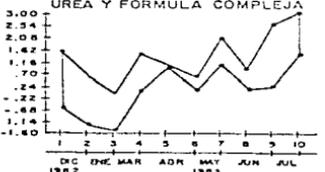
n = 41
T = 0.269
T* = 1.021
Mia = 1.875
Mea = 3.750
C.V. = 353%

UREA Y FORMULA COMPLEJA



n = 40
T = 0.958
T* = 1.323
Mia = 1.237
Mea = 4.637
C.V. = 138%

UREA Y FORMULA COMPLEJA



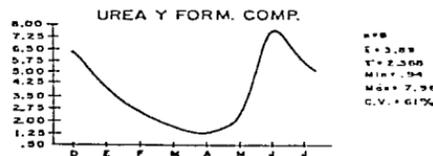
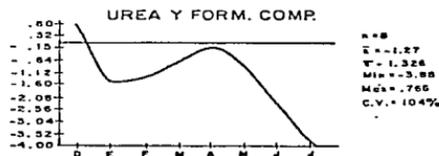
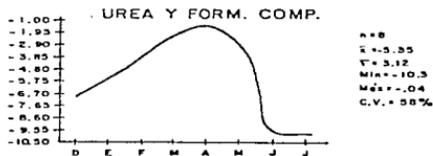
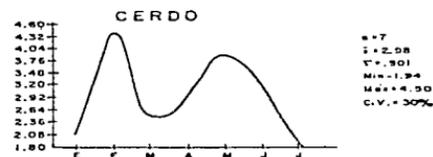
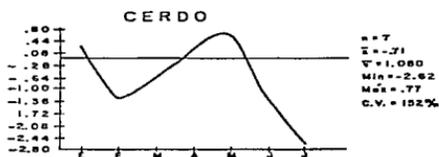
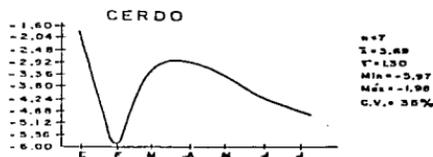
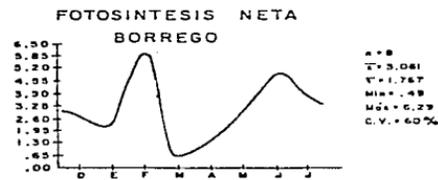
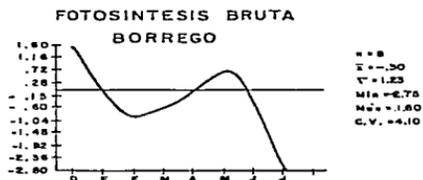
n = 41
T = 0.746
T* = 1.378
Mia = 1.42
Mea = 6.375
C.V. = 183%

TIEMPO EN MESES

TIEMPO EN MESES

TIEMPO EN MESES

FIGURA 35. RESULTADOS DE LA RESPIRACION, FOTOSINTESIS BRUTA Y FOTOSINTESIS NETA, OBTENIDOS POR MEDIO DE LA TECNICA DE CAMBIO EN LA TASA DE OXIGENO.



TIEMPO EN MESES

con estos datos, ya que la respiración sobrepasó a la fotosíntesis neta, lo que significa que pudiera haber un efecto de las especies filtradoras para reducir la biomasa de microalgas planctónicas, aunque no se llegó a afectar el balance de oxígeno. En otro orden de ideas, Boyd (1979) señala que la productividad bruta es mayor en estanques fertilizados (5.28 mgC/l/ tres horas) que los no fertilizados (0.54 mgC/l/ tres horas) y Hall y colaboradores (1970), encontraron que la productividad es de 10 a 15 veces mayor en estanques fertilizados, donde se suministró alimento balanceado, alcanzando de 1 a 3 gC/m³/día y en Israel se ha reportado para estanques fertilizados de 3.3 a 6.4 gC/m³/día (Hephher, 1962).

Por otra parte Fott (1972), encontró que la relación entre la productividad neta y la asimilación de carbono, en estanques que presentan una elevada biomasa fitoplanctónica fue en promedio de 0.9 a 1.2; la respiración representó el 10% de la productividad neta y bruta a lo largo de un ciclo nocturno y la fijación de carbono fue mas alta en condiciones de una intensa luminosidad.

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 del fitoplancton, encontrando que hay una mayor productividad por la tarde, lo cual indica que los ritmos circadianos del fitoplancton son mas marcados a la intensidad luminosa de esa hora.

En términos comparativos, los resultados obtenidos en esta investigación, mostraron diferencias debidas a las técnicas utilizadas; por una parte, los promedios de fotosíntesis bruta registrados mediante la técnica de botellas claras y oscuras (0.95 a 1.0 mgC/l/tres horas) indicaron un valor mas bajo del reportado por Boyd (1979) en estanques fertilizados, que podría deberse a problemas en el manejo de esta técnica y por otra parte, la técnica de tasa de cambio de oxígeno mostró que los valores promedio de productividad neta, se encuentran dentro del intervalo reportado en estanques fertilizados en Israel, Nigeria e India. Razón por la cual los estanques de la granja presentaron durante el experimento una elevada productividad, una gran tasa respiratoria y se comportaron como ambientes heterotróficos. Su elevada alcalinidad comprueba este hecho, ya que Moyle (1949), encontró que este factor está estrechamente relacionado con la productividad primaria y Talling y asociados (1973), encontraron que en estos ambientes la productividad esta dada por dos causas principales; la elevada biomasa fitoplanctónica y la alta capacidad fotosintética a la que contribuye la alcalinidad y el pH. Abeliovitsh (1967), encontró que en estanques de piscicultura que tienen un pH elevado y una alcalinidad menor de 10 meq/l, se presenta una alta productividad lo que viene a comprobar, que los estanques de la granja son altamente productivos, lo que se ve favorecido por la participación del sodio y los bicarbonatos, ya que estos últimos se utilizan directamente como una fuente de carbono por el fitoplancton (Talling et al., 1973).

Es posible también esperar un elevado rendimiento pesquero, ya que existe una estrecha relación con la productividad primaria, sobre todo con las especies fitofagas filtradores como las carpas plateada y cabezona (Ling et al., 1981).

CRECIMIENTO, RELACION LONGITUD-PESO Y RENDIMIENTO PESQUERO.

En México existe muy poca información acerca del crecimiento de los peces u otros organismos de cultivo, que den una clara idea del comportamiento de este parámetro poblacional, bajo distintas condiciones climáticas, densidades y combinaciones.

La literatura científica detalla que los peces generalmente pasan por distintas etapas de crecimiento, en las que ocurren cambios drásticos en la estructura del pez o la fisiología. Estos se expresan en la variación de la relación longitud-peso o por la tasa de crecimiento, que es muy importante sobre todo en el estudio de las pesquerías (Ricker, 1975). A pesar de esto en la piscicultura muy poco se ha hecho para evaluar el crecimiento de los peces con respecto al tiempo y su relación con las diferentes especies cultivadas y la mayoría de los resultados son expresados en términos de biomasa de peces producidos por kilogramo, por hectárea en una unidad de tiempo o en forma de kilogramos por hectárea por día, lo que está en función directa con el ritmo de crecimiento de la especie que se maneja, la densidad y otros factores que determinan en última instancia el rendimiento pesquero de un estanque.

Las relaciones que determinan el ritmo de crecimiento de una o varias especies en condiciones de cultivo, son muy complejas y en ese sentido Hepher y Pruginin (1981), considera dos conjuntos de parámetros que afectan la respuesta del crecimiento individual de un pez: en primer lugar a los elementos intrínsecos del pez, como son sus características genéticas y su estado fisiológico y en segundo lugar los factores extrínsecos, relacionados con su medio ambiente, entre los que se tiene a la composición química del agua, nivel de metabolitos tóxicos, pulso de oxígeno en el sistema y disponibilidad de alimento.

Si se cumplen los requerimientos fisiológicos y los intervalos óptimos de calidad del agua, además, de una buena fertilización y alimento suficiente; entonces, el pez cultivado puede alcanzar su crecimiento máximo potencial, lo que ha sido llamado capacidad absoluta del potencial del crecimiento. En el caso de las carpas, esta capacidad depende de las condiciones locales y algunas experiencias realizadas por Hepher (1975 y 1978) demostraron que esta capacidad no se incrementa en proporción directa al aumento en peso, sino a un ritmo mas lento, lo que significa que el crecimiento por unidad de peso decrece con el aumento de peso del organismo.

El mismo Hepher (1978), considera que si la composición química del agua es adecuada para el cultivo de los peces, entonces se puede alcanzar un rendimiento pesquero mas alto, controlando cuatro factores ecológicos como la temperatura del

agua, cantidad y calidad del alimento, el balance de oxígeno y los metabolitos tóxicos.

En el caso de la temperatura, se ha visto que es importante para la producción de las carpas, ya que un aumento de un grado centígrado resulta en un incremento del rendimiento pesquero de 20 a 36 kg/ha (Backiel y Stegman, 1968). Al parecer la temperatura ejerce una acción directa sobre el crecimiento, por lo que la ganancia en peso depende del número de días cálidos a lo largo del año. Stegman (1960), encontró que julio y agosto afectan la producción mas significativamente, ya que cuando la temperatura del agua aumenta 10 °C mas, la producción se incrementa en 4 kg/ha.

Los efectos de la temperatura sobre los organismos en cultivo son numerosos y afectan principalmente el metabolismo de las carpas, ya que prefieren temperaturas altas y se ha visto que el consumo de alimento es mayor a un intervalo entre 23 y 27 °C y se presume una etapa de aclimatación que puede ser muy importante en el modelo de crecimiento y que se presenta durante el primer mes cálido del año.

Por los resultados discutidos en la parte de calidad del agua, la Granja de Tezontepc de Aldama, tiene una estación muy marcada de crecimiento y que corresponde a los meses cálidos del año y propiamente se inicia cuando la temperatura del agua aumenta por arriba de los 18 °C. Los niveles de oxígeno disuelto se mantuvieron dentro de los límites aceptables para un buen crecimiento, independientemente de que los metabolitos tóxicos no representaron problema, por lo que se dieron las condiciones propicias, para que los peces crecieran y se desarrollaran adecuadamente.

La respuesta de crecimiento de las distintas especies de carpas cultivadas en el policultivo se expresó de la manera siguiente:

Relaciones longitud-peso.

La importancia que representa esta relación obedece a que los piscicultores tienen dificultades para estimar el peso de un pez, cuando se carece de balanzas y bajo ciertas condiciones es posible estimar a través de un valor de longitud el peso del organismo, sobre todo de los que tienen una talla comercial.

Su utilidad práctica ha sido desarrollada en la biología pesquera, pero puede tener su aplicación en la acuicultura, tal como lo demostraron Grover y Juliano (1976), quienes mencionaron que la relación longitud-peso, junto con el factor de condición pueden ser importantes indicadores en la piscicultura.

Los resultados obtenidos en este trabajo, mostraron que la ecuación de regresión obtenida presentó una pendiente que en la mayoría de los casos fue ligeramente inferior a 3.0, lo que indica que el pez mantuvo un crecimiento isométrico y en pocos casos se excedió el valor de tres. Los valores aquí calculados pueden tener un error de apreciación entre el 5 y 10% de acuerdo

con los criterios expresados por Nielsen y Schoch (1980), dado que los coeficientes de variación fueron pequeños entre 0.04 y 0.020, por lo que deben ser considerados con las reservas del caso, aunque el error es relativamente pequeño.

De las figuras 36 a la 40, se presentan las gráficas de la relación longitud furcal-peso total, de las especies que integraron el policultivo. La carpa cabezona tuvo una pendiente que fluctuó entre 2.74 y 3.03 con una tendencia a mantener un crecimiento isométrico, donde las mayores tallas y pesos se lograron en los estanques 2 y 5 y los mas bajos en el 4 (Fig. 36).

Para la carpa plateada, solo fue posible seguir esta relación en los estanques 1,2,5,6,7 y 9 debido a la elevada mortandad que presentó esta especie; en todos los casos el valor de la pendiente fluctuó entre 2.6 y 3.11 que coincide con lo reportado por Shefler y Reich (1977), para la relación longitud-peso de la carpa plateada que fue introducida en el lago Kinneret, en Israel, con un valor de $W = 0.0025 \times L^3 \times 2.89$ (Fig. 37).

La carpa herbívora presentó un crecimiento desigual en los estanques, variando su pendiente desde 2.7 hasta 3.1, con grandes diferencias en cuanto al peso ganado final, siendo en el estanque 7 donde se obtuvo el valor mas alto (Fig. 38). La causa de esto obedeció a que la alimentación suministrada a esta especie no fue constante y de buena calidad, lo que se reflejó en los resultados. El caso de la brema fue similar con valores de la pendiente entre 2.8 y 3.15 muy parecidos a la carpa herbívora y también alcanzó un peso grande en el estanque siete, por la misma razón que la especie anterior (Fig. 39). En estos dos casos, se estima conveniente recomendar la aplicación constante de macrofitas acuáticas y terrestres, como la alfalfa, desechos de hortalizas y pastizales, que permitan un mejor crecimiento de estas especies.

Una de las especies que mejor creció, fue la carpa espejo, presentando un valor de pendiente que varió entre 2.5 y 2.9, con pesos semejantes en los estanques 1,2 y 5 y una menor ganancia de peso en el estanque 3. Esta especie a pesar de que no fue introducida en todos los estanques, se considera que tiene un potencial muy grande al ser incluida en los policultivos, aún sin que se le suministre alimento balanceado (Fig. 40).

En resumen, los datos derivados de las regresiones para estimar los valores de las pendientes y los interceptos, demostraron una fuerte tendencia aproximarse al valor de tres, que indica un crecimiento isométrico. No obstante, es necesario contar con una mayor información para poder realizar comparaciones, sobre todo cuando se trabajen diferentes condiciones, donde los valores de la ecuación pueden cambiar. Por lo tanto se estima útil manejar este tipo de relación, a fin de predecir el momento en que los organismos alcancen la talla comercial, aunque no se disponga del equipo necesario para registrar el peso.

Crecimiento.

Existen muchas causas que determinan el crecimiento de los peces, independientemente de las antes señaladas; entre los factores extrínsecos se puede mencionar los cambios temporales en el crecimiento, debido a la disponibilidad de alimento natural o bien, al proceso de adaptación del organismo al medio ambiente. Burnet (1970) encontró que al introducir *Salmo trutta* en dos distintos arroyos en Nueva Zelanda, estos crecieron a dos tasas diferentes y al introducir algunos individuos de las poblaciones de lento crecimiento a la zona de rápido crecimiento, este se aceleró marcadamente. Iles (1973), menciona que algunas especies de tilapia cuando son cultivadas en estanques, producen individuos mas pequeños que las poblaciones naturales de donde ellos proceden.

El crecimiento también se ve afectado por la longitud de los días cálidos, de tal manera que se ha encontrado una correlación entre la duración de la estación de crecimiento y la tasa del mismo, en un buen número de especies y se ha visto que existe un intervalo óptimo para el máximo crecimiento a nivel específico (Brown, 1946; Kinne, 1960 y Weatherley, 1972). La madurez es otro factor que afecta el crecimiento, ya que la energía que puede ser canalizada para este proceso, se utiliza para el desarrollo de las gónadas y para realizar migraciones durante la época de reproducción.

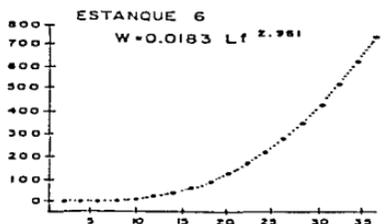
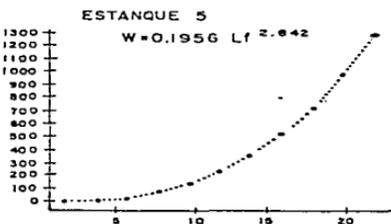
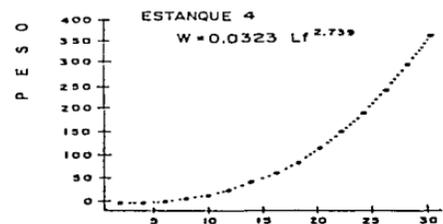
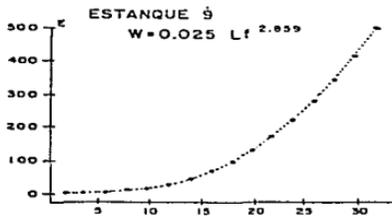
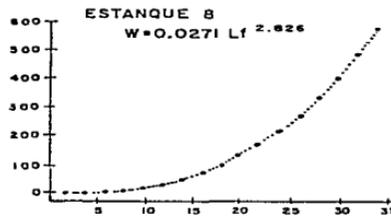
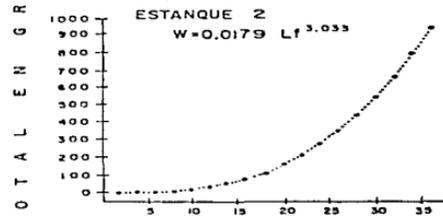
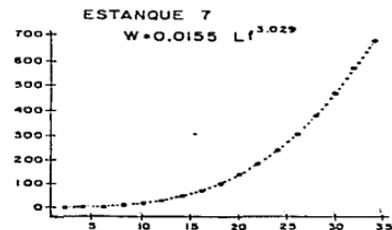
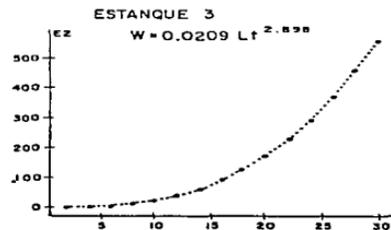
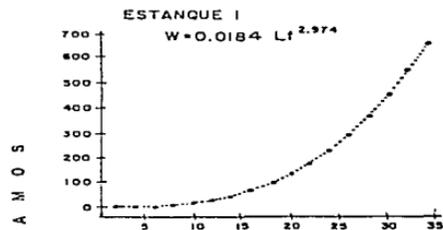
También, existen efectos jerárquicos en el crecimiento, es decir que aún en especies cultivadas de un mismo tamaño, se observa que después de un tiempo hay individuos mas grandes. Este efecto se ha atribuido a una dominancia de efectos, ya que algunos individuos son mas agresivos y consumen mas alimento que otros, cosa que sucede en especies comerciales como la trucha, tilapia y carpa (Brown, 1946), aunque también puede ser influenciado por factores genéticos.

Algunos experimentos cultivando carpas de rápido y lento crecimiento, han demostrado que la estructura jerárquica de las poblaciones, no permite una adecuada selección de individuos de rápido crecimiento (Moav y Wohlfarth, 1968). Recientemente Wohlfarth y Moav (1972), encontraron que la regresión lineal entre el peso inicial y el peso ganado final presenta dos tendencias; una es afectada por la duración de la época de crecimiento y otra es de origen genético.

Otro factor que puede modificar el ritmo de crecimiento de un pez, es la disponibilidad del alimento. Beckman (1942), demostró que al reducir el número de la población se obtienen considerables aumentos en el crecimiento: Swingle y Smith (1942), encontraron que en los estanques el crecimiento del pez se reduce drásticamente cuando la densidad es alta. Rappaport y Sarig (1979), al evaluar los efectos de la densidad en monocultivos, encontraron que al reducir la densidad de organismos de 2.0 a 0.4 por metro cuadrado, se incrementó la tasa de crecimiento individual hasta un 55% y una caída en el factor de

FIGURA 36. CURVAS DE LA RELACION LONGITUD-PESO, DE LA CARPA CABEZONA .

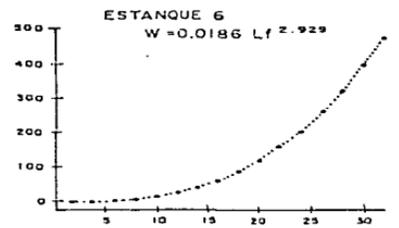
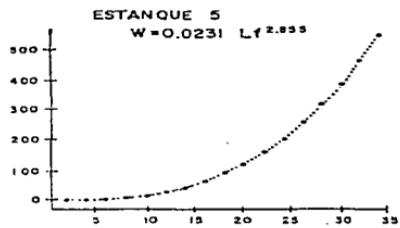
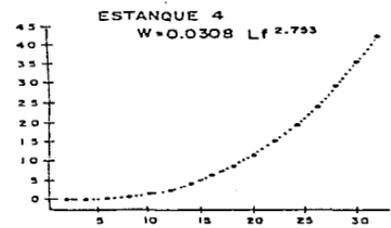
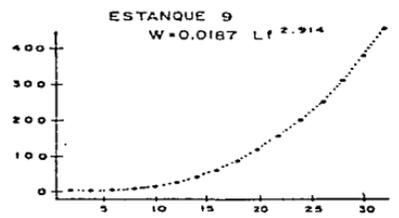
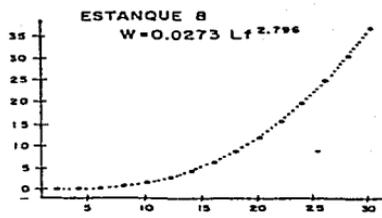
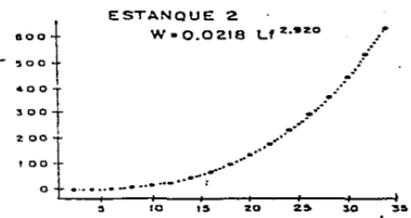
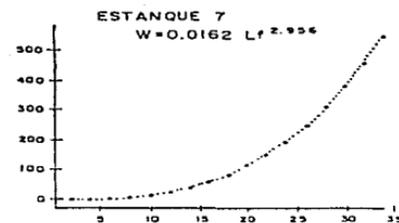
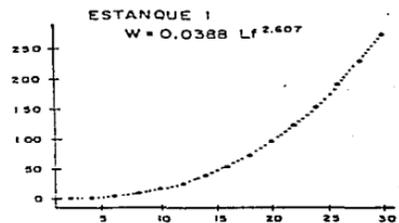
C A R P A C A B E Z O N A



L O N G I T U D F U R C A L E N C E N T I M E T R O S

FIGURA 37. CURVAS DE LA RELACION LONGITUD-PESO DE LA CARPA PLATEADA.

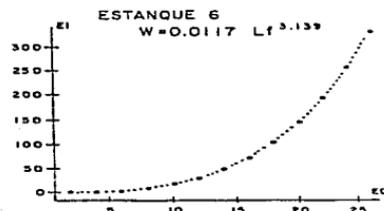
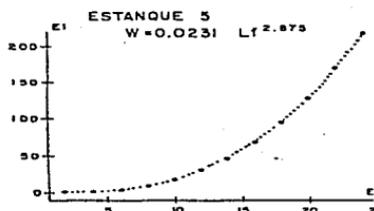
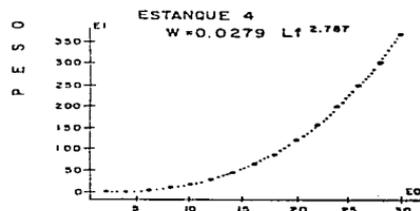
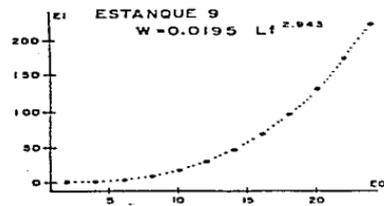
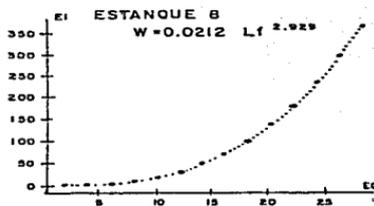
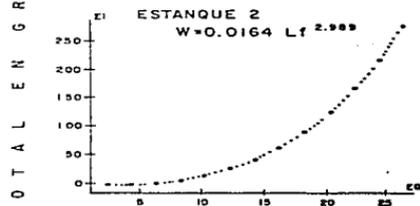
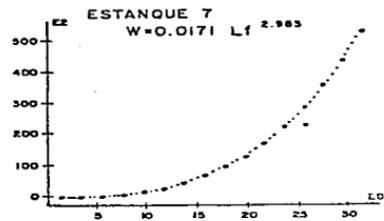
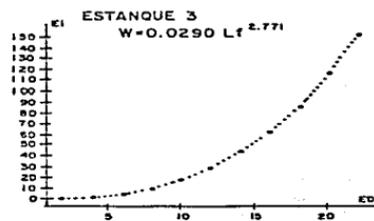
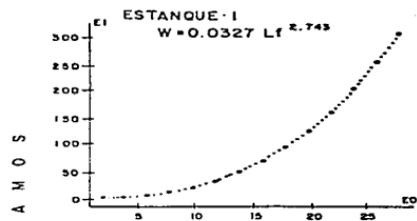
C A R P A P L A T E A D A



L O N G I T U D F U R C A L E N C E N T I M E T R O S

FIGURA 38. CURVAS DE LA RELACION LONGITUD-PESO, DE LA CARPA HERBIVORA.

C A R P A H E R B I V O R A



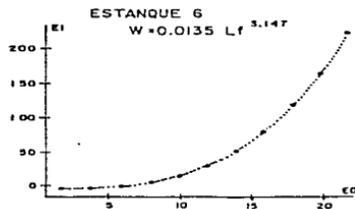
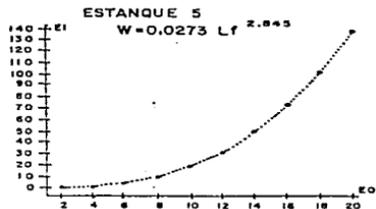
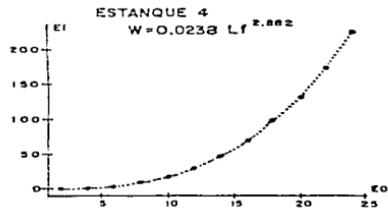
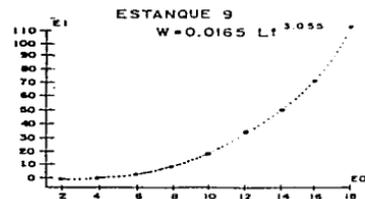
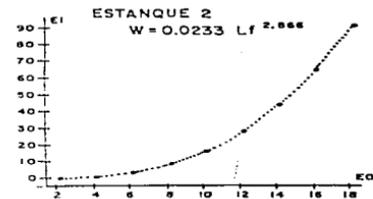
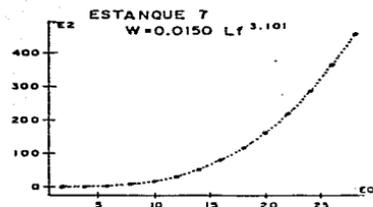
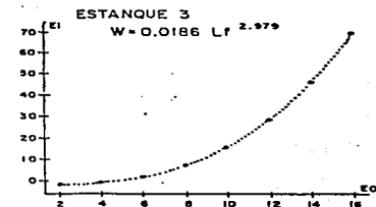
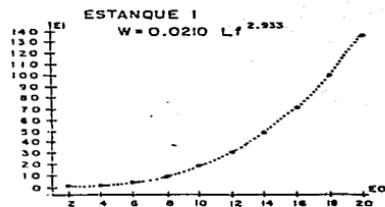
L O N G I T U D F U R C A L E N C E N T I M E T R O S

P E S O T O T A L E N G R A M O S

FIGURA 39. CURVAS DE LA RELACION LONGITUD-PESO DE LA CARPA BREMA.

C A R P A B R E M A

P E S O T O T A L E N G R A M O S



L O N G I T U D F U R C A L E N C E N T I M E T R O S

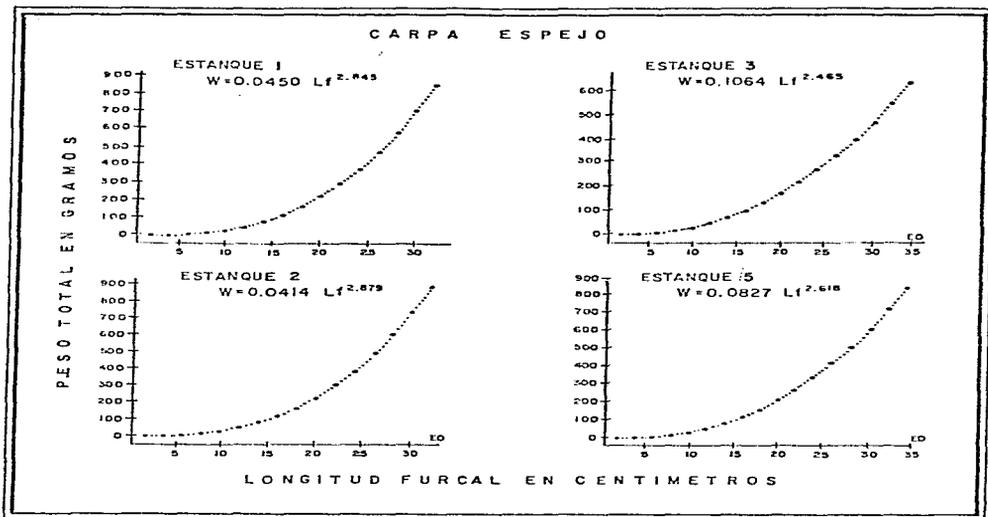


FIGURA 40. CURVAS DE LA RELACION LONGITUD-PESO, DE LA CARPA ESPEJO.

conversión alimenticio del 17 al 33%.

Puesto que la producción de alimento natural en un estanque está limitado a una cierta densidad de organismos, el pez alcanzará un peso por encima de la disponibilidad del mismo, que no será suficiente para sostener la tasa de crecimiento potencial máximo y por lo tanto el crecimiento se reducirá, por lo que este punto ha sido llamado como el Rendimiento Pesquero Crítico (Hefher y Pruginin, 1981). Bajo estas condiciones el crecimiento puede cesar casi por completo. Se ha visto que existe una estrecha relación entre la densidad y la biomasa expresada en kg/ha; generalmente, altas tasas de densidad representan altos rendimientos, sin embargo, se puede afectar la tasa de crecimiento y se puede llegar a alcanzar el RPC, con dos consecuencias; primero la capacidad de carga puede ser alcanzada y el crecimiento del organismo puede cesar antes de que alcance el tamaño comercial y segundo, a cierta densidad cualquier aumento en la tasa de reclutamiento puede causar proporcionalmente una reducción en el crecimiento (Hefher, 1978).

En el caso de los policultivos, debido a que se utiliza mejor el alimento natural disponible, se puede aumentar la densidad, sin que se vea un efecto marcado sobre la tasa o el ritmo de

crecimiento de los peces. Yashou (1971), introdujo en estanques entre 1,000 y 2,000 tilapias (Oreochromis aureus) por hectárea, en suma a la población normal de carpas y obtuvo como resultado un incremento considerable en el rendimiento pesquero, sin afectar la tasa de crecimiento de la carpa. El mismo Yashou (1972), combinando especies como tilapia, carpa común, lisa y carpa plateada, demostró que se aumentó la producción a mas del doble y la carpa común produjo mas que en sistemas de monocultivo. Cada una de las especies en el policultivo, exhibió una elevada tasa de crecimiento y contribuyeron en forma substancial al rendimiento total.

En los policultivos intensivos, la densidad llega a 1.0 o 1.2 organismos por metro cuadrado, e implica un manejo técnico mas elaborado requiriendo en algunos casos aereación y alimento suplementario (Hefher y Pruginin, 1981). En este trabajo se manejó el policultivo intensivo con 1.5 organismos por metro cuadrado, sin aplicar técnicas muy sofisticadas como la aereación y el alimento balanceado. La representación del crecimiento se hizo a través del análisis exploratorio de datos, utilizando la técnica de diagramas de cajas, lo que permitió expresar el crecimiento a lo largo del experimento.

Los resultados de este análisis reflejaron lo siguiente:

Existió una mayor dispersión en la población muestreada con respecto al tiempo, que se manifestó en forma mas evidente en el quinto análisis biométrico, a los 200 días después de la introducción de las crías y que correspondió al inicio de la temporada del calor.

La presencia de valores extremos demostraron en parte, el efecto jerárquico en el crecimiento que contribuyó en algunos casos a disminuir el tamaño del valor de la media y la mediana, en los muestros secuenciales a pesar de que se tuvo un tamaño de muestra adecuado.

Por las condiciones en que se realizó el experimento, fue posible observar un período de escaso crecimiento, que abarcó los primeros 160 días coincidiendo con la temporada fría del año y otro de rápido crecimiento que se ubicó de los 200 días al final del experimento, donde se observó una marcada ganancia en el peso y que correspondió a los meses cálidos del año, lo que permitió dimensionar la temporada de crecimiento entre los 125 y 200 días al año, con una fase de adaptación de aproximadamente 30 días.

Para el caso particular de la carpa espejo, no se observó el mismo patrón de crecimiento, debido a que esta especie tienen un intervalo óptimo por debajo de las otras especies de carpas, lo que le brindó una gran ventaja, ya que su ritmo de crecimiento fue sostenido con respecto al tiempo y no se vió alterado por las bajas temperaturas. En algunos casos la tasa de crecimiento descendió hacia los últimos muestros, sobre todo en al final de la cosecha. Esto fue mas obvio en la carpa espejo y en algunos casos en la carpa cabezona y plateada.

En las especies herbívoras, el crecimiento fue irregular confirmando las observaciones obtenidas en las relaciones longitud-peso. Así por ejemplo, la carpa herbívora creció poco en los estanques 1, 2 y 3, que son los mas alejados y se encuentran colocados en la parte terminal de la granja, por lo que no recibieron suficiente alimento. En contraste, en los estanques 7, 4, 5, 6, 8 y 9 el crecimiento fue mayor, lo que demostró que estos organismos recibieron una mayor proporción de alimento y por lo tanto se desarrollaron mas. El crecimiento de la brema fue mas bajo que la herbívora, a excepción del estanque siete; al respecto puede aducirse los mismos argumentos señalados para la especie anterior, sin dejar de pensar en el nivel de competencia que se estableció entre las dos especies herbívoras, sobre todo considerando que la carpa herbívora fue la especie principal en este cultivo.

En general se puede señalar que las especies filtradoras y omnívoras, tuvieron un crecimiento elevado a lo largo del periodo de cultivo, sobre todo durante la época cálida del año y esto obedeció a que sus requerimientos como especies, estuvieron en los límites aceptables, es decir una adecuada calidad del agua, suficiente disponibilidad de alimento y una buena densidad, lo que permitió que la mayoría de las especies del policultivo, alcanzaran su talla comercial, a excepción de las especies herbívoras, sin que se observara una diferencia entre los distintos tratamientos.

La representación del crecimiento a lo largo del experimento, se presenta en las Figuras 41, 42, 43, 44 y 45. En ellas se muestra en forma semilogarítmica el peso total promedio de cada muestreo, considerando la mediana y el tiempo en días en escala normal, donde se aprecia las observaciones antes señaladas.

Rendimiento pesquero.

Entre los 281 y 309 días que duró el experimento, el rendimiento pesquero total obtenido, fue de 4,632 kilogramos en aproximadamente dos hectáreas, lo que dió una producción de 2.3 toneladas por hectárea al año y no se presentaron diferencias significativas entre los tres tratamientos (Tabla 17).

De acuerdo con estos resultados se observó que el mayor rendimiento fue obtenido en el bloque de estanques tratados con urea mas fórmula compleja, con tres toneladas por hectárea, siguiendo en orden de importancia las excretas de cerdo con 2.2 toneladas y por último las de borrego con aproximadamente 2.0 toneladas.

En la tabla 18 se presentan los resultados desglosados por cada estanque, indicando para cada caso la tasa de fertilización aplicada. Se puede apreciar que el rendimiento pesquero expresado como como kilogramos por hectárea al día fue bajo en comparación con el obtenido en otros países, como en Israel donde se han alcanzado rendimientos entre 30 y 50 kh/ha/día (Schroeder, 1977; Moav et al., 1977 y Wohlfarth, 1978). La razón de esta baja

FIGURA 41. EXPRESION DEL CRECIMIENTO DE LA CARPA CABEZONA, A TRAVES DE DIAGRAMAS DE CAJAS. LA ESCALA DEL PESO TOTAL ES SEMILOGARITMICA Y LA DEL TIEMPO EN DIAS ES NORMAL.

CRECIMIENTO DE LA CARPA CABEZONA

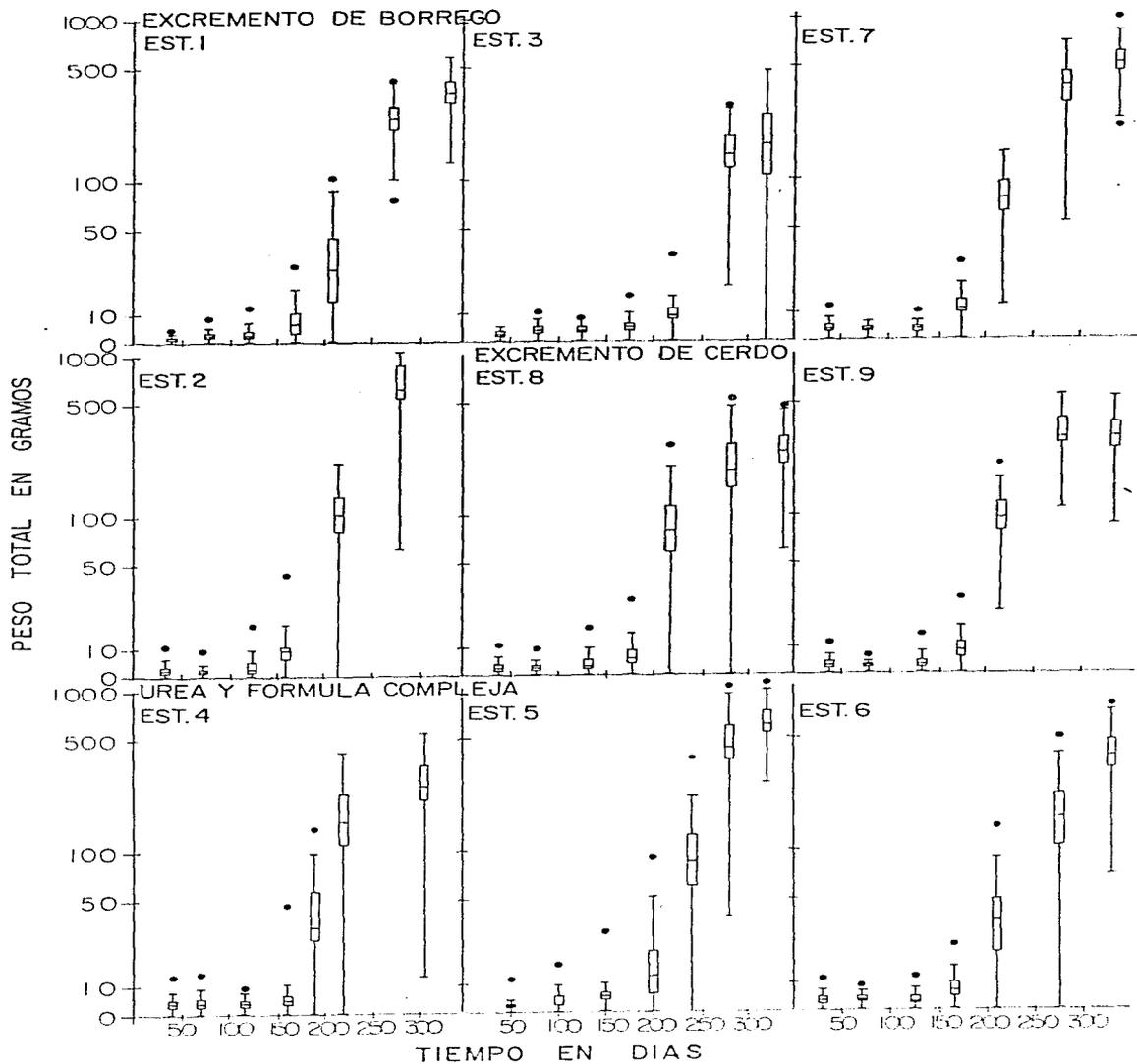


FIGURA 42. EXPRESION DEL CRECIMIENTO DE LA CARPA PLATEADA, A TRAVES DE DIAGRAMAS DE CAJA.

CRECIMIENTO DE LA CARPA PLATEADA

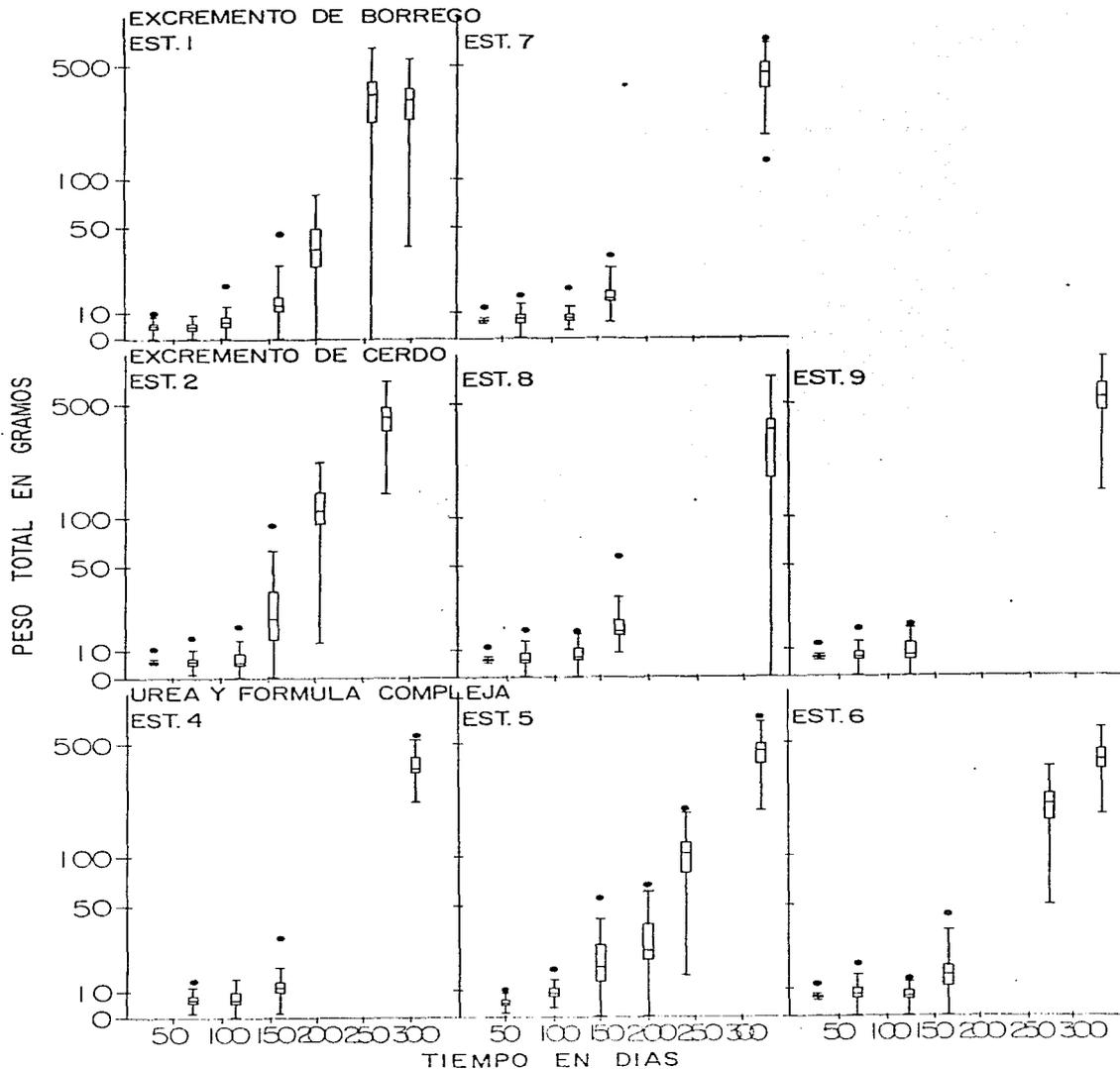


FIGURA 43. EXPRESION DEL CRECIMIENTO DE LA CARPA HERBIVORA.

CRECIMIENTO DE LA CARPA HERBIVORA

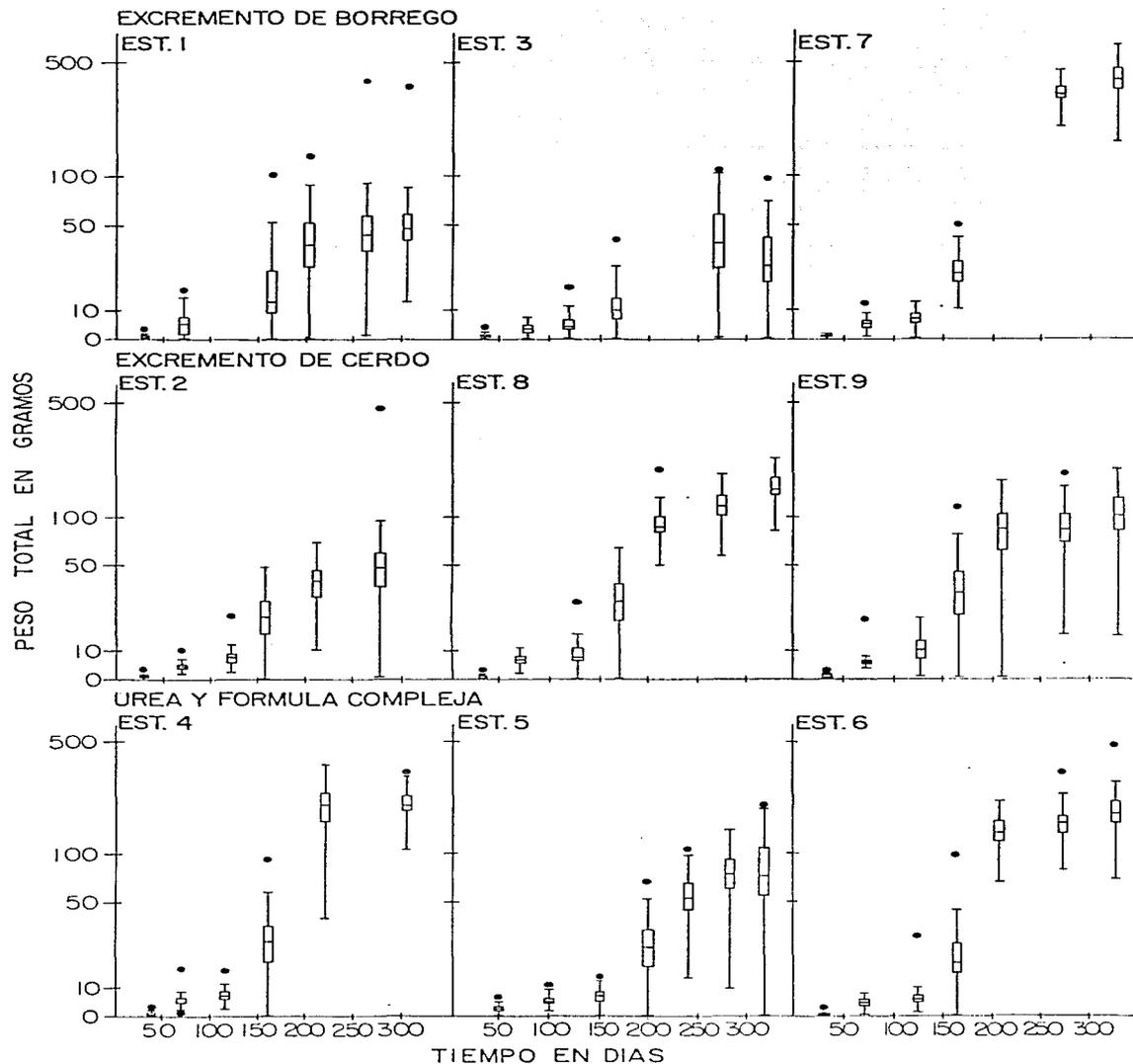


FIGURA 44. EXPRESION DEL CRECIMIENTO DE LA CARPA BREMA.

CRECIMIENTO DE LA CARPA BREMA

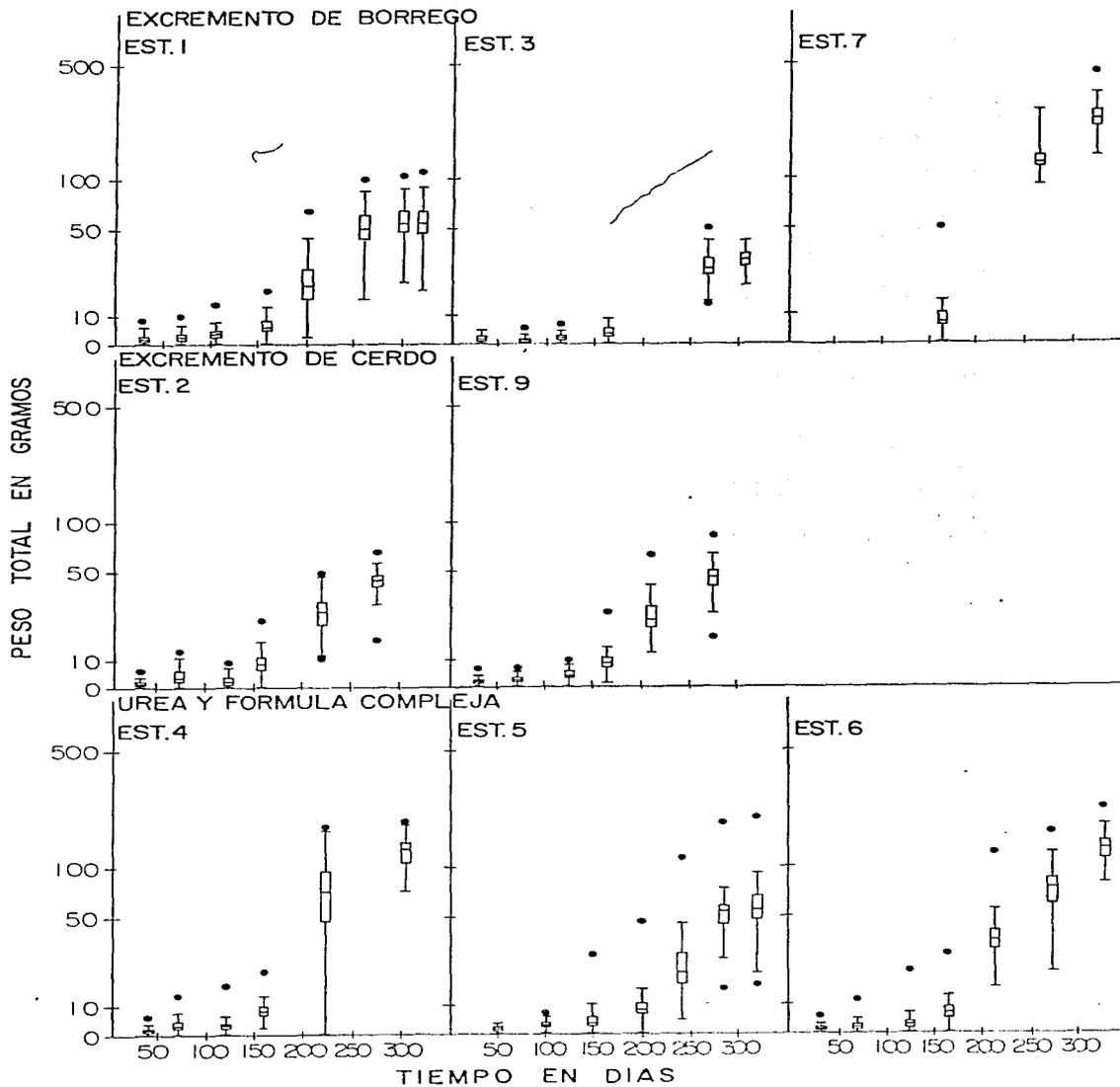


FIGURA 45. EXPRESION DEL CRECIMIENTO DE LA CARPA ESPEJO.

CRECIMIENTO DE LA CARPA ESPEJO

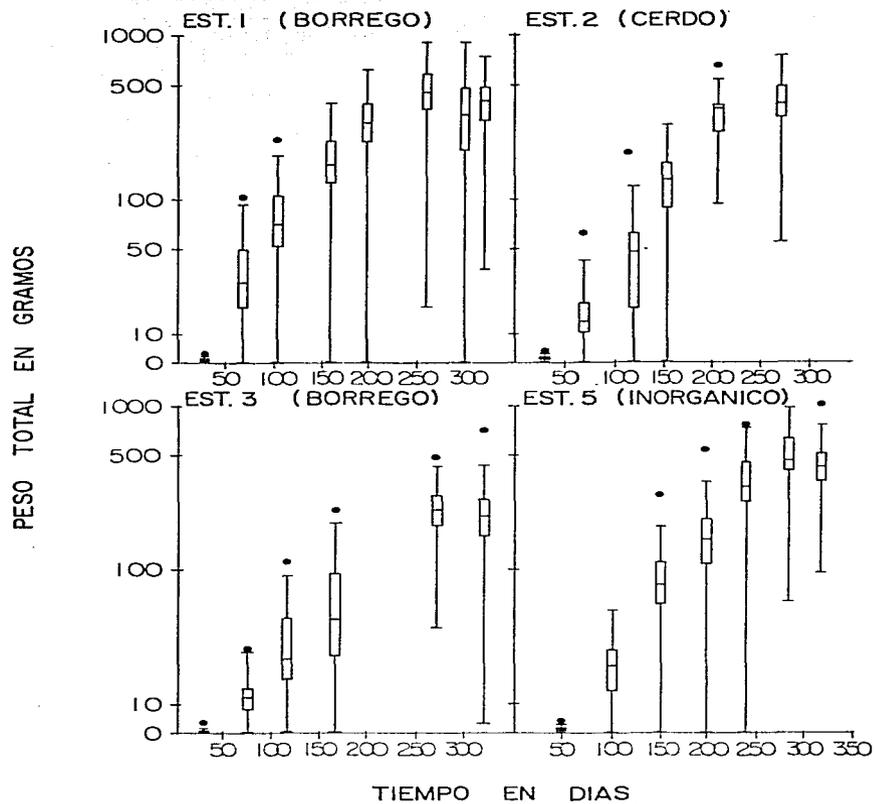


Tabla 17. Resultados finales del rendimiento pesquero obtenido en este experimento.

Tratamiento	Superficie en m.	Biomasa inicial en kg.	Biomasa final en kg.	Rendimiento kg/ha	Rendimiento kg/ha/d
Excremento fermentado de borrego.	7,885	19.197	1,524.2	1,933.05	6.52
Fase líquida de excretas de borrego	6,207	20.619	1,375.3	2,215.69	7.83
Urea mas complejo	5,819	21.589	1,732.8	2,977.86	10.02
Total	19,911	61.405	4,632.3		

Tabla 18. Resultados desglosados de los rendimientos pesqueros por estanque, señalando la cantidad de fertilizante agregado en total, el crecimiento específico y la tasa de sobrevivencia.

Estanque.	Fertilizante.	E	%			RENDIMIENTO		Ce	S	
			BI kg	BF kg		kg/ha	kg/ha/d			
E1	Borrego 249,911 litros en 302 días.	C	1.26	278.5	31	616.15	2.04	1.73	93.32	
		B	1.99	32.8	4	72.56	0.24	.93	62.21	
		E	1.27	389.2	44	861.06	2.85	1.89	68.07	
		P	0.64	---	---	---	---	---	---	---
	H	3.69	188.6	21	417.19	1.38	1.30	72.45		
TOTAL			8.84	889.1		1956.96	6.51		71.93	
E3	Borrego 82,080 litros en 288 días.	C	0.51	64.0	31	415.99	1.44	1.44	100	
		B	0.55	9.8	4	63.06	0.22	.78	100	
		E	0.38	93.8	45	610.14	2.11	1.57	83.43	
		P	0.02	---	---	---	---	---	---	---
		H	1.86	40.5	20	260.46	0.90	1.07	100	
TOTAL			3.31	208.12		1349.65	4.67		96.47	
E7	Borrego 101,062 litros	C	3.90	144.3	34	789.81	2.64	1.21	56.83	
		B	0.65	78.8	18	431.52	1.44	1.46	98.60	
		E	---	---	---	---	---	---	---	

	en 299	P	0.31	21.2	5	116.31	0.38	1.02	100
	dias	H	2.21	182.6	43	999.61	3.34	1.47	35.06
TOTAL			7.05	427.02		2337.25	7.80		52.19
E2	Cerdo	C	1.96	78.5	15	261.53	1.05	1.48	18.38
	137,640	B	1.10	13.7	3	45.76	0.18	1.03	53.34
	litros	E	1.04	295.1	57	983.33	3.96	2.27	86.33
	en 248	P	0.52	22.4	4	74.70	0.30	1.25	60.00
	dias.	H	3.62	110.5	21	368.40	1.48	1.37	81.66
TOTAL			8.21	520.18		1733.72	6.97		69.09
E8	Cerdo	C	3.90	230.7	42	1267.16	4.22	1.36	91.18
	101,100	B	0.65	93.3	17	512.63	1.70	1.51	55.50
	litros	E	---	---	---	---	---	---	---
	en 300	P	0.31	12.5	2	68.58	0.23	0.84	68.52
	dias.	H	2.20	213.1	39	1170.18	3.90	1.52	100
TOTAL			7.10	549.68		3018.55	10.05		90.51
E9	Cerdo	C	2.95	188.6	62	1361.03	4.53	1.38	89.97
	76,950	B	0.50	15.6	5	112.99	0.37	0.91	100
	litros	E	---	---	---	---	---	---	---
	en 300	P	0.24	20.4	7	147.40	0.49	1.00	100
	dias.	H	1.67	80.7	36	532.17	1.94	1.29	76.06
TOTAL			5.35	305.42		2203.59	7.33		84.51
E4	Urea +	C	4.54	281.1	47	1316.10	4.63	1.46	99.11
	F. C.	B	0.76	41.9	7	196.53	0.69	1.33	78.61
	2340 kg	E	---	---	---	---	---	---	---
	en 281	P	3.68	21.5	4	100.70	0.35	1.09	92.19
	dias	H	2.58	250.9	42	1174.95	4.18	1.63	77.03
TOTAL			8.24	595.58		2788.28	9.90		85.54
E5	Urea +	C	0.90	237.1	42	1246.37	4.03	1.77	88.09
	F. C.	B	0.67	24.8	4	130.86	0.42	1.03	100
	2286.6 kg	E	0.69	214.4	38	1127.28	3.65	1.74	85.62
	en 309	P	0.25	15.7	3	82.70	0.27	0.89	64.91
	dias.	H	3.88	66.1	13	347.69	1.12	0.91	52.15
TOTAL			6.47	558.22		2934.9	9.49		73.21
E6	Urea +	C	3.79	321.7	56	1306.81	6.00	1.47	88.22
	F. C.	B	0.63	44.8	8	251.63	0.84	1.26	100
	2094.9 kg	E	---	---	---	---	---	---	---
	en 301	P	0.31	19.9	3	111.57	0.37	0.99	100
	dias.	H	2.15	192.5	33	1081.10	3.59	1.42	81.22
TOTAL			6.87	579.02		3251.16	10.80		86.41

BI = Biomasa inicial; BF = Biomasa final; Ce = crecimiento específico; S = sobrevivencia; % = porcentaje de biomasa

cosechada.

$$\text{Crecimiento específico } C e = \frac{\text{Loge Bf} - \text{loge Bi}}{T - t} \times 100$$

Donde: T = tiempo final y t = tiempo inicial.

productividad, podría ser atribuida a que se introdujeron a los estanques crías muy pequeñas (cabezona con una media de longitud de 1.25 cm y peso de 3.37 g; brema de 1.58 cm y 1.82 g; espejo con .59 cm y 1.03 g; plateada de 3.8 cm y 5.54 g y herbívora de 1.05 cm y 2.09 g) y durante la época fría del año, lo que impidió en parte un buen crecimiento y por la larga duración del experimento la ganancia neta en peso diario se vió fuertemente afectada.

Uno de los problemas principales a los que se enfrenta el desarrollo de la piscicultura intensiva en México, es la escasa disponibilidad de crías de tallas mayores de 10 cm, que permita obtener mejores rendimientos. Por otra parte, es necesario programar las actividades piscícolas, de tal manera que la introducción de crías a los estanques, se realice al inicio de la época del crecimiento o cuando la temperatura del agua se incrementa por arriba de los 18°C. De esta forma, si se cuenta con las crías de un tamaño adecuado y una buena programación, será fácil superar la producción obtenida en esta investigación.

A pesar de que en este trabajo se utilizó una elevada biomasa de carpa herbívora, su rendimiento final fue superado en la mayoría de los casos por las carpas cabezona y la variedad Israelí, ocupando los primeros lugares en los estanques donde fueron introducidas. La carpa espejo abarcó del 38 al 57% de la biomasa total, excepto en el estanque cinco, donde fue superada por la carpa cabezona con el 42% de la biomasa total. La pobre aportación de las especies herbívoras obedeció a la falta de alimento suficiente y adecuado y sólo en algunos casos superó a la biomasa de la carpa cabezona, como en el estanque siete donde ocupó el primer lugar y el cuatro donde fue la segunda de la lista, con 43 y 42% de la biomasa total respectivamente.

En lo que respecta al coeficiente del crecimiento específico, este fue mayor en el grupo de estanques tratados con fertilizante mineral y el valor mas alto lo alcanzó la carpa espejo con 2.27 y el mas bajo la carpa plateada con 0.84. En general, los valores mas altos después de la carpa espejo fueron logrados por la carpa cabezona de 1.21 a 1.73.

La mayor ventaja que tiene determinar este coeficiente, es que el investigador puede hacer comparaciones en periodos cortos de tiempo, entre distintas especies o poblaciones o en varias etapas de la vida del pez y el efecto de factores tales como la temperatura pueden ser muy obvios (Weatherley, 1972); en este sentido, el uso y aplicación de este coeficiente es recomendable en investigaciones realizadas con la piscicultura.

La sobrevivencia promedio para cada estanque fue alta y en algunos casos alcanzó mas del 90% y la mas baja fue del 52%, lo que señala que las carpas se adaptaron perfectamente a las condiciones del cultivo y la mortalidad observada parece que fue causada mas bien por el manejo que por otras circunstancias y de manera especial en el caso de la carpa plateada.

Todos estos datos demuestran que los policultivos presentan diferentes variantes, en cuanto a la densidad manejada y la combinación de las diferentes especies, que va de acuerdo con la demanda interna del producto y de los precios que alcancen en el mercado; sus rendimientos fluctúan entre menos de una a catorce toneladas por hectárea al año, dependiendo del número de especies que integran el policultivo, el tipo de fertilizante, la aplicación de alimentos balanceados y la densidad de organismos por metro cuadrado. Este panorama refuerza el hecho de la importancia que tiene esta biotécnica como una fuente generadora de alimentos, donde las especies nativas pueden representar una gran alternativa al ser incluida en este cultivo.

Por esto mismo y de acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo, el futuro de los policultivos en México, resulta promisorio no solo porque se dispone de las especies que componen el policultivo chino, sino también, porque se cuenta con una amplia riqueza ictiofaunística, de donde se puede seleccionar especies para realizar las experiencias necesarias, para cimentar un policultivo mexicano.

Los resultados logrados en este trabajo, comparativamente se ubican en un nivel intermedio de rendimiento pesquero, que para ser el primer trabajo de este tipo en que se utiliza y maneja estas especies a esa densidad, resultó ser bueno. No obstante, considerando las circunstancias en que se llevó a cabo el desarrollo del trabajo, es necesario disponer de una infraestructura que permita ampliar las investigaciones en esta área, de tal manera que se alcance un estado tecnológico avanzado que permita ampliar su establecimiento a las áreas rurales del país (Chakrabarty et al., 1976; Sin'á y Vijaya, 1975; Moav et al., 1977; Schroeder, 1977; Wohlfarth, 1978; Cohen et al., 1983; Dimitrov, 1964 y 1984; Newton et al., inédito, 1978, 1981; Buck et al., 1973 a y b, 1981; Malecha et al., 1981; Buck et al., 1983; Brick y Stickney, 1979 y Prinsloo y Schoonbee, 1934 a, b y c).

VII. CONCLUSIONES .

Después de discutir ampliamente los resultados obtenidos en la presente investigación, se presentan las siguientes conclusiones:

1. El término de calidad del agua utilizado en este trabajo, se refiere al manejo de los parámetros físicos y químicos mas importantes que determinan en última instancia el éxito o fracaso de un cultivo, por lo que en este sentido se justifica plenamente su empleo, siempre y cuando se refiera a su uso práctico en la acuacultura.
2. Considerando un criterio único, los parámetros físico-químicos del agua de los estanques pueden ser divididos en dos grupos; conservativos y no-conservativos, que facilitan su manejo e interpretación y que para los propósitos que persiguió este estudio resultó operativo.
3. Dentro del grupo de parámetros conservativos, la composición iónica del agua que surte a los estanques de la granja, presentó características limnológicas particulares que le son suministradas de origen a través del manantial y por la cubeta del estanque. En comparación con otros sistemas de cultivo, estas aguas se clasifican como extremadamente duras (478.0 mg/l); alto contenido iónico y exceso de sodio (1,145 mg/l); elevada conductividad (1,317 umhos/cm) y pH alcalino (8.4), que la identifican dentro del grupo de ecosistemas acuáticos que presentan elevados rendimientos pesqueros. De acuerdo con la suma total de iones, no se observó un equilibrio químico, lo que se atribuyó a la presencia de otro ion dominante poco común, como es el boro.
4. La suma total de iones mostró un valor superior a los 2,000 mg/l, que colocan a estas aguas dentro de las aguas dulces.
5. La temperatura del agua mostró a lo largo del estudio, dos periodos bien marcados; uno frío durante los meses de diciembre a febrero y otro cálido de marzo a julio, con una temperatura máxima de 25°C y una mínima de 12°C. No se observaron diferencias en los tres tratamientos y la capa superficial fue ligeramente mas caliente que la del fondo.
6. La conductividad fue constante a lo largo del tiempo, con fluctuaciones muy pequeñas. No obstante, se detectaron diferencias entre los tratamientos sobre todo en los estanques tratados con excretas de borrego, lo que puede atribuirse a la presencia de sólidos disueltos aportados por el bioabono líquido.
7. La variación estacional del pH fue muy ligera y sus valores promedio se mantuvieron entre 8.6 y 8.9, lo que indicó la gran capacidad amortiguadora que tiene el sistema, manteniendose dentro de los niveles alcalinos con características adecuadas para lograr un buen rendimiento pesquero.
8. La presencia de elevados valores de sodio y potasio (916 a

2,152 mg/l de sodio y de 56.6 a 59.3 mg/l de potasio), podría ser atribuido a la disolución de las evaporitas presentes en la región, que suministra al agua una característica especial, ya que sobrepasa a los establecidos generalmente para las aguas dulces. Sus efectos fisiológicos de estos iones, aún no están bien establecidos y se estima prudente continuar su estudio.

Por otra parte el cloro también fue abundante y en promedio fluctuó entre 213 y 241 mg/l y representó el valor mas alto en los aniones y su presencia podría explicarse por las condiciones geológicas e hidrológicas de la región.

Se estima que la dinámica estacional de estos iones, depende de los cambios estacionales influenciados por las épocas de lluvia y sequía.

9. La dureza total del agua fue alta y en promedio varió de 395 a 493 mg/l, lo que coloca a estas aguas dentro de la categoría de muy duras, que no son apropiadas para la acuicultura. No obstante, en este caso no se observaron efectos adversos en los rendimientos pesqueros del policultivo. El valor estuvo por encima de la alcalinidad total (263.5 a 292.4 mg/l), lo que sugiere que los iones divalentes de calcio y magnesio se asocian a otros elementos, mas que a los carbonatos o bicarbonatos, con un comportamiento estacional homogéneo. El magnesio se presentó en exceso sobre el calcio y fue mas variable en el tiempo, lo que se atribuye a su dinámica propia y su utilización como micronutriente por el fitoplancton o a la precipitación especialmente del calcio junto con otros nutrimentos.

De acuerdo con los valores de alcalinidad total registrados en estas aguas, se consideran productivas debido a la relación que mantiene este factor con algunos procesos implícitos en la productividad primaria y que quedó demostrada en este trabajo, ya que estuvo estrechamente ligada a este parámetro.

10. En síntesis, se puede afirmar que los parámetros conservativos se encontraron dentro de los límites aceptables para lograr una buena sobrevivencia y crecimiento de las carpas incluidas en el policultivo.

11. Dentro del grupo de parámetros no conservativos, la transparencia se mantuvo entre 63 y 97 cm en promedio y su tendencia respecto al tiempo fue similar en los tres tratamientos. Al parecer el tipo de fertilizante aplicado promovió el proceso productivo, siendo el excremento de borrego el que presentó los valores mas bajos y el de urea mas fórmula compleja los mas altos. Las diferencias entre los tratamientos obedecen a los cambios en la composición de las especies y la abundancia total del fitoplancton. Se estima que una transparencia de 15 a 40 cm es adecuada para evitar problemas con la calidad del agua.

12. Los valores de oxígeno disuelto alcanzaron en promedio de 121.3 a 144.2% de saturación, con una tendencia en el tiempo

mayor a la sobresaturación; en el fondo se presentaron valores mas bajos (93.5 a 114.3%), con un comportamiento estacional muy aceptable, por lo que no representó problemas con los organismos en cultivo, sobre todo en los estanques fertilizados con abono inorgánico. Al parecer el uso de bioabono liquido es recomendable, ya que mantiene un balance adecuado del pulso de oxígeno. De acuerdo con Doudoroff y Shumway (1970), no se alcanzaron los valores letales ya que el valor mínimo registrado fue de 1.10 mg/l en los estanques tratados con excremento de cerdo.

13. Al evaluar las diferentes especies químicas del nitrógeno, se encontró que el amonio presentó un promedio entre 0.082 y 0.24 mg/l, que esta por debajo de los valores reportados en estanques de piscicultura intensiva y en ningún momento alcanzaron los niveles letales o subletales, que pudieran afectar a los peces.

En el caso de los nitratos, estos fueron abundantes y representaron en cada uno de los diferentes tratamientos el 45.76 y 77% del total de las diferentes especies químicas del nitrógeno. Sus valores promedio fluctuaron entre 0.54 y 0.72 mg/l, encontrándose un máximo de 2.57 mg/l y su comportamiento se relacionó con el ciclo natural. Al igual que el amonio, no alcanzaron los niveles letales y subletales.

Los nitritos presentaron un comportamiento similar a los nitratos con valores promedios que fluctuaron entre 0.08 y 0.42 mg/l en los tres tratamientos, sin representar problemas de toxicidad para las carpas del policultivo.

14. Los ortofosfatos señalaron variaciones amplias con respecto al tiempo; en promedio se obtuvo de 0.21 a 0.54 mg/l, registrándose los valores mas altos en el tratamiento de urea mas compuesto complejo con 3.4 mg/l. Con respecto a su comportamiento general, se marcó una clara diferencia entre los tratamientos de excretas orgánicas y el inorgánico, que reflejó en parte el contenido de este elemento con respecto al tipo de fertilizante y que en ningún momento fue limitante para la productividad primaria, aunque posiblemente una buena parte se acumuló en el sedimento, debido al pH y a los altos contenidos de calcio que presenta este sistema.

15. Se considera que la dinámica de las especies químicas del nitrógeno y del fósforo evaluadas en este trabajo, mantuvieron un comportamiento estacional, derivado de su ciclo natural y su constante aporte a través de la fertilización; lo que permitió tener condiciones adecuadas para mantener una buena productividad primaria.

16. El análisis estadístico de la varianza realizado a partir de los datos quincenales, demostró claramente que los tres tratamientos utilizados en este trabajo, presentaron diferencias significativas ($F = .000$ a 0.045), que permite separarlos sobre todo en el contenido de amonio, nitritos y ortofosfatos; además, de otros factores como la transparencia, pH, dureza del

calcio y bicarbonatos. Esta separación es mas marcada y establece una diferencia entre los fertilizantes orgánicos y el inorgánico principalmente por el amonio, nitritos y pH, como lo demostró la prueba de clasificación múltiple del análisis de la varianza. Es obvio que esta diferencia estuvo dada por la carga del amonio y nitritos que contenía cada uno de los tratamientos.

17. El modelo predictivo del análisis de discriminantes, permitió clasificar a los estanques en un 83.53% a partir de las variables siguientes: conductividad, cloruros, pH, dureza del magnesio, temperatura, fotosíntesis bruta y transparencia. Dentro de estas variables cabe destacar a la conductividad, ya que a pesar de ser la variable mas estable a lo largo del tiempo, en el análisis su peso ponderado fue alto (0.785), a tal grado que ocupó el primer lugar en el modelo de predicción y consolidó en parte la importancia que tienen los componentes iónicos en este sistema.

18. Las variaciones nictemerales de la temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto, no mostraron un comportamiento diferencial al reportado por otros autores. La temperatura en promedio alcanzó un mínimo de 11°C a las siete de la mañana y un máximo de 25.5°C a las cuatro de la tarde; la conductividad y el pH no variaron a lo largo de los ciclos y sólo en el estanque 9 fertilizado con abono inorgánico, se observó una campana bien definida en el pH con un aumento durante el día y un decremento por la noche.

Las fluctuaciones de oxígeno disuelto fueron muy evidentes y en la mayoría de los casos se mantuvieron por encima del nivel de saturación; siendo a las cuatro y siete de la tarde cuando se alcanzaron los valores máximos (360%) y a las siete de la mañana los mínimos; siendo los valores del fondo ligeramente mas bajos.

Estos datos confirmaron que durante el experimento, se dieron las condiciones adecuadas para mantener una elevada sobrevivencia y crecimiento de los organismos en cultivo.

19. Las especies químicas del nitrógeno, mostraron poco cambio a lo largo de los ciclos nictemerales; el amonio señaló una ligera tendencia a incrementarse en las últimas horas de la noche, para disminuir después durante el día, sugiriendo un aumento en la tasa de nitrificación; la concentración de nitratos fue alta y no mostró una clara variación al igual que los nitritos, aspecto que no concuerda con las observaciones realizadas por otros autores.

20. Por otra parte, la variación de los ortofosfatos exhibió un comportamiento diferencial entre los tratamientos orgánicos e inorgánico. En los primeros se observaron cambios cuando se añadió el bioabono líquido, alcanzando en ese momento valores altos que llegaron a 1 mg/l, para disminuir después pasadas las tres horas para alcanzar su valor original inicial. En el segundo, la concentración se mantuvo constante, lo que se puede atribuir en parte a la forma en que se realizó la fertilización.

21. Las clorofitas fueron los componentes dominantes del fitoplancton en los estanques, siguiendo en orden de importancia las bacilariofitas y cianofitas. La mayor abundancia total se encontró en los estanques fertilizados con excremento de cerdo con 1,502,209 org/ml y el menor en el de urea mas fórmula compleja con 913,860 org/ml. Estos resultados coinciden con otras observaciones realizadas por otros autores.

La riqueza fitoplanctónica estuvo representada por 40 géneros y sólo se identificaron a nivel de especie 20 de ellos, siendo los mas frecuentes Elakatothrix sp., Monoraphidium sp., Oocystis sp., Pediastrum borvanum, Scenedesmus acuminatus, Scenedesmus biinga, Scenedesmus quadricauda, Schroederia setigera, Sphaerocystis sp., Oscillatoria sp., Cyclotella meneghiniana, Denticula tenuis, Nitzschia palea y Nitzschia sp.

Con respecto a su abundancia total ésta fue mas alta que la reportada en otros estudios, lo que puede ser atribuido a varios factores como la calidad del agua y al efecto interactivo de las especies componentes del policultivo.

Del total de géneros y especies identificadas, 16 fueron las mas frecuentes y sólo algunos géneros estuvieron presentes en un tipo de tratamiento, como Scenedesmus quadricauda en el de cerdo; Pediastrum borvanum en el inorgánico y Nitzschia palea en el de borrego.

22. La variación estacional del fitoplancton señaló cambios en la abundancia relativa; las clorofitas presentaron una tendencia marcada a la reducción, alcanzando en los meses mas fríos los valores mas altos, para después disminuir sensiblemente en los meses cálidos. Las cianofitas, euglenofitas, bacilariofitas, pirrofitas y crisofitas, fueron mas abundantes en los meses finales del experimento, por esta razón la abundancia total fue mayor en la época cálida del año, lo que confirmó la elevada demanda de nutrimentos que se dió en esta temporada.

La tendencia general de la distribución estacional de la abundancia total, en los tres tratamientos fue de una caída en los meses de febrero a abril y un aumento progresivo hasta alcanzar un máximo al final del experimento, en los meses de julio y agosto.

23. Las especies dominantes a todo lo largo del experimento en cada uno de los tratamientos, estuvieron representados por 10 géneros en el de borrego; siete en el de cerdo y cinco en el de urea mas compuesto complejo, lo que significó una mayor diversidad en el primer tratamiento.

24. El índice de diversidad presentó cambios muy bruscos a lo largo del tiempo, variando desde 0.25 a 5.6 bits, incrementándose en la temporada calida del año, por un aumento en el número de nichos disponibles y la presencia de nutrimentos, que coincidieron para dar las condiciones adecuadas para que se incrementara la diversidad. El índice de similitud por otro lado,

confirmó que la comunidad fitoplanctónica es la misma en todos los tratamientos y las diferencias estuvieron dadas solo por la abundancia.

25. La productividad primaria estimada a través de dos técnicas, mostro resultados diferentes, que pueden ser atribuidas a varios factores, entre los que destaca el manejo de la técnica. Así por ejemplo, la técnica de botellas claras y oscuras indicó que la respiración tuvo valores promedio de 0.24 a 0.29 mgC/l/tres horas, que representó el 25% de la fotosíntesis neta. La fotosíntesis bruta, presentó valores que oscilaron entre 0.95 y 1.0 mgC/l/tres horas y la fotosíntesis neta de 0.75 a 0.89 mgC/l/3 horas. La tendencia general fue de incremento sobre todo en el tratamiento de cerdo y el inorgánico, cosa que no se dio en el otro fertilizante.

Con la técnica de la tasa de cambio de oxígeno en un ciclo nictemeral, la respiración presentó una tendencia muy similar en los tratamientos fertilizados con bioabono líquido, presentándose en ambos casos un aumento en la tasa respiratoria, la cual promedio de -3.38 a -5.35 gC/m²/día y sobrepaso los valores calculados para la fotosíntesis neta, siendo en todos los casos la demanda respiratoria mayor. La fotosíntesis bruta fue parecida en los tres casos y se insinuo un incremento hacia los valores negativos de -0.30 a -1.27 gC/ m² /día y por último la fotosíntesis neta exhibió un comportamiento parecido en los estanques fertilizados con excretas animales y diferente en el inorgánico; los valores medios se ubicaron entre 2.89 y 3.89 gC/m²/día, alcanzándose el valor mas alto de 8 gC/m²/día en los estanques fertilizados con urea mas formula compleja.

En el primer caso los resultados obtenidos fueron mas bajos de los reportados en estanques fertilizados y en el segundo, los valores de fotosíntesis neta se ubicaron dentro del intervalo registrado en estanques fertilizados en Israel, Nigeria y la India, siendo altamente productivos.

26. El valor de la pendiente obtenido de la relación longitud-peso de cada una de las especies manejadas en el policultivo, alcanzó en la mayoría de los casos un valor ligeramente inferior a 3, lo que indicó que los organismos mantuvieron un crecimiento isométrico, con un error de apreciación de 5 a 10%, que es valido para las condiciones en que se desarrolló el experimento.

27. Con respecto al crecimiento de todas las especies incluidas en el policultivo, cabe destacar que a traves de los diagramas de cajas, fue posible observar que existio una dispersion grande de la población muestreada, respecto al tiempo, lo que pudo deberse entre otros factores al efecto jerárquico del crecimiento. Se observó un periodo de escaso crecimiento que abarcó los primeros 160 días del cultivo y otro de rápido crecimiento de 200 días, hacia el final del experimento, donde se marcó una fuerte ganancia de peso con una fase previa de adaptación de 30 días aproximadamente. Para el caso particular de la carpa espejo no se vio el mismo patrón, debido a que esta especie tiene un intervalo

óptimo de crecimiento por debajo de las otras especies que integraron el policultivo.

28. El rendimiento pesquero obtenido entre los 281 y 309 días que duró el experimento fue de 4,632 kg en dos hectáreas, de los cuales los estanques tratados con fertilizante mineral aportaron extrapolando a una hectárea 3 toneladas, los de cerdo 2.2 y el de borrego 2, lo que significó que en el primer tratamiento se obtuvo el mejor rendimiento, aunque no hubo diferencias significativas entre ellos.

29. El rendimiento pesquero expresado en kg/ha/día, fue bajo (de 6.52 a 10.02), en comparación con el obtenido en otros países (30 a 50), lo que obedeció al pequeño tamaño en que se introdujeron las crías y a la época en que se inició el cultivo.

A pesar de que se usó una elevada densidad de especies herbívoras, el rendimiento final fue superado en biomasa en la mayoría de los casos por las carpas cabezona y variedad israelí, que también fueron las especies que presentaron los valores mas elevados de crecimiento específico. La escasa contribución de las especies herbívoras, obedeció en parte a la escasa alimentación que se suministró durante el experimento.

30. La supervivencia promedio de cada estanque fue alta y varió de 52 al 90%, estando dentro de los límites normales y sólo en la carpa plateada fue baja, debido principalmente al manejo y a la baja densidad en que se introdujo.

31. Los resultados de esta investigación, se ubican en un nivel intermedio de rendimiento pesquero, con respecto a otros países en donde se maneja el policultivo, que para ser la primera experiencia de este tipo que se realiza en el país, resultó ser buena, ya que se puede superar en 3 medida los rendimientos pesqueros tradicionalmente obtenidos.

32. En relación a los factores intrínsecos y extrínsecos que determinaron los rendimientos pesqueros obtenidos en la presente investigación, se puede señalar que independientemente del estado fisiológico y genético que tenían las carpas utilizadas en este cultivo, los parámetros de calidad del agua, la productividad primaria y el fitoplancton se mantuvieron dentro de los límites adecuados que permitieron un buen crecimiento y supervivencia. El único problema fue el tamaño tan pequeño en que se introdujeron las crías, la época en que fueron reclutadas en los estanques y que la alimentación de las especies herbívoras fue deficiente, lo que no permitió superar el rendimiento. Sin embargo, pasando estos problemas, se puede incrementar la producción, ya que este sistema por sus características antes mencionadas, tiene una elevada capacidad productiva, que puede ser aprovechada.

VIII. B I B L I O G R A F I A C I T A D A .

- Abeliovitch, A. 1967. Oxygen Regime in Beit-Shean Fish Ponds Related to Summer Mass Fish Mortalities. Preliminary Observations. *Bamidgeh* 19 (1): 3-15.
- Ahling, B. and Jernelov, A. 1971. Weed Control with Grass Carp in Lake Osbysjon. Swedis Water and Air Pollution Research Laboratory. Stockholm, B94a : 1-15.
- Almazan, G. and Boyd, C. E. 1978. An Evaluation of Secchi Disk Visibility for Estimating Plankton Density in Fish Ponds. *Hydrobiologia*, 65: 601-608.
- Alabaster, J. S. and Lloyd, R. 1980. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAO and Butterworths, London. 297 pp.
- Amlacher, E. 1964. Manual de Enfermedades de los Peces. Editorial Acribia, España. 320 pp.
- American Public Health Association. 1971. 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. 874 pp.
- Arredondo, F. J. L. y Juárez P. J. R. 1986. Manual de Ciprinicultura (Cultivo de carpas). Parte I. Antecedentes, sistemática, reproducción inducida, incubadoras y desarrollo embrionario. Secretaría de Pesca. Pachuca, Hgo. 121 pp.
- Avnimalech, Y. and Lacher, M. 1979. A Tentative Nutrient Balance for Intensive Fish Ponds. *Bamidgeh*, 31(1): 3-8.
- Eackiel, T. and Stegman, K. 1968. Temperature and Yield in Carp Ponds. *FAO Fish. Rep.*, 44(4): 334-342.
- Barrera, R., Becerra, L. Díaz, F., Espina, S., Latournerie, L., Soto, F. y Vega, M. E. (inédito). Análisis de los Factores Fisicoquímicos de Tres Estanques Fertilizados de la Granja Integral de Policultivo de Tezontepec, Hgo. Facultad de ciencias, UNAM (1983). 29 pp.
- Beadle, L. C. 1974. The Inland Waters of Tropical Africa. An Introduction to Tropical Limnology. Longman, London. 365 pp.
- Beckman, W. C. 1942. Further Studies on the Increased Growth Rate of the Rock Bass *Ambloplites rupestris* (Rafinesque), Following the Reduction in Density of the Population. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 72: 72-78.
- Bencze, F. and Fehér, I. 1977. Hungarian Experiences of Freshwater Fish Breeding. Budapest, Hungary. 53 pp.
- Boyd, C. E. 1971. Phosphorous 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 University Agricultural Experiment Station, Auburn, Alabama. 359 pp.
- 1982. Water Quality Management for Pond Fish Culture. Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences. 9. Elsevier Scientific Publishing Company. 318 pp.

- Boyd, C. E. and Lichtkoppler, F. 1979. Water Quality Management in Pond Fish Culture. International Centre for Aquaculture, Agriculture Experiment Station. Research and Development Series No. 22, 30 pp.
- Boyd, C. E. and Musig, Y. 1981. Orthophosphate Uptake by Phytoplankton and Sediment. *Aquaculture*, 22: 165-173.
- Brick, W. R. and Stickney, R. R. 1979. Polyculture of Tilapia aurea and Macrobrachium rosenbergii in Texas. *Proc. World Maricult. Soc.* 222-223.
- Brower, J. E. and Zar, J. H. 1977. Field and Laboratory Methods for General Ecology. Wm. C. Brown Co. Publisher Iowa, 194 pp.
- Brown, M. E. 1946. The Growth of Brown Trout (Salmo trutta Linn.). I. Factor Influencing the Growth of Trout Fry. *J. Exp. Biol.*, 21: 118-129.
- Buck, H. D., Baur, R. J. and Rose, R. C. 1978 a. Utilization of Swine Manure in a Polyculture of Asian and North American Fishes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 107(1): 216-222.
- , 1978 b. Polyculture of Chinese Carps in Ponds with Swine Wastes. In: Smitherman, R. O., Shelton, W. L. and Grover, J. W. (Eds.). Culture of Exotic Fishes. Symp. Proc. Fish Culture Section, Am. Fish. Soc. Auburn, Ala. 144-159.
- Buck, H. D., Malecha, S. R., and Baur, R. J. 1981. Polyculture of the Freshwater Prawn (Macrobrachium rosenbergii) with Two Combination of Carps in Manured Ponds. Privileged Communication Rough Draft in Review, *World Mariculture Soc.*, 23 pp.
- Buck, H. D., Malecha, S. R., and Baur, R. J. 1982. Prawn/Fish Production Using Different Types and Loading of Swine Manure. *J. World Maricult. Soc.*, 14: 531-532.
- Chakrabarty, R. D., Sen, P. R., Rao, M. G. S., and Ghosh, S. R. 1976. Intensive Culture of Indian Major Carps. In: Advances in Aquaculture. Pillay, T. V. R. and Dill, A. Wm. (Eds.). Fishing News Book Ltd.: 153-157.
- Chróst, R. J., Siuda, W., and Mazzyk, M. 1981. Primary Production Extracellular Release of Organic Matter by Phytoplankton and Heterotrophic Activity of Bacteria in three Lakes in the Mazurian Lake District, Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 28(1): 11-18.
- Cole, A. G. 1975. Textbook of Limnology. C. V. Mosby Co. Saint Louis, pp.
- 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.
- Cohen, D., Raanan, Z., and Barnes, A. 1983. Production of the Freshwater Prawn Macrobrachium rosenbergii in Israel. I. Integration into Fish Polyculture Systems. *Aquaculture*, 31: 67-76.
- 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.
- Cox, G. W. 1973. Laboratory Manual of General Ecology. Wm C.

- Brown Co. Publishers, Dubuque, 232 pp.
- Dickey, C. E. and Lembke, D. W. 1973. Wells and Ponds: Water Quality and Supply. Agricultural Experiment Station, College of Agriculture, University of Illinois at Urbana-Champaign. Bulletin 758: 34 pp.
- Dickman, M., and Efford, E. I. 1972. Some Effects of Artificial Fertilization on Enclosed Plankton Populations in Marion Lake, British Columbia. J. Fish. Res. Bd. Canada, 29: 1595-1604.
- Dimitrov, M. 1974. Mineral Fertilization of Carp Pond in Polycultural Rearing. Aquaculture, 3: 273-285.
- 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.
- Doudoroff, P., and Shumway, D. L. 1970. Dissolved Oxygen Requirements of Freshwater Fishes. FAO United Nations, Fish. Tech. Paper, 35: 291 pp.
- Eren, Y., Tsur, T., and Avnimelech, Y. 1977. Phosphorous Fertilization of Fish Ponds in Upper Galilee. Waaidgeh, 29: 87-97.
- FAO, 1933. Freshwater Aquaculture Development in China. Report of the FAO/UNEP Study for Organized for French-Speaking African Countries, 22 April-26 May, 1930. FAO Fish. Tech. Paper No. 214. FIR/215 (En): 124 pp.
- Fitzgerald, G. P. 1970. Aerobic Lake Ponds for the Removal of Phosphorus from Lake Waters. Limnol. Oceanogr., 15: 550-555.
- Foog, G. E. 1965. Algal Cultures and Phytoplankton Ecology. Univ. Wis. Press, Madison, 126 pp.
- Fott, J. 1972. Observations on Primary Productions of Phytoplankton in Two Fish Ponds. In: Kajak, Z. and Hillbricht-Ilkowska, A. Productivity Problems of Freshwaters. Pwn Polish Scientific Publishers, Warsaw, 918 pp.
- García, E. 1973. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM, 2da Edición, 246 p.
- Goldman, C. R. 1965. Micronutrient Limiting Factors and their Detection in Natural Phytoplankton Populations. In: Goldman, C. R. (Ed.). Primary Productivity in Aquatic Environments. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 13 Suppl. University of California Press, Berkeley, p 121-135.
- Grover, J. H. and Juliano, R. O. 1976. Length-Weight Relationship of Pond Raised Milkfish in the Philippines. Aquaculture, 7: 339-346.
- Hall, J. D., Cooper, E. W., and Werner, E. E. 1970. An Experimental Approach to the Production Dynamics and Structure of Freshwaters Animal Communities. Limnol. Oceanogr. 15: 839-929.
- Hall, C. A., and Holl, R. 1975. Methods of Assessing Aquatic Primary Productivity. In" Lieth, H., and Whittaker, R. H. (Eds.). Primary Productivity of the Biosphere. Springer-Verlag, New York, Inc. : 19-51.

- Hepher, B. 1958. On the Dynamics of Phosphorous Added to Fishponds in Israel. *Limnol. Oceanogr.* 3: 84-100.
- 1959. Chemical Fluctuations of the Water of Fertilized and Unfertilized Fishponds in a Subtropical Climate Bamidgeh, 11(1): 3-22.
- 1962. Primary Production in Fishponds and its Application to Fertilization Experiments. *Limnol. Oceanogr.* 7 (2): 131-136.
- 1975. Supplementary Feeding in Fish Culture. *Proc Int. Congr. Nutr.*, 9 (3): 183-198.
- 1978. Ecological Aspects of Warm Water Fishponds Management. In: Gering, S. D. (Ed.). *Ecology of Freshwater Fish Production.* Blackwell Sci. Publ. Oxford: 447-463.
- Hepher, B. and Pruginin, Y. 1981. *Commercial Fish Farming with Special Reference to Fish Culture in Israel.* John Wiley and Sons, New York, 261 pp.
- Huey, W. D., Simco, A. B., and Criswell, W. D. 1980. Nitrite Induced Methemoglobin Formation in Channel Catfish. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 109: 558-562.
- Hutchinson, G. E. 1957. A treatise on Limnology: Vol. II Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. John Wiley and Sons, New York, 1,115 pp.
- Iles, T. D. 1973. Dwarfing or Stunting in the Genus Tilapia (Cichlidae) a Possibility Unique Recruitment Mechanism. In: Parrish, B. B. (Ed.). *Fish Stocks and Recruitment.* Rapp. P. V. Reun. Cons. perm. Int. Explor. Mer., 164: 246-254.
- Imevbore, 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 Freshwaters.* PWN Polish Scientific Publishers, Warsaw, 918 pp.
- Jana, B. B. 1979. Primary Production and Bacterioplankton in Fish Ponds with Mono and Polyculture. *Hydrobiologia*, 62 (1): 81-87.
- Juárez, P. J. R. 1982. La Piscicultura en la República Popular China. Informe de las Experiencias Adquiridas en la República Popular China, Durante la Visita Oficial Efectuada del 4 de Agosto al 1 de Octubre de 1979. Secretaría de Pesca, México D. F., 105 pp.
- King, D. L. 1970. The Role of Carbon in Eutrophication. *J. Water Pollution Control Fed.*, 42: 2,035-2,051.
- Kinne, O. 1960. Growth, Food Intake, and Food Conversion in Euryplastic Fish Exposed to Different Temperatures and Salinities. *Physiol. Zool.*, 33: 288-317.
- Krauskopf, B. K. 1967. *Introduction to Geochemistry.* McGraw-Hill Book Company, 721 pp.
- Langford, R. R. 1948. Fertilization of Lakes in Algonquin Park, Ontario. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 78: 133-144.
- Lin, H. R. 1982. Polycultural Systems of Freshwater Fish in China. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 143-150.
- Ling, Y., Melack, J. M., and Wan, J. 1981. Primary Production and Fish Yields in Chinese Ponds and Lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 110: 346-350.

- Malecha, S. R., Buck, D. H., Baur, R. J. and Onizuka, D.R. 1981. Polyculture of the Freshwater Prawn, *Macrobrachium rosenbergii*, Chinese and Common Carps in Ponds Enriched with Swine Manure. 1. Initial Trials. *Aquaculture*, 25: 101-116.
- Manual on Water. 1969. ASTM Special Technical Publication No. 442. Philadelphia, Pa: American Society for Testing and Materials.
- Margalef, R. 1972. Ritmos, Fluctuaciones y Sucesión. In: *Ecología Marina*. Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Caracas, Editorial Dossat, S. A. : 454-492.
- Margalef, R. L., Planas, D., Armengol, J., Vidal, A., Prat, N., Toja, J. y Estrada, M. 1976. *Limnología de los Embalses Españoles*. Ministerio de Obras Públicas, Madrid (123): 422 pp.
- Margalef, R. 1976. *Biología de los Embalses*. Investigación y Ciencia (1): 50-62.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona 1,010 pp.
- 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.
- Moav, R., and Wohlfarth, G. W. 1968. Genetic Improvement of Yield in Carp. *FAO Fish. Rep.*, 44 (4): 12-29.
- Moav, R., Wohlfarth, G. W., Schroeder, G. L., Hulata, G., and Barash, H. 1977. Intensive Polyculture of Fish in Freshwater Ponds. 1. Substitution of Expensive Feeds by Liquid Cow Manure. *Aquaculture*, 10: 25-43.
- Moss, B. 1973. Diversity in Fresh-Water Phytoplankton. *The Am. Midl. Nat.*, 90 (2): 341-353.
- Moyle, J. B. 1946. Some Indices of Lake Productivity. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 76: 322-334.
- 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 Section, AFS: 137-143.
- Newton, S. H., Haskins, C., and Martin, M. J. 1981. Polyculture of Buffalo Hybrids with Channel Catfish. Proceedings of the 35th Annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners. 8 pp.
- Nie, N. H., Hadlai, C., Jean, G. J., Karin, S., and Dale, H. B. 1975. *SPSS Statistical Package for the Social Science*. Ed. McGraw-Hill, New York. 675 pp.
- Nielsen, L. A., and Schoch, F. W. 1980. Errors in Estimating Mean Weight and Other Statistics from Mean Length. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 109: 319-322.
- Noriega-Curtis, N. 1979. Primary Productivity and Related Fish Yield in Intensely Manured Fishponds. *Aquaculture*, 17: 335-344.
- Odum, H. T. 1956. Primary Production in Flowing Waters. *Limnol. Oceanogr.*, 1: 102-117.
- Odum, T. M., and Parrish, B. 1954. Boron in Florida Waters. *Quart. J. Florida Academy of Sciences*, 17 (2): 105-109.
- Olness, A., Troeger, W. W., Pardue, D. G., and Huckleberry, R. R.

1979. Phosphorus in a Model Pond Study: Sediment Selection and Preparation. *Hydrobiologia*, 63 (1): 11-15.
- Opuszynskii, K. 1979. Silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) in Carp Pond. III. Influence on Ecosystem. *Ekol. pol.*, 27 (1): 117-133.
- Osorio, M. I. inédito. Estudio Comparativo de la Eficiencia en el Proceso de Biodigestión Anaeróbica de Tres Excrementos Diferentes y Dos Combinaciones, para la Obtención de Bioabono. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM, 1986. 84 pp.
- Opuszynskii, K. 1981. Comparison of the Usefulness of the Silver Carp and the Bighead as Additional Fish in Carp Ponds. *Aquaculture*, 25: 223-233.
- Orozco, F. y Madinaveitia, A. 1941. Estudio Químico de los Lagos Alcalinos. El Origen del Carbonato Sódico. *An. Inst. Biol.* Tomo XII: 429-438.
- Otsuki, A., and Wetzel, R. G. 1974. Calcium and Total Alkalinity Budgets and Calcium Carbonate Precipitation of a Small Hard-Water Lake. *Arch. Hydrobiol.*, 73 : 14-30.
- Parker, C. N. and Davis, B. K. 1981. Requirements of Warmwater Fish. In: *Bio-Engineering Symposium for Fish Culture* (FCS Publ. 1) : 21-28.
- Parsons, R. T., Stephens, K., and Takahashi, M. 1972. The Fertilization of Great Central Lake. I. Effect of Primary Production. *Fishery Bulletin*, 70 (2) : 13-23
- Porras, D. 1981. Sobre la Utilización en Acuicultura de Fertilizantes Orgánicos (Desechos y Excretas). *Rev. Lat. Acui.* (9): 1-48.
- Prinsloo, J. F., and Schoonbee, H. J. 1984 a. Observations on Fish Growth in Polyculture During Late Summer and Autumn in Fish Ponds at Umtata Dam Fish Research Centre, Transkei. Part I. The Use of Pig Manure with and without Pelleted Fish Feed. *Water, S. A.*, 10 (1): 24-29.
- , 1984 b. Observations on Fish Growth in Polyculture During Late Summer and Autumn in Fish Ponds at the Umtata Dam Fish Research Centre, Transkei. Part II. The Use of Cattle Manure with and without Pelleted Fish Feed. *Water, S. A.*, 10 (1): 30-35.
- , 1984 c. Observations on Fish Growth in Polyculture During Late Summer and Autumn in Fish Ponds at Umtata Dam Fish Research Centre, Transkei. Part III. The Use of Chicken Manure with and without Pelleted Fish Feed. *Water, S. A.* 10 (1): 36-39.
- Prowse, G. A. 1968. Standardization of Statistical Methods in Fish Culture Research. *FAO Fish. Rep.* 44 (4): 386-396.
- , 1972. Some Observations on Primary and Fish Production in Experimental Fish Ponds in Malacca, Malaysia. In: *Kajak, Z., and Hillbricht-Ilkowska, A.* (Eds.). *Productivity Problems of Freshwater*. PWN Polish Scientific Publishers, Warsaw, 918 pp.
- Rappaport, U., and Sarig, S. 1979. The Effect of Population

- Density of Carp in Monoculture Under Conditions of Intensive Growth. *Bamidgeh*, 31 (2): 26-34.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. Department of the Environment Fisheries and Marine Service. Bull. 191: 382 pp.
- Sawyer, C. N., and McCarty, L. P. 1967. Chemistry for Sanitary Engineers. McGraw-Hill Book Co. New York, 518 pp.
- Schroeder, L. G. 1975. Nighttime Material Balance for Oxygen in Fish Ponds Receiving Organic Wastes. *Bamidgeh*, 27 (3): 65-74.
- , 1977. Agricultural Wastes in Fish Farming a Commercial Application of the Culture of Single-Cellled Organism for Protein Production. *Water Research*, S. A. 11: 419-420.
- Schwoerbel, J. 1975. Métodos de Hidrobiología. H. Blume, Madrid, 262 pp.
- Shannon, C. E. and Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- Shefler, D. and Reich, K. 1977. Growth of Silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in Lake Kinneret in 1969-1975. *Bamidgeh*, 29 (1): 3-16.
- Shina, V. R. P., and Vijaya, G. M. 1975. On the Growth of Grass Carp, *Ctenopharyngodon idella* Val. in Composite Fish Culture at Kalyani, West Bengal (India). *Aquaculture*, 5: 283-290.
- Sorokin, Ju. I. 1965. On the Trophic Role of Chemosynthesis and Bacterial Biosynthesis in Water Bodies. In: Goldman, C. R. (Ed.). Primary Productivity in Aquatic Environments. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 18 suppl. University of California Press, Berkeley, p. 187-205.
- Spaturu, P. 1977. Gut Contents of Silver Carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) and Some Trophic Relations to Other Fish Species in a Polycultural System. *Aquaculture*, 11: 137-146.
- Sreenivasan, A. 1964. The Limnology, Primary Production, and Fish Production in a Tropical Pond. *Limnol. Oceanogr.* 9 : 391-396.
- Stickney, R. R. 1979. Principles of Warmwater Aquaculture. A Wiley-Interscience Publication John Wiley and Sons. New York, 375 pp.
- Sugiyama, M., and Kawai, 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.
- Sutton, D. L. and Blackburn, R. D. 1972. Feasibility of the Amur (*Ctenopharyngodon idella* Val.) as a Biocontrol of Aquatic Weeds, Appendix-D, p 1-80. In: Gangstad, E. O., Raynes, J. J., and Burres, R. (Eds.). Technical Report on Herbivorous Fish for Aquatic Plant Control. Department of the Army, Office of the Chief Engineers, Washington, D. C.
- Swingle, H. S. 1961. Relationships of pH of Pond Waters to their

- Suitability for Fish Culture. Proc. Pacific Sci. Congress 9 (1957), Vol. 19 Fisheries: 72-75.
- Swingle, H. S. and Smith, E. V. 1942. Management of Farm Fish Ponds. Bull. Ala. Agric. Exp. Stn. 254.
- Strickland, J. D. H. 1960. Measuring the Production of Marine Phytoplankton. Bull. Fish. Res. Board Can., 122: vii + 172 pp.
- Szumiec, A. M. 1976. Hydrometeorology in Pond Fish Culture. In: Pillay, T. V. R., and Dill, Wm. A. (Eds.). Advances in Aquaculture. Papers Presented at the FAO Technical Conference on Aquaculture, Kyoto Japan, 26 may-2 june. Fishing News Books Ltd. London, 117-119.
- Talling, F. J., Wood, B. R., Prosser, V. M., and Baxter, M. R. 1973. The Upper Limit of Photosynthetic Productivity by Phytoplankton: Evidence from Ethiopian Soda Lakes. Freshwat. Biol. 3: 53-76.
- Thurston, V. R., Russo, C. R., Fetterolf Jr. M. C., Edsall, A. T., and Barber Jr. M. Y. 1979. A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water. Water Quality Section, Am. Fish. Soc. Bethesda, MD. 313 pp.
- Tuckey, J. W. 1977. Exploratory Data Analysis. Addison-Wesley Publishers, Co. 698 pp.
- Uthermohl, H. 1958. Zur Vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. (9): 39 pp.
- Venkatesh, B. and Shetty, C. P. H. 1978. Influence of the Grass Carp, Ctenopharyngodon idella (Valenciennes), on the Physico-Chemical and Biological Qualities of the Fish Pond, in Relation to the Feeds Given. Mysore J. Agric. Sci. 12: 605-617.
- Weatherley, A. H. 1972. Growth and Ecology of Fish Populations. Academic Press, London, 293 pp.
- Welch, H. P. 1968. Use of Modified Diurnal Curves for the Measurement of Metabolism in Standing Water. Limnol. Oceanogr. 13: 679-687.
- Wetzel, R. G. 1975. Limnology. W. B. Saunders Co., Philadelphia, 743 pp.
- Wheaton, W. F. 1977. Aquacultural Engineering. John Wiley and Sons. New York.
- Wetzel, G. R. and Likens, E. G. 1979. Limnological Analysis. W. B. Saunders Co. London.
- Wohlfarth, G. W., and Moav, R. 1972. The Regression of Weight Gain on the Initial Weight in Carp. I. Methods and Results. Aquaculture, 1 (1): 7-28.
- Wohlfarth, G. R. 1978. Utilization of Manure in Fish Farming. In: Pastakia, C. M. R. (Ed.). Proceeding Fish Farming and Wastes Conference. Inst. Fish. Manage. and Soc. Chem. Ind. Univ. College, London, p. 78-95.
- Wrobel, S. 1972. Comparison of Some Methods of Determining the Primary Production of Phytoplankton in Ponds. In: Zajac, J., and Hillbricht-Ilkowska, A. (Eds.). Productivity Problems of Freshwater. PWN Polish Scientific Publishers, Warsaw, 918 pp.
- Yamane, T. 1979. Estadística. Ed. Harper y Row Latinoamericana. México. 771 pp.

- Yashouv, A. 1971. Interaction Between the Common Carp (Cyprinus carpio) and the Silver Carp (Hypophthalmichthys molitrix) in Fish Ponds. Bamidgeh 23 (3): 85-92.
- , 1972. The Carrying Capacity and Ecological Niche as Management Concepts of Fish Production in Ponds. In: Zajac, J., and Hillbricht-Ilkowska, A. (Eds.). Productivity Problems of Freshwater. PWN Polish Scientific Publishers, Warsaw, 918 pp.