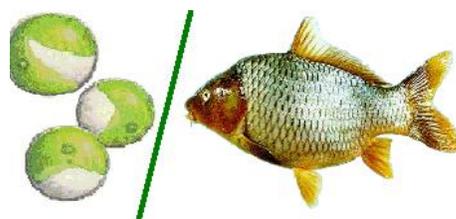




***Tesis para optar por el grado de Master en
Ingeniería en Saneamiento Ambiental.***



Título:

***Estudio Limnológico del
Embalse Minerva en el
Período 2004-2006***

Autora: Dra.Mv. Ada Fonticiella Monteagudo.

Tutora: Dra.C.T. Josefina Jover de la Prida.

2012



Resumen

Durante el período 2004-2006 se realizaron muestreos periódicos al embalse Minerva, obteniéndose muestras de fitoplancton y zooplancton mediante batómetro simple y red de plancton con abertura de malla de 90 μm por muestreo puntual. Se realizó la identificación y cuantificación de las muestras con método de la cámara de Sedgwick-Rafter para el fitoplancton y cámara de Bogorov para el zooplancton y el uso de claves taxonómicas. Los datos de género obtenidos del fitoplancton fueron comparados con las tablas de Terrel y Bytnar (1996) y analizado el índice de diversidad de Shannon y Weaver (1949). Se estableció el coeficiente de correlación entre el grupo mejor representado del fitoplancton y el zooplancton con el volumen del embalse, productividad, pH, OD, DQO, DBO₅, nitrógeno total y fosfatos. El embalse se clasificó como meso-eutrófico con predominio de algas *clorofitas* seguidas de *cianofitas* y *crisofitas* y el género más representado fueron las *Chlorella sp.*; en el zooplancton el grupo predominante fueron los copépodos *Calanoida*. La mayor diversidad de organismos así como las mayores concentraciones se encontraron en la época de lluvia y el mes más representativo fue agosto del 2005. Se encontraron un total de 53 géneros de especies fitoplanctónicas de ellos la mayoría son planctónicas y de aguas superficiales, propias de aguas contaminadas y generadoras de olor. Los valores de diversidad del Fitoplancton se mantuvieron por debajo de 2.5 bits. Todos los parámetros físico-químicos están dentro de las normas y no se encontró relación significativa entre ellos con los componentes del plancton. Se encontró una relación altamente significativa y directamente proporcional entre la productividad pesquera y el PO₄. El embalse de acuerdo a la productividad pesquera se clasifica como muy productivo con valores medios de 317 kg/ha/año.

Palabras claves: Eutrofización, Fitoplancton, Zooplancton, Correlación, Diversidad, Bioindicadores, Embalse.



Abstract

Periodical phytoplankton and zooplankton sampling work with a simple bathometer and 90 μm mesh size plankton net in Minerva reservoir was made during the period 2004-2006. Phytoplankton samples were counted with the Sedgwick-Rafter counting cell and zooplankton samples with the Bogorov chamber and identified with the help of taxonomic keys. Genera data for phytoplankton were compared with the results of Terrel y Bytnar (1996) and analyzed using the Shannon y Weaver (1949) diversity index. Correlation analysis between the major phytoplankton and zooplankton groups and dam volume, yield, pH, dissolved oxygen, DQO, DBO₅, total nitrogen and phosphates was made. The reservoir classified as meso-eutrophic due to the prevalence of chlorophyta followed by cyanophyta and chrysophyta with the *Chlorella sp.* as the best represented genera; Calanoid copepods was the major group in zooplankton. Raining season and August 2005 in months were where the major organism diversity and the higher concentration were found. A total of 53 phytoplankton genera were found, mostly planktonic and from surface waters, mainly from polluted waters and odor generating. The phytoplankton diversity indexes were found less than 2.5 bits. All physic-chemical parameters were found in the range of the standards and no significant relation with plankton components was found. A highly significant and direct relation between the yield and PO₄ concentration was found. The reservoir classify as highly productive with mean values of kg/ha/year.

Key Words: Eutrophication, Phytoplankton, Zooplankton, Correlation, Diversity, Bio-indicators, Reservoir.



Agradecimientos

A mi padre y a mi madre por toda la ayuda y el apoyo incondicional que me han brindado siempre.

A mi esposo por estar a mi lado y apoyarme.

A mi tutora por la paciencia y el cariño que me ha tenido.

A todos los trabajadores del Laboratorio de Análisis del Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos ENAST, por la colaboración en los datos necesarios para la realización de este trabajo.

A los técnicos y pescadores de la base de pesca del embalse Minerva y la estación Intenpez por la colaboración en la toma de muestras.

A todas las personas que de una forma u otra me ayudaron en la realización de este trabajo.



*La experiencia es perecedera, el razonamiento,
difícil.*

HIPÓCRATES



Índice

INTRODUCCIÓN	2
Problema científico	4
Hipótesis	4
Objetivo general.....	4
Objetivos específicos	5
CAPÍTULO I	6
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	6
1- Eutrofización	6
1.1- El proceso de Eutrofización	8
1.2- Causas del Proceso de Eutrofización.....	10
1.3- Síntomas y Efectos de la Eutrofización	11
1.4- Problemas de Restauración de los Lagos Eutróficos.....	12
2- Acuicultura	14
2.1- Clasificación de los Embalses	15
3- Índice Hidrobiológico.....	17
3.1- Investigación sobre las características del agua.	19
3.2- Bioindicadores como Herramientas para Determinar la Calidad del Agua.....	19
3.2.1- Bioindicadores	20
3.2.1.1- Bacterias	22
3.2.1.2- Fitoplancton	22
3.2.1.3- Peces	24
3.3- Índices Bióticos	25
3.3.1- Índice Alternativo de Hurlbert	27
3.3.2- Índice de Shannon	27
3.3.3- Índice de Brillouin	28
3.3.4- Índice de Lloyd, Zar y Karr	28
3.4- Índices Estructurales de especies en Comunidades:.....	28
3.4.1- Índice de Predominio de Simpson	28
3.4.2- Índice de similitud entre dos muestras de Sørensen	29
3.5- Índices de Diversidad de especies:	29
3.5.1- Índice de Shannon y Weaver	29
3.5.2- Índice de Riqueza o variedad de especies de Margalef	29
3.5.3- Índice de Uniformidad de Pielon	30
3.6- Otros índices que se emplean exclusivamente para la evaluación de la calidad del agua:	30
4- Conclusiones Parciales	31
CAPÍTULO II	32
MATERIALES Y MÉTODOS	32
Características del embalse Minerva	32
Las especies que se explotan comercialmente en el embalse	32
Toma de muestras	33
Aspectos analizados	33
Conteo del Fitoplancton por Cámara de Sedgwick-Rafter	33
Conteo del Zooplancton en Cámara Bogorov.....	35



CAPÍTULO III.....	39
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	39
Conclusiones Parciales.....	54
CONCLUSIONES	55
RECOMENDACIONES.....	56
REFERENCIAS.....	57
ANEXOS	65



INTRODUCCIÓN

El agua está ligada a la vida y desarrollo del ser humano, es por tanto un recurso multifuncional y valioso con demanda creciente, y que en algunos casos puede ser objeto de conflictos entre sus usuarios; es por ello, que el mantener y preservar las fuentes de agua es de suma importancia. Para conseguir esta meta es necesario conocer qué variables presentan y como actúan sobre los ecosistemas. Entre éstas están la composición del agua, suelo, morfología del terreno, clima, biota existente, siendo ésta última la más impactada en los ecosistemas (Coello y Cajas, 2005).

Los embalses son cuerpos de agua lénticos, que se constituyen en ecosistemas únicos por sus características de formación, puesto que en la mayoría de los casos son creados artificialmente para satisfacer las diferentes necesidades humanas como son el abasto, el riego, generación de energía eléctrica, pesca y otros; y por ello poseen características particulares lo que hace que el estudio de los mismos sea muy complejo pero necesario para mantener su utilidad en el tiempo (Coello y Cajas, 2005).

La hipertrofia o eutrofización es un proceso que ocurre mayormente por causas antrópicas (Smith y Smith, 2001). En las últimas décadas dicho proceso ha avanzado considerablemente y globalmente por la expansión de las poblaciones intermedias y de centros urbanos y consecuentemente, por el consiguiente aumento en la generación de residuales sólidos y líquidos (Dolbeth *et al.*, 2003; Fontúrbel, 2004; Western, 2001), situación que incrementa la concentración de ciertos nutrientes en los cuerpos de agua lénticos más allá de los límites admisibles de su capacidad natural de dilución y reciclaje de material. Con ello se ocasiona una desestabilización del ecosistema que lleva a la degradación del mismo y que, la mayoría de las veces, es irreversible (Carpenter y Cottingham, 1997; Myrbo e Ito, 2003).



Uno de los componentes biológicos clave del desarrollo de los procesos eutróficos es el incremento de los productores primarios (Dolbeth *et al.*, 2003; Höfle *et al.*, 1999; Western, 2001) donde el fitoplancton juega un papel determinante. El incremento en las concentraciones de nutrientes favorece el incremento de ciertas poblaciones de fitoplancton (Carpenter y Cottingham, 1997; Howart *et al.*, 2000; Muylaert *et al.*, 2002; Sohrin *et al.*, 1997; Weisner *et al.*, 1997; Weithoff *et al.*, 2000). Éstas, luego sirven de alimento para una segunda respuesta a nivel de los consumidores primarios (zooplancton) dando lugar a una “explosión” de los mismos (Dominik y Höfle, 2002; Höfle *et al.*, 1999).

No todas las especies del fitoplancton existentes en los ecosistemas lénticos expuestos a procesos eutróficos presentan las mismas características de tolerancia al cambio de las concentraciones de nutrientes. Este proceso usualmente va acompañado de una reducción de la diversidad, reduciendo la equitatividad de la comunidad en un aparente control de tipo bottom-up, de acuerdo con Achá y Fontúrbel (2003), Mengue (1992) y Mengue (2000), donde tienden a predominar ciertos grupos eurioicos, en desmedro de la reducción y/o desaparición de otros, afectando así al conjunto de la comunidad. En este sentido es que dependiendo de la naturaleza de los contaminantes que se originen en el proceso eutrófico, se presentan ciertos grupos característicos que se han manifestado como buenos indicadores ambientales (Terrel y Bytnar, 1996).

La producción de peces en lagos, presas y microembalses representa un papel clave en la seguridad alimentaria de países como China (Hishamunda y Subasinghe, 2003), Bangladesh (FAO, 2003), India, Camboya, Vietnam, Laos y el noreste de Tailandia (Thuok, 1997; Garaway y Lorenzen, 2001; Garaway y Arthur, 2004) al igual que en Cuba (Remedios, 1999).

Los embalses en Cuba se construyeron para ser utilizados como medio de abasto a la población, riego y producción de alimentos. En estudios hechos en



diferentes regiones del país se hace referencia a la influencia que tiene la fertilización en la producción del fitoplancton y zooplancton, clasificándose hasta el año 2000 en su mayoría como meso-eutróficos con predominio a la eutrofización (Quiñones *et al.*, 1990; Díaz *et al.*, 1988; A. Fonticiella y Monteagudo, 2008). Actualmente la mayoría de los embalses se clasifican en mesotróficos con tendencia al oligotrofismo (D.W. Fonticiella y Sonesten, 2000; D.W. Fonticiella y Monteagudo, 2010). En cuanto a la afectación de los parámetros abióticos se consideran que estos no tienen gran variabilidad en las estaciones de lluvia y seca, presentándose estables a lo largo de todo el año y dentro de los rangos normales para un buen desarrollo de los organismos acuáticos (Quiñones *et al.*, 1990).

Problema científico

En el agua de los acuatorios existe una cadena alimenticia, en el extremo de esa cadena se encuentran los componentes del plancton que son la base alimentaria natural y el crecimiento y desarrollo de los peces en cultivo va a depender de las concentraciones de éste. Por lo que se hace indispensable evaluar la base alimentaria natural así como los factores abióticos, para asegurar una buena productividad pesquera en el embalse Minerva.

Hipótesis

Es posible evaluar el embalse minerva desde el punto de vista limnológico teniendo en cuenta los factores bióticos, abióticos, la productividad pesquera y sus interrelaciones.

Objetivo general

El presente trabajo tiene como objetivo general realizar un estudio limnológico estableciendo la relación entre los factores bióticos y abióticos y la productividad pesquera del embalse Minerva en la región central del país en el período 2004-2006.



Objetivos específicos

- Realizar un análisis cuantitativo del fitoplancton y el zooplancton del embalse Minerva en época de lluvia y seca.
- Analizar los componentes del plancton en relación con los factores físico-químicos tales como conductividad, sólidos suspendidos totales, DQO, DBO₅, oxígeno disuelto y nitrógeno total y la productividad pesquera.
- Evaluar el grupo del Fitoplancton como indicador biológico de acuerdo a las tablas de Terrel y Bytnar (1996).
- Realizar un estudio de diversidad en el Fitoplancton del embalse Minerva empleando el Índice de Shannon - Weaver (1949).



CAPÍTULO I

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1- Eutrofización

La eutrofización es el proceso de enriquecimiento de lagos, embalses, ríos y mares litorales por nutrientes, antes escasos, con el consiguiente aumento de la masa de vida vegetal acuática que este enriquecimiento permite mantener. Causa y efecto aparecen vinculados en las definiciones operativas contenidas en las primeras investigaciones científicas realizadas sobre este problema. Eutrófico significa bien nutrido. Los ecólogos utilizan el término para describir hábitats y comunidades relativamente productivos con buen aporte de nutrientes, y para diferenciarlos de los oligotróficos, caracterizados por la deficiencia de nutrientes (Encarta, 2009). En 1919, el limnólogo sueco Einar Naumann caracterizó los lagos oligotróficos como reservas de agua normalmente profundas, situadas en cuencas de montaña con rocas resistentes, transparentes y con poca vida animal y vegetal en los que típicamente predominan los salmónidos (salmones y truchas). Los lagos eutróficos suelen ser poco profundos, situados muchas veces en llanuras bajas y alimentados por aguas ya alteradas por el contacto con rocas y suelos erosivos; mantienen abundante vida vegetal microscópica (sobre todo algas y cianobacterias del fitoplancton) y, a veces, están rodeados de nutridas comunidades de carrizos y plantas acuáticas sumergidas; también son comunes los peces como las percas, carpas, barbos, rutilos y lucios (Encarta, 2005).

Muchos estudios han demostrado que estas características están determinadas críticamente por la disponibilidad biológica de nitrógeno y, en especial, de fósforo. Los nitratos (sales del ácido nítrico) proceden sobre todo de la actividad de las bacterias nitrificantes del suelo. Como son muy solubles, los nitratos llegan fácilmente al agua de escorrentía si las plantas terrestres no logran absorberlo. Por su parte, los fosfatos (sales del ácido fosfórico) son muy poco



solubles, y casi siempre llegan al agua en forma de partículas. Antes se suponía que todos los lagos van eutrofizándose a lo largo del tiempo, pero las pruebas conocidas indican con claridad que los cambios más recientes se deben al aumento de nutrientes procedentes del suelo como consecuencia de actividades humanas (roturación de bosques, laboreo y fertilización). Este aumento debido a las actividades humanas empieza a describirse como eutrofización antropogénica. El aporte de fósforo disuelto a los lagos y ríos se ve muy aumentado por la eliminación de aguas residuales industriales y domésticas, salvo cuando se adoptan medidas para eliminarlo del vertido final. Los detergentes de polifosfatos también contribuyen sustancialmente a este enriquecimiento. Con el enturbiamiento del agua a consecuencia de la presencia de nutrientes en suspensión aumenta la producción de fitoplancton; las mayores tasas de descomposición bacteriana extraen de las aguas profundas el oxígeno disuelto a un ritmo mayor que el de reposición a partir de la atmósfera, de modo que el agua se vuelve menos habitable para los peces. Los lagos son menos atractivos y el agua embalsada exige tratamientos de potabilización más costosos. Otra consecuencia potencial de la eutrofización es el aumento de la producción de cianobacterias tóxicas (Encarta, 2006).

Por desgracia, hay muchos ejemplos de lagos dañados por este mecanismo. Algunos de los casos mejor documentados corresponden a Suecia (lagos Norrviken y Trummen), Europa Central (lagos de Zurich y Constanza) y Estados Unidos (lago Washington). En los casos más graves, los lagos pierden la limpidez debido a la multiplicación de algas en suspensión y el agotamiento del oxígeno de las zonas profundas, y el agua adquiere sabor y olor desagradables. Al margen del deterioro estético, se han dañado las pesquerías, han aumentado los costes de tratamiento de potabilización y se han degradado las actividades recreativas. (Encarta, 2009).



1.1- El proceso de Eutrofización (Peña, 2010)

Los lagos y embalses se clasifican en función de 3 factores: El grado de productividad primaria, la cantidad de nutrientes y la concentración de O₂. Los tipos son:

- **Eutróficos.** Elevada tasa de productividad primaria, gran concentración de nutrientes, baja concentración de O₂. Suelen ser poco profundos.
- **Oligotróficos.** Baja tasa de productividad primaria y contenido en nutrientes. Elevada concentración de O₂. Son transparentes y profundos.
- **Mesotróficos.** Con características intermedias entre ambas.

La principal defensa que los ríos tienen para contrarrestar la contaminación, es su dinámica. En los lagos, en cambio, al ser éstos masas de agua estáticas, cualquier sustancia permanece en ellos y puede causar graves problemas, pues en las aguas sin contaminar, existe un equilibrio biológico entre la fauna y flora, que puede romperse si aparecen contaminantes.

Si un lago presenta un exceso de nutrientes debido a un aporte anormal de éstos, se produce la **eutrofización**. Éste proceso consiste en un aumento del nº de organismos fotosintéticos (y por tanto de la productividad primaria), provocado por la introducción de boinutrientes, por algún factor externo, generalmente humano. Éstos bionutrientes suelen ser compuestos que contienen Nitrógeno y Fósforo, y pueden ser inorgánicos (nitritos, nitratos, fosfatos) u orgánicos (aminoácidos, proteínas).

El proceso de eutrofización es uno de los procesos de destrucción de los ecosistemas acuáticos más habitual. En muchas ocasiones se debe a vertidos procedentes de la actividad agrícola o doméstica, o a una mala práctica, por abuso de abonos que contienen éstos compuestos (nitratos y fosfatos principalmente), que son arrastrados por infiltración y escorrentía.



El proceso de eutrofización se desarrolla de la siguiente manera:

En los lagos, el nitrógeno puede ser fijado por las algas cianofíceas, mientras que el fósforo es el principal factor limitante de la producción primaria. Los aportes de ambos compuestos, son aprovechados por las algas del plancton (fotosintéticas), que hace que sus poblaciones crezcan desmesuradamente y lleguen a ocupar toda la superficie del agua, formando una película verdosa, que impide que la luz penetre en profundidad. La actividad fotosintética del fitoplancton, genera un aumento del O₂ en la superficie, que escapa a la atmósfera.

Debajo de ésta película, al no llegar la luz y no haber Oxígeno, la fotosíntesis no puede realizarse, por lo que los organismos aerobios y vegetales fotosintéticos mueren y van al fondo del lago, donde se va acumulando la materia orgánica, que es aprovechada por los descomponedores aerobios, que utilizan el O₂ que aún existe.

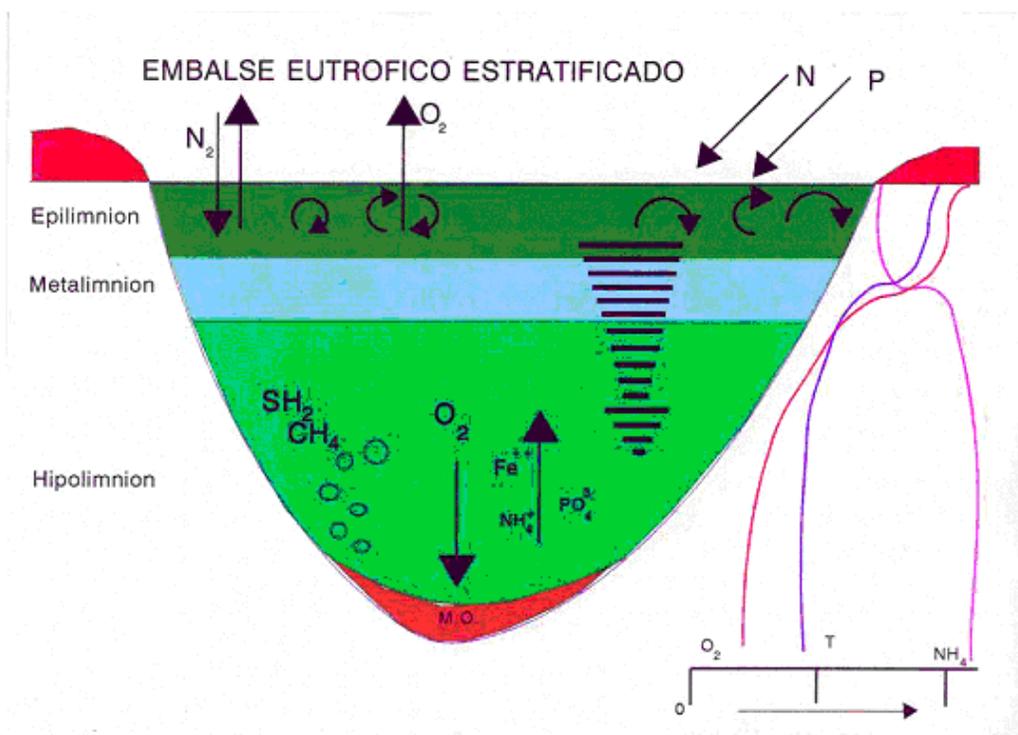


Figura1- Proceso de eutrofización de un lago.



En la superficie, el fitoplancton continúa su actividad mientras existe Nitrógeno, pero cuando éste se agota también muere, yendo al fondo y aumentando la cantidad de materia orgánica que es aprovechada por los aerobios.

En ésta situación proliferan las algas cianofíceas, que fijan el N₂ de la atmósfera, mientras exista fósforo (P) en el lago. Mientras esto ocurre, el aumento de materia orgánica en el lago propicia que las bacterias aerobias intensifiquen su actividad, consumiendo todo el Oxígeno aun presente, hasta agotarlo.

En situación de anoxia (ausencia de O₂), proliferan las bacterias anaerobias y comienzan los procesos de fermentación en los sedimentos del fondo, que originan H₂S, responsable del mal olor característico de los lagos eutrofizados.

La eutrofización no solo ocurre en lagos y estanques, sino que también puede aparecer en mares más o menos cerrados, como el Báltico o el Mediterráneo, o en estuarios costeros. Aquí, las consecuencias son un aumento de algas tóxicas, algas del fitoplancton y diatomeas, acompañadas de organismos flagelados, que acaban con la vida de peces, aves acuáticas y mamíferos. Un caso muy común, es la aparición de las llamadas “mareas rojas” en el Mediterráneo, producida por el aumento masivo de organismos fitoplanctónicos.

1.2- Causas del Proceso de Eutrofización

La principal causa antropogénica de procesos de eutrofización es la contaminación química. Las formas más importantes desde este punto de vista son (Wikipedia, 2011):

- La contaminación agropecuaria, sobre todo la contaminación difusa de los suelos y de los acuíferos con fertilizantes inorgánicos de origen industrial o extractivo; o por excrementos animales, a causa de una producción masiva de ganado, aves, peces, etc. Estas causas aportan nitrógeno, en



forma de nitrato y amonio, y fósforo, como fosfato, a la vez que cationes como potasio (K^+), magnesio (Mg^{++}), ente otros.

- Las contaminaciones forestales, por abandono en los ríos de residuos forestales y restos del aprovechamiento maderero, lo que aumenta la materia orgánica disuelta, favoreciendo la proliferación de flora eutrófica como berros y lenteja de agua, que a su vez remansa la corriente y disminuye el espejo del agua.
- La contaminación atmosférica por óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxidos de azufre (SO_x). Éstos reaccionan con el agua atmosférica para formar ion nitrato (NO_3^-) e ion sulfato (SO_4^{2-}) que una vez que alcanzan el suelo forman sales solubles. De esta manera se solubilizan los cationes del suelo, provocando el empobrecimiento de éste en nutrientes. Esas sales son arrastradas fácilmente a los acuíferos y a los ríos, contaminándolos. En estos últimos la importante incorporación de nutrientes así producida, puede dar lugar a un proceso de eutrofización. Ésta afectará finalmente también a los embalses, así como a los lagos o mares donde los ríos desemboquen.
- La contaminación urbana. Los efluentes urbanos, si no hay depuración o ésta es sólo parcial, aportan nutrientes en dos formas:
 - Residuos orgánicos, que enriquecen en elementos previamente limitantes el ecosistema;
 - Residuos inorgánicos como el fosfato, empleado como emulgente en la fabricación de detergentes. Por esta razón las legislaciones modernas promueven la sustitución del fosfato en la fabricación de estos productos.

1.3- Síntomas y Efectos de la Eutrofización (Roldán, 2002)

- Aumento de la producción y biomasa de fitoplancton, algas asociadas y macrófitas.
- Modificación de las características del hábitat debida a la transformación del conjunto de plantas acuáticas.



- Sustitución de especies ícticas deseables (por ejemplo, salmónidos en los países occidentales) por otras menos cotizadas.
- Producción de toxinas por determinadas algas.
- Aumento de los gastos de operación de los sistemas públicos de abastecimiento de agua, además de problemas de gusto y olor, especialmente durante los períodos de proliferación de algas.
- Desoxigenación del agua, especialmente al finalizar las situaciones de proliferación de algas, lo que normalmente da lugar a una mortandad de peces.
- Colmatación y obstrucción de los canales de riego por las malas hierbas acuáticas (el jacinto acuático puede presentar problemas de introducción, no necesariamente de eutrofización).
- Reducción de las posibilidades de utilización del agua para fines recreativos, debido al lodo, infestación de malas hierbas y olores molestos producidos por la descomposición de las algas.
- Impedimentos a la navegación debido al crecimiento de densas masas de malas hierbas.
- Pérdidas económicas debidas a la modificación de las especies ícticas, mortandad de peces, entre otros.

1.4- Problemas de Restauración de los Lagos Eutróficos

La eutrofización puede invertirse frenando las cargas de fósforo, bien alejándolas de aguas frágiles, o mediante precipitación química con sales de hierro (extracción de fosfatos) en fuentes como los vertidos de aguas de alcantarillado. Están dando buenos resultados las medidas adoptadas en el lago Washington (Estados Unidos), en Wahnbach Talsperre (Alemania) o en el lago Windermere (Reino Unido). Los lagos poco profundos tardan más tiempo en recuperarse, pues reciclan el fósforo mucho más eficazmente que los profundos, y se utilizan métodos que estimulan otras posibles redes tróficas (biomanipulación) para neutralizar los síntomas de eutrofización. Cuando las fuentes de nutrientes son difusas y difíciles de controlar, puede considerarse el



empleo de sistemas artificiales de mezcla para frenar la proliferación de algas (Encarta, 2009).

Los lagos eutróficos e hipertróficos suelen ser poco profundos y sufren altas tasas de cargas de nutrientes procedentes de fuentes tanto localizadas como no localizadas. En lugares con suelos ricos, como las praderas canadienses, los sedimentos del fondo de los lagos están compuestos por partículas de suelo enriquecidas con nutrientes procedentes de la erosión de los suelos circundantes. La asociación de fósforo con sedimentos es un grave problema para la restauración de lagos enriquecidos y poco profundos. Las partículas enriquecidas con fósforo se depositan en el fondo del lago y forman una abundante reserva de nutrientes en los sedimentos de fondo, a la que pueden recurrir fácilmente las plantas con raíces y que se descarga desde los sedimentos del fondo en condiciones de anoxia a la columna de agua superior, donde es rápidamente utilizada por las algas. Esta reserva de fósforo, conocida como “carga interna” de fósforo, puede dificultar enormemente las medidas adoptadas por los encargados de la ordenación de las cuencas fluviales para combatir la eutrofización de los lagos mediante el control de las fuentes externas de fósforo procedente de la agricultura y de las fuentes localizadas. Tradicionalmente, el dragado de los sedimentos del fondo se ha considerado el único medio disponible para solucionar este problema; no obstante, la tecnología moderna ofrece ahora métodos alternativos y más económicos para controlar las cargas internas de fósforo mediante la oxigenación y el tratamiento químico de los sedimentos *in situ* con el fin de inmovilizar el fósforo. No obstante, la restauración de los lagos es costosa y debe formar parte de un programa integrado de ordenación de las cuencas hidrográficas (Roldán, 2002).



2- Acuicultura

La acuicultura representa un caso especial de contaminación agrícola. Reviste dos formas principales, según que esté ubicada en tierra o en el agua. Los controles de efluentes son posibles en los sistemas terrestres, pero los sistemas acuáticos presentan problemas especialmente difíciles. La acuicultura está aumentando con rapidez en la mayor parte de los países, tanto desarrollados como en desarrollo, y lo mismo en agua dulce que en el medio marino. Por el contrario, las pesquerías costeras de la mayor parte de los países están disminuyendo (Velázquez y Vega, 2004).

Los efectos ambientales son consecuencia, fundamentalmente, de la composición de los alimentos para peces y del índice de aprovechamiento de los mismos (desechos fecales), y de diversos productos químicos utilizados como biocidas, desinfectantes, medicinas, entre otros. Los alimentos desaprovechados (no consumidos por los peces) se estiman aproximadamente en el 20 por ciento en la acuicultura europea. Esas pérdidas y la producción fecal representan considerables cargas de nutrientes para los sistemas acuáticos (De la Lanza *et al.*, 2000).

Otros problemas ambientales son el riesgo de enfermedades y la transmisión de éstas a los peces no cultivados, la introducción de especies exóticas, los efectos en las comunidades bénticas y en la eutrofización del agua y el cruce de las especies cultivadas huidas con peces en libertad, con los consiguientes cambios genéticos en la población natural (Velázquez y Vega, 2004).

Los sistemas tradicionales de acuicultura integrada, por ejemplo los de China, donde se practica el cultivo de peces en aguas residuales, puede ser una influencia estabilizadora en el conjunto del ecosistema. Esta práctica se recomienda sobre todo en los países en desarrollo donde los recursos naturales y el agua son escasos y caros (Huidobro, 2000).



2.1- Clasificación de los Embalses

En la tabla 1 se muestra la clasificación trófica de los embalses de acuerdo a la abundancia del fitoplancton, las especies predominantes y la productividad esperada según Quiñones et al. (1990), A. Fonticiella y Monteagudo (2008) y D.W. Fonticiella y Monteagudo (2010).

Tabla 1. Clasificación de los embalses de acuerdo a la abundancia del fitoplancton y la productividad pesquera.

Nivel Trófico	Abundancia del Fitoplancton	Tipo de Fitoplancton	Productividad Esperada
Oligotrófico	$< 10^6$ org/l	<i>Desmidiáles</i> <i>Microcystis</i> <i>Cryptomonas</i> <i>Peridinium</i> <i>Ceratium</i> <i>Naviculares</i>	Poco productivos < 100 kg/ha/año
Mesotrófico	$1,5-2,5 * 10^6$ org/l	<i>Merismopedia</i> <i>Microcystis</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Coelastrum</i> <i>Crucigenia</i> <i>Melosira</i> <i>Synedra</i> <i>Cryptomonas</i> <i>Peridinium</i> <i>Naviculares</i>	Medianamente productivos 100-200 kg/ha/año
Eutrófico	$> 3 * 10^6$ org/l	<i>Merismopedia</i> <i>Microcystis</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Anabaena</i> <i>Chlamidomonas</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Oocystis</i> <i>Dyotiosphaerium</i> <i>Coelastrum</i> <i>Crucigenia</i> <i>Crucigeniella</i> <i>Cosmerium</i> <i>Staurastrum</i> <i>Pediastrum</i> <i>Monoraphidium</i> <i>Euglena</i> <i>Melosira</i> <i>Synedra</i> <i>Cryptomonas</i>	Muy productivos > 200 kg/ha/año

En la tabla 2 se muestra la clasificación trófica de los embalses de acuerdo a la abundancia del zooplancton, las especies predominantes y la productividad



esperada según Quiñones et al. (1990), A. Fonticiella y Monteagudo (2008) y D.W. Fonticiella y Monteagudo (2010).

Tabla 2. Clasificación de los embalses de acuerdo a la abundancia del zooplancton y la productividad pesquera.

Nivel Trófico	Abundancia del Zooplancton	Tipo de Zooplancton	Productividad Esperada
Oligotrófico	No representativa	<i>Diaptomus dorsalis</i>	Poco productivos < 100 kg/ha/año
Mesotrófico	< 50 000 org/m ³	<i>Keratella cochlearis</i> <i>K. americana</i> <i>Polyarthra sp.</i> <i>Brachiomus havanensis</i> <i>B. calyciforus</i> <i>Asplanchna sp.</i> <i>Nauplios</i> <i>Copépodos cyclopoida</i>	Medianamente productivos 100-200 kg/ha/año
Eutrófico	50 000-500 000 org/m ³ o más	<i>Keratella cochlearis</i> <i>K. americana</i> <i>Polyarthra sp.</i> <i>Brachiomus havanensis</i> <i>B. calyciforus</i> <i>Asplanchna sp.</i> <i>Nauplios</i> <i>Copépodos cyclopoida</i> <i>Ceriodaphnia sp.</i> <i>Bosmina longirostris</i> <i>Diaphanosoma sp.</i> <i>Thermocyclops crassus</i> <i>Microcyclops sp.</i>	Muy productivos > 200 kg/ha/año



3- Índice Hidrobiológico (www.ambientum.com, 2011)

Para la realización de una adecuada labor de control y vigilancia de las aguas por parte de los organismos competentes, debe existir un conocimiento previo y lo más completo posible del estado físico, químico y biológico, para conseguir así analizar la integridad ecológica, es decir, la estructura y función del ecosistema acuático. Para conseguir dicha integridad ecológica, se ha comprobado que es necesario la conjunción tanto del estudio hidráulico del cauce como de la comunidad biológica que lo sustenta, ya que el estudio de ambas partes por separado ha llevado al progresivo deterioro de los recursos hídricos.

La realización de un estudio hidrobiológico permite:

- Proporcionar datos sobre el estado de un sistema acuático de forma regular.
- Documentar la variabilidad a corto y largo plazo de la calidad del agua por fenómenos naturales o actividades humanas.
- Evaluar el impacto de la contaminación producido por la actividad humana.
- Evaluar la influencia de ciertas zonas de muestreo sobre la fauna del lugar.
- Evaluar las características hidráulicas del cauce del río y la evolución del caudal mediante medidas de flujo. De esta manera, se puede establecer las variaciones de caudal que sufre el embalse a lo largo del ciclo estacional y anual.
- Evaluar los Índices Biológicos.

Una parte del estudio hidrobiológico debe llevar a establecer los Índices Biológicos de la calidad de las aguas, los cuales contemplan los parámetros o aspectos biológicos del medio acuático cuyas variaciones indican la existencia de modificaciones o alteraciones en dichos medios.



Dichos índices, como expresiones matemáticas que resumen un estado biológico de los ecosistemas acuáticos en unos determinados números, representan un instrumento muy útil en la estimación del estado o calidad de dichos ecosistemas. Respecto al problema de la contaminación, estos índices han hecho posible que las personas encargadas de la gestión del agua como recurso natural puedan considerar la integridad ecológica de dicho recurso como un parámetro más a tener en cuenta en su manejo, e incluso pudiendo ser limitante en su planificación.

La ventaja de los Índices Hidrobiológicos frente al análisis de las condiciones químicas, es que éstas últimas a pesar de ser de una gran precisión, presentan el problema de ser testigos, tan sólo de las condiciones instantáneas de las aguas, no pudiendo medir o detectar la acción de factores ocasionales o de corta duración, salvo que se haga un muestreo de forma muy continuada, mientras que los Índices biológicos nos informan de la situación tanto momentánea como de lo acontecido algún tiempo antes de la toma de muestras. Por lo tanto actúan de "alarma", informando de una posible catástrofe y previniendo antes de que sea letal para la vida de dicho recurso.

Su creciente importancia se debe no sólo a que sirven de base para diseñar unos sistemas de vigilancia y control de las aguas, sino porque suponen un soporte científico en la valoración ecológica de los recursos hídricos de una zona determinada.

El estudio de la biocenosis, permite detectar no sólo vertidos producidos al medio, sino también las alteraciones producidas debida a una inadecuada gestión hídrica del río o embalse. También se usan para la evaluación de la calidad del agua ya que éstos responden a la sensibilidad o tolerancia de especies individuales o grupos a la contaminación y les asigna un valor tal que, sumando todos ellos permiten obtener una indicación sobre lo contaminada o alterada que se encuentra una zona. Dado que muchos de los vertidos que se



realizan proceden de la química industrial, hacen que el estudio de la biocenosis acuática sea una herramienta idónea y necesaria para mantener la calidad y la salud del ecosistema.

Los macroinvertebrados, son los organismos que han sido utilizados con mayor frecuencia en los estudios relacionados con la contaminación de los ríos. Sin embargo, además de los macroinvertebrados, también existe otro tipo de organismos que se usan como indicadores de la calidad del agua y de las alteraciones que pueda sufrir el medio, entre ellos destacan el plancton o los peces.

3.1- Investigación sobre las características del agua.

Estos estudios se pueden complementar aparte de la realización de índices biológicos, con otro tipo de índices que permitirían un estudio más profundo sobre la calidad del recurso hídrico.

Para ello existen tanto los índices de diversidad como los comparativos. Los Índices de diversidad reflejan las variaciones en la estructura de las comunidades según el número de especies que comprenden y la abundancia relativa de cada una de ellas en las mismas. Existen muchos tipos de estos índices, donde al igual que los biológicos permitirían la comparación de los datos.

Los índices comparativos consideran la "similitud" o la "distancia" entre las distintas comunidades biológicas procedentes de diferentes lugares o de la misma zona de estudio pero en diferentes periodos de tiempo.

3.2- Bioindicadores como Herramientas para Determinar la Calidad del Agua

Los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres, por lo que los impactos como la contaminación inducen a cambios en la estructura de las comunidades, la función biológica de los sistemas acuáticos y al propio organismo, afectando su ciclo de vida,



crecimiento y su condición reproductiva (Bartram y Ballance, 1996). Por tal motivo, algunos organismos pueden proporcionar información de cambios Físicos y químicos en el agua, ya que a lo largo el tiempo revelan modificaciones en la composición de la comunidad (Laws, 1981).

En un inicio la calidad del agua se evaluó mediante datos físico-químicos, donde se analizan básicamente los efectos de la contaminación a corto plazo. Sin embargo, desde principios del siglo pasado, los métodos biológicos para determinar la calidad del agua se desarrollaron ampliamente en Europa, donde en la década de los años 50 se aceleró el avance de estos estudios, identificando las respuestas que ofrecían plantas y animales como evidencia directa de la contaminación (Figueroa *et al.*, 2003).

Por medio de estas investigaciones se encontró que los organismos indicadores de la calidad del agua determinan los efectos de los impactos en el ecosistema acuático a través de un tiempo más prolongado. La información biológica generada, a partir de los también llamados bioindicadores, no reemplaza los análisis fisicoquímicos, pero si reduce costos por lo que estos estudios son importantes en el monitoreo de la calidad del agua (Chapman, 1996).

Algunos organismos tienen un intervalo muy amplio de tolerancia hacia las condiciones ambientales que se presentan en el hábitat, dependiendo en gran medida del grado de contaminación en el sitio; basado en este concepto, el empleo de bioindicadores es una técnica ecológica que se sustenta en la medición de la diversidad y presencia o ausencia de organismos específicos (De La Lanza *et al.*, 2000).

3.2.1- Bioindicadores

La denominación de una especie como indicadora requiere de conocimiento previo respecto a su composición comunitaria bajo condiciones normales, incluyendo el ciclo de vida de las especies, su estacionalidad y sus variaciones



naturales, de manera que sea posible comparar las condiciones antes y después de una perturbación ambiental (Raz, 2000).

El concepto de organismo indicador se refiere a especies seleccionadas por su sensibilidad o tolerancia (normalmente es la sensibilidad) a varios parámetros. Usualmente los biólogos emplean bioindicadores de contaminación debido a su especificidad y fácil monitoreo (Washington, 1984). Odum (1972) define a los organismos indicadores como la presencia de una especie en particular, que demuestra la existencia de ciertas condiciones en el medio, mientras que su ausencia es la consecuencia de la alteración de tales condiciones.

En cada ecorregión existen especies fácilmente identificables que son las primeras en desaparecer con un aumento en las alteraciones causadas por el hombre. La declinación puede deberse a la mala calidad del agua, a la degradación del hábitat o a la combinación de estos dos factores, por lo que el conocimiento de especies intolerantes encontradas en cada región debería ser consultada con los investigadores expertos locales para la asignación de los grados de tolerancia (Velásquez y Vega, 2004).

Las ventajas del uso de bioindicadores como herramienta para determinar la calidad del agua e implementar acciones sobre la recuperación son variadas (Vázquez *et al*, 2006):

- La colecta y registro de información biológica puede realizarse por personas ajenas a la biología, ya que existen manuales que señalan métodos establecidos.
- Las comunidades biológicas reflejan las condiciones del sistema (física, química, biológica y ecológica)
- El biomonitoreo permanente de las comunidades resulta ser económico comparado con los análisis físico-químicos.
- La información resultante puede expresarse por medio de Índices Bióticos que expresan la calidad del agua mediante escalas numéricas.



No obstante el empleo de bioindicadores también presenta limitaciones tales como: el ajuste de índices bióticos para distintas regiones, el muestreo implica mayor tiempo, la información de cada bioindicador es cualitativa y para la identificación taxonómica se requiere experiencia. Para obtener un evaluación integral será necesario realizar conjuntamente análisis fisicoquímicos o pruebas de toxicidad (Saldaña *et al.*, 2001).

A continuación se mencionan algunos grupos de organismos que se emplean como bioindicadores de la calidad del agua:

3.2.1.1- Bacterias

La presencia de bacterias coliformes es un indicador de contaminación fecal por descarga reciente de desechos, a largo plazo son indicadores de la efectividad de programas de control. Las ventajas que presenta el uso de bacterias como indicadores es que el muestreo de este grupo tiene una metodología bien desarrollada y da respuesta rápida a cambios ambientales tales como la contaminación, básicamente por descargas domesticas y municipales (De la Lanza *et al.* 2000; Vázquez *et al.*, 2006).

3.2.1.2- Fitoplancton

Las algas por lo general organismos microscópicos acuáticos, son capaces de indicar la calidad del agua gracias a su sensibilidad a los cambios del medio en que viven, por lo tanto se convierten en un referente del estado ecológico de cualquier sistema acuático (Luján de Fabricius, 2000).

El fitoplancton responde rápidamente a los cambios ambientales por su ciclo de vida corto. Estos cambios alteran la estructura de sus comunidades, repercute en el interés socioeconómico del sistema acuático en tiempos relativamente cortos, sobre todo por su papel de productores primarios. Algunas algas microscópicas del fitoplancton muestran una distribución amplia, otras, ciertas preferencias ambientales, y unas terceras alta frecuencia de taxón en aguas fuertemente contaminadas, lo que sugiere su tolerancia o preferencia por algún



compuesto químico o bioquímico. Si algún taxón se reconoce como cosmopolita diferenciado, puede evidenciarse cualquier cambio físico o químico en las masas de agua al ocurrir una alteración por contaminantes (Vázquez *et al.*, 2006).

Una de las características más importantes de las algas es su capacidad depuradora del medio ambiente, ya que a través de un proceso de fotosíntesis incorporan oxígeno, contribuyendo de esta manera a la oxidación de la materia orgánica, por un lado y por el otro a aumentar el oxígeno disuelto en el agua, el cuál será utilizado por las otras comunidades u organismos que componen la flora y fauna del medio acuático donde viven. Se considera que cuanto mayor es la diversidad de especies de algas presentes en el medio las aguas son de mejor calidad. Aunque se deben tener en cuenta otras variables, como por ejemplo el nivel de nutrientes, el estudio de la biología de las algas, sus formas ya que estas nos indican presencia de metales pesados que les provocan malformaciones celulares, alteraciones en las especies o su desaparición (Luján de Fabricius, 2000).

El fitoplancton puede adquirir mayor resistencia o tolerancia a diversas sustancias, por ejemplo fertilizantes, e incrementar su desarrollo y abundancia repercutiendo en la eutrofización de las aguas, donde ciertas especies muestran el estado trófico de arroyos, ríos y lagos (De la Lanza *et al.*, 2000).

Existen muchos ejemplos de algas microscópicas para inferir sobre la calidad de los ambientes acuáticos, estas permiten conocer las fluctuaciones en las masas de agua, lo que ha permitido trascender en la caracterización de especies tolerantes o afines a la materia orgánica y en su capacidad de descomponerla (Vázquez *et al.*, 2006).

De las microalgas, las diatomeas son preferidas para los monitoreos debido a que es el grupo autotrófico dominante además de que su identificación es simple. Las ventajas de su uso es que son cosmopolitas, algunas especies son



muy sensibles a cambios ambientales, mientras que otras muy tolerantes, algunas son muy sensibles a cambios ambientales por periodos muy largos, el muestreo es sencillo y rápido, pueden cultivarse para estudiarlas en diseños experimentales (Toro *et al.*, 2003).

3.2.1.3- Peces

El primer sistema multimétrico para conocer la calidad del agua fue desarrollado para aplicarse en peces y se usó como un modelo para utilizarlo en otros organismos como los macroinvertebrados (Fore *et al.*, 1996). Los peces han sido ampliamente utilizados para evaluar la integridad biótica en arroyos y ríos de Norteamérica. Se han adoptado para evaluar la calidad ambiental en lagos y más recientemente en estuarios de Norteamérica y Europa. Numerosos grupos de organismos han sido propuestos como indicadores de la calidad ambiental en los sistemas acuáticos, sin embargo, las comunidades de peces han surgido como indicadores para los programas de monitoreo biológico (Velásquez y Vega, 2004).

En general, los peces son considerados buenos indicadores de la calidad del medio, por lo que una gran diversidad y abundancia de peces en ríos, lagos y mares indican que es un ambiente sano para todas las demás formas de vida. Por el contrario una elevada mortandad o un porcentaje alto de peces enfermos podrán ser causados directa o indirectamente por niveles considerables de contaminantes (Huidobro, 2000).

Para considerar a un organismo como indicador biológico, es recomendable que presente las siguientes características:

- Que sea un organismo relativamente fácil de capturar e identificar.
- Que se disponga de una amplia información sobre las historias de vida de las especies.



Este grupo muestra ciertas ventajas como herramienta para determinar la calidad del agua:

- Las comunidades generalmente comprenden una amplia variedad de especies que representan diferentes niveles tráficos, incluyendo especies que consumen alimentos tanto de origen acuático como terrestre.
- Los peces son los organismos mejor conocidos de hábitats acuáticos
- Están presentes en los pequeños cuerpos de agua y aún en aquellos ecosistemas con ciertos niveles de contaminación.

La presencia de peces carnívoros es otro parámetro indicador de la calidad de un ambiente. Poblaciones viables y saludables de estas especies indican una comunidad saludable y diversificada; a medida que la calidad del agua declina, las poblaciones de peces carnívoros disminuyen o desaparecen. Una proporción mayor de 5% de estos individuos indica ecosistemas saludables; mientras que muestras con menos de 1% de estos organismos indican condiciones de mala salud del ecosistema (Velásquez y Vega, 2004).

3.3- Índices Bióticos

El conocimiento de la estructura de los organismos y sus cambios en número y abundancia de especies ha sido una pregunta que siempre ha interesado a los ecólogos. Dichos cambios en los ecosistemas ya sea por estrés o contaminación son aparentes, lo que ha llevado a investigar la manera de como cuantificar estos cambios. Una de las aproximaciones es el uso de mediciones basadas en organismos indicadores (Washington, 1984).

En la década de los años cincuenta comenzaron a utilizarse diferentes metodologías de evaluación de la calidad del agua mediante el uso de indicadores biológicos y se propusieron métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes de agua. Al final de los años cincuenta y principio de los sesenta comenzó a discutirse el concepto de diversidad de especies basada en índices matemáticos derivados fundamentalmente de la teoría de la información (Badii *et al.*, 2005).



Los Índices de Diversidad tienen una larga historia en estudios de contaminación, aunque su utilidad ha sido con frecuencia cuestionada, una contaminación intermedia puede estar asociada con el incremento de la diversidad antes de que las características del agua declinen hasta llegar a una contaminación severa. Cuando se usan índices de diversidad o similitud se calculan normalmente para un grupo taxonómico dado o un grupo estructural de tamaño determinado, en el caso de un ambiente acuático, tales grupos pueden ser macroinvertebrados, peces, diatomeas, etc. Margalef (1980) establece que un índice de diversidad es una relación entre el número de especies e individuos y que debe incluir la distribución de la abundancia.

La confección de los Índices Bióticos conlleva a la realización de un inventario de las especies presentes en un determinado lugar, de la manera más específica posible, esto actualiza los conocimientos taxonómicos y de composición sobre la fauna acuática, que en algunos grupos no se conocía (Burillo, 1997).

Para los ecosistemas acuáticos, los Índices de Diversidad son básicamente una aproximación a la calidad biológica a través de la estructura de la comunidad, en cambio los Índices Bióticos son una aproximación a la contaminación del agua haciendo uso del concepto organismo indicador, aunque estos no representen la estructura de la comunidad (Vázquez *et al.*, 2006).

Los Índices Bióticos son altamente especializados para un tipo particular de contaminación del agua, que normalmente es de origen orgánico. Cada uno de los índices está limitado al área geográfica en donde los organismos tolerantes fueron integrados, de un ambiente a otro estos pueden variar. Por otro lado existen Índices Bióticos especializados para determinado grupo taxonómico y para diferentes ecorregiones (Vázquez *et al.*, 2006).



Según Washington (1984) y De la Lanza (2000) existen numerosos Índices que se han desarrollado para evaluar la calidad del agua con base en la diversidad biológica que se presenta en el sitio. Algunos de ellos se utilizan normalmente para estimar biodiversidad y se pueden utilizar para el monitoreo de la calidad del agua con sus respectivas escalas de calificación (D.W. Fonticiella, 2011; Comunicación Personal):

3.3.1- Índice Alternativo de Hurlbert

$$PET = \sum_{L=1}^S \left(\frac{N}{N-1} \right) \left(1 - \sum_{L=1}^S \Pi_i^2 \right)$$

Donde:

PET- Probabilidad del encuentro interespecífico

$$\Pi_i = \frac{N_i}{N}$$

N_i – Total de individuos de la especie i ésima

N – Total de individuos de todas las especies

3.3.2- Índice de Shannon

$$H' = \sum_{i=1}^S pi * \text{Log}_2 pi$$

Donde:

H' – Entropía del sistema en bits

$$pi = \frac{Ni}{N}$$

N_i – Cantidad de individuos en el conjunto i ésimo

N – Total de individuos en el subconjunto



3.3.3- Índice de Brillouin

$$H = \frac{1}{N} \text{Log}_2 * \frac{N!}{\prod_{L_1}^n Mi!} \quad \text{ó} \quad H = \frac{3.321927}{N} \left[\text{Log}_{10} N! - \sum_{L=1}^n \text{Log}_{10} Mi! \right]$$

Donde:

H – Información en bitios

N – Total de elementos del conjunto

M_i – Total de elementos del conjunto i ésimo

3.3.4- Índice de Lloyd, Zar y Karr

$$\bar{d} = \frac{C}{N} \left(N \cdot \text{Log}_{10} N - \sum Mi \cdot \text{Log}_{10} Mi \right)$$

Donde:

$C = 3.321928$ para convertir Log_{10} a Log_2 (bitios)

N – Número total de individuos

M_i – Número total de individuos de la i ésima especie

Este se usa especialmente para macroinvertebrados aunque como primeras aproximaciones se pueden usar las siguientes expresiones:

$$\frac{S}{N}, \quad \frac{S}{\text{Log} N} \quad \text{y} \quad \frac{S-1}{\text{Log} N}$$

Donde:

S – Número de taxones

N – Número total de individuos

Estas últimas están muy influenciadas por el tamaño de la muestra, por lo que para comparar dos comunidades los tamaños de muestra deben ser similares.

3.4- Índices Estructurales de especies en Comunidades:

3.4.1- Índice de Predominio de Simpsons (1949)

$$C = \sum \left(\frac{Mi}{N} \right)^2$$



Donde:

M_i – Número de individuos de la especie i ésima

N – Total de individuos

3.4.2- Índice de similitud entre dos muestras de Sørensen (1948)

$$S = \frac{2C}{A + B}$$

Donde:

A – Número de especies en la muestra A

B – Número de especies en la muestra B

C – Número de especies comunes en ambas muestras

Con esto se halla el índice de disimilitud:

$$D = 1 - S$$

3.5- Índices de Diversidad de especies:

3.5.1- Índice de Shannon y Weaver (1949)

$$\bar{H} = \sum \left(\frac{M_i}{N} \right) \text{Log} \left(\frac{M_i}{N} \right) \quad \text{ó} \quad \bar{H} = - \sum P_i \cdot \text{Log} P_i$$

Donde:

M_i – Número de individuos de la especie i ésima

N – Número total de individuos

P_i – Probabilidad para cada par $\frac{M_i}{N}$

3.5.2- Índice de Riqueza o variedad de especies de Margalef (1958)

$$d_1 = \frac{S - 1}{\text{Log} N} \quad d_2 = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad d_3 = S * 100 \text{ind}$$

Donde:

S – Número de especies

N – Número de individuos



3.5.3- Índice de Uniformidad de Pielon (1966)

$$C = \frac{\bar{H}}{\text{Log}S}$$

Donde:

\bar{H} - Índice de Shannon

S - Número de especies

3.6- Otros índices que se emplean exclusivamente para la evaluación de la calidad del agua:

- Sapróbico (1901)
- Índice Biótico de Beck (1954)
- Índice Secuencial de Comparación (1971)
- Índice Estadístico de Pielou (1975)
- Índice de Hilsenhoff (1977)
- Indices Biological Monitoring Working Party (BMWP) (1978)
- Índice de Macroinvertebrados Bénticos (1988)

Sin embargo, para el uso de índices es necesario que se tome en cuenta su estandarización y certificación en varios países donde se apliquen comúnmente en programas de monitoreo. Es importante que su manejo sea fácil aun para personas no especializadas en la identificación taxonómica, además de que permitan realizar diagnósticos rápidos y económicos de calidad de agua (Vázquez *et al.*, 2006).



4- Conclusiones Parciales

De la recopilación bibliográfica realizada sobre el tema se arribaron a las siguientes conclusiones parciales:

- Se reporta la clasificación más actualizada de los embalses cubanos en base a la abundancia y composición del fitoplancton y el zooplancton en relación con la productividad pesquera esperada; las cuales son útiles en la realización del presente trabajo.
- Es necesario analizar la calidad del agua no solo por métodos físico-químicos sino también por métodos biológicos para hacer una evaluación más completa de los impactos en el ecosistema acuático.
- Se han desarrollado numerosos Índices Bióticos a nivel internacional para evaluar la calidad del agua con base a la diversidad biológica que se presenta en un sitio de estudio; los cuales son necesarios intensificar en nuestro país.
- No se encontró una aplicación en la provincia de los índices Bióticos para evaluación de embalses.



CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del embalse Minerva

El embalse Minerva situado al noroeste de la ciudad de Santa Clara, provincia de Villa Clara, encontrándose entre los tres mayores de la provincia; fue terminado en el año 1972, tiene una superficie de 1 800 ha en su nivel de agua normales y 2 400 ha en su nivel de aguas máximas fue diseñado para envasar 123 millones de m³, alcanzando una cota máxima de 195 millones de m³, su profundidad media es de 6,8 m y la máxima de 15 m. Se destina a abasto a la población, actividad pesquera y como centro turístico, además de que constituye coto de caza y por él pasan 4 corredores aéreos siendo asentamiento de aves migratorias.

Las especies que se explotan comercialmente en el embalse

- Ciprínidos:
 - Amura blanca (*Ctenopharyngodon idella*)
 - Tenca blanca (*Hypophthalmichthys molitrix*)
 - Tenca Manchada (*Aristichthys nobilis*)
 - Carpa común (*Cyprinus carpio*)
- Peces gato:
 - Clarias (*Clarias gariepinus*)
 - Bagre de canal (*Ictalurus punctatus*)
- Tilapias:
 - Tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*)
 - Tilapia áurea (*Oreochromis aureus*)
 - Tilapia yerbera (*Tilapia rendalli*)



Toma de muestras

Las muestras de Plancton se obtuvieron durante los muestreos hidrobiológicos periódicos en 5 estaciones o puntos de muestreo representados en la figura 2 y la tabla 3, en los mismos se determinó Fitoplancton y Zooplancton.

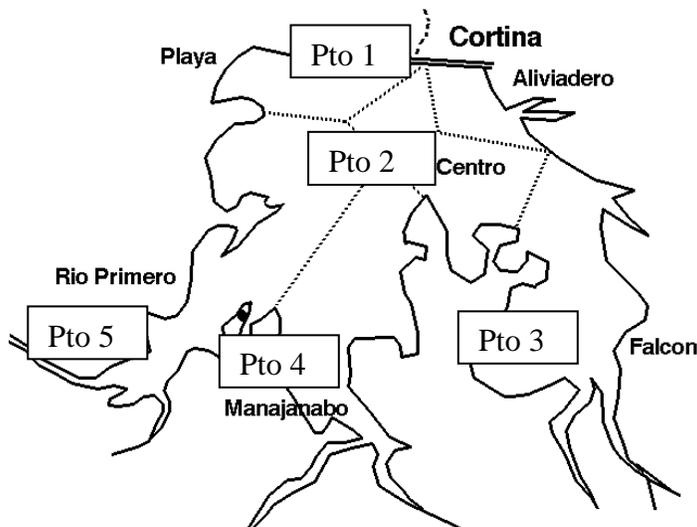


Figura 2. Esquema del embalse donde se muestran los puntos de muestreo.

Las muestras de agua se tomaron mediante filtración en red de plancton simple con abertura de malla 90 μm para el zooplancton y batómetro simple a 35-45 cm de profundidad para el fitoplancton y fijadas con lugol.

Tabla 3. Estaciones y referencias en el Embalse Minerva.

Punto	Referencia
1	Cortina
2	Centro
3	Afluente Río Sagua la Chica
4	Afluente Río Manajanabo
5	Afluente Río Primero

Aspectos analizados

Se cuantificaron empleando el método de la cámara de Sedgwick-Rafter (S-R) para el fitoplancton (A. Fonticiella y Monteagudo, 2008):

Conteo del Fitoplancton por Cámara de Sedgwick-Rafter (S-R)

La cámara S-R es un implemento usado comúnmente en el conteo de plancton tiene aproximadamente 50 mm de largo, 20 mm de ancho y una profundidad de 1 mm. El área total es de aproximadamente 1 000 mm^2 y el volumen de aproximadamente 1 000 mm^3 o 1 ml.



Útiles necesarios:

- Microscopio equipado con rejilla Whipple
- Cámara de conteo de Sedgwick-Rafter (S-R)
- Pipeta o gotero

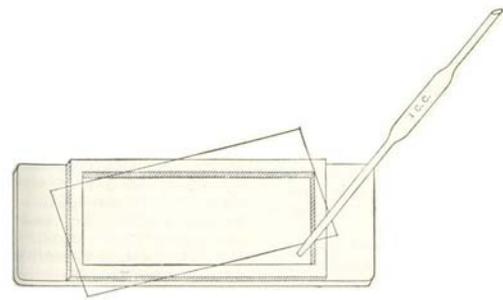


Figura 3.- Forma correcta de llenado de la cámara S-R. (Standard Methods, 1980).

Procedimiento:

1- Llenado de la cámara S-R.

Colóquese el cubreobjetos diagonalmente encima y transfiera la muestra con una pipeta aforada grande como se muestra en la figura 3. Antes de proceder al conteo deje reposar la cámara S-R por no menos de 15 minutos para sedimentar el plancton.

2- Conteo por bandas.

Una “banda” a todo lo largo de la cámara constituye un volumen de aproximadamente 50 mm de largo, 1 mm de profundidad y el ancho total de la rejilla Whipple. Cuando se usa el ocular de 10X con el objetivo de 20X la rejilla Whipple debe de ser de 0,5 mm (500 μm), el volumen de una banda es de 25 mm^3 , o 1/40 (2,5 %) del volumen total de la cámara. Para realizar conteos de bandas use aumentos de al menos 200X. Calcule el número total de planctones en la cámara S-R multiplicando el conteo de la banda por el número (factor numérico) que representa la porción de la cámara contada.

Normalmente cuente 2 o 4 bandas en dependencia de la densidad del plancton; cuente más bandas en la medida en que disminuya la densidad del plancton. Cuando se usan oculares de 10X y objetivos de 20X el factor de enumeración para el plancton contado a lo largo de 2 bandas es aproximadamente 20, y para 4 bandas cercano a 10 dependiendo de la calibración. Obtenga el número de org/ml del plancton en la cámara S-R de la siguiente ecuación:



$$\text{Org / ml} = \frac{C * 1000 \text{mm}^3}{L * D * W * S}$$

Donde:

C = número de organismos contados

L = largo de cada banda en mm (largo de la cámara)

D = profundidad de la banda (profundidad de la cámara) mm

W = ancho de la banda (ancho de la imagen de la rejilla Whipple) mm

S = número de bandas contadas

Multiplique o divida el número de org/ml por el factor de corrección para ajustar muestras diluidas o concentradas y $\times 10^6$ para obtener el resultado en org/l.

Para la identificación taxonómica del fitoplancton se emplearon las claves de Comas (1972 a, b y c), Sosa (1975), CAME (1977), Komárek (2010a y b), Van de Vijver (2008 a y b).

Para el análisis cualitativo y cuantitativo del zooplancton se empleó la cámara de Bogorov que se muestra en la figura 4 (A. Fonticiella y Monteagudo, 2008).

Conteo del Zooplancton en Cámara Bogorov

Materiales necesarios:

- Cámara Bogorov
- Pipeta Hensen-Stempel
- Microscopio estereoscópico
- Aguja enmangada

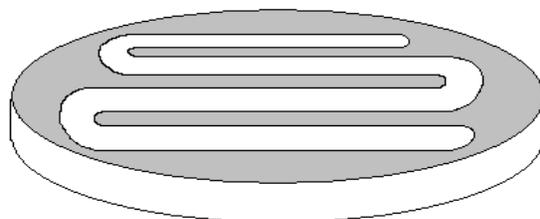


Figura 4. Cámara de Bogorov para conteo de Zooplancton (A. Fonticiella y Monteagudo, 2008).

Procedimiento:

1- Homogenizar bien la muestra y extraer rápidamente la submuestra para evitar errores por sedimentación de los organismos.



- 2- La submuestra debe depositarse inmediatamente en la cámara Bogorov
- 3- Colocar la cámara en el estereoscopio y comenzar el conteo en un extremo hasta abarcar el total de la cámara.
- 4- Se contará hasta que el número de organismos sea mayor de 200 o hasta haber contado el 10 % de la muestra.

$$\text{Org}/m^3 = \frac{T * V_m}{V_a * V_f} * 1000$$

Donde:

T = total de organismos contados

V_a = volumen analizado

V_m = volumen de la muestra (volumen del frasco)

V_f = volumen filtrado (volumen de la botella)

Expresándose el resultado en org/m^3

En la identificación taxonómica del zooplancton se emplearon las claves de CAME (1977), Collado *et al.* (1984), Koste (1978 a y b) para rotíferos; para cladóceros Amorós (1984) y las de Smith y Fernando (1980) para copépodos.

Los datos de géneros obtenidos fueron comparados con las tablas de géneros indicadores de Terrel y Bytnar (1996) los cuales están reportados en la literatura especializada y en función a esta información se determinó el número de géneros indicadores para cada punto muestreado. Para corroborar los datos de abundancia se calculó también el índice de Diversidad de Shannon –Weaver (1949) según la fórmula:

$$\bar{H} = \sum \left(\frac{M_i}{N} \right) \text{Log} \left(\frac{M_i}{N} \right)$$

Donde:

M_i – Número de individuos de la especie i ésima

N – Número total de individuos



Se escoge este Índice ya que está estandarizado y certificado en varios países donde se aplica en los programas de monitoreo periódicos de calidad de las aguas.

Los valores de los parámetros hidroquímicos del agua del embalse se tomaron del resultado de los muestreos que regularmente realiza el laboratorio ENAST de la Empresa de Aprovechamiento Hidráulico de Villa Clara. La productividad pesquera de los ciprínidos en kg/ha se obtuvo del sistema estadístico AquaStat V. 4.0 2008 (D.W. Fonticiella, 2008), registro oficial de la Empresa Pesquera de Villa Clara.

Se determinaron los coeficientes de correlación de las variables abióticas con las concentraciones del zooplancton y el fitoplancton para establecer el grado de asociación existente. Las variables analizadas fueron las siguientes:

Volumen del embalse, productividad, pH, OD, DQO, DBO₅, nitrógeno total y fosfato.

El coeficiente de correlación se determinó mediante la fórmula:

$$r = \frac{\sum_{y=1}^n Z_x Z_x}{n} + 1$$

Donde:

r = coeficiente de correlación

Z_x = variable 1

Z_y = variable 2

n = número de individuos

Se empleó el estadígrafo “F” de Fisher para la determinación de la diferencia entre las medias muestrales. Cuando se encontró diferencia significativa se aplicó la prueba discriminante de DUNCAN para determinar entre cuales datos



existía realmente la diferencia, en todos los casos se probó la normalidad de los datos primarios. En cada caso se determinó la significación del coeficiente de correlación mediante la prueba “t” de Student y la tabla significación del coeficiente de correlación “r”. En todos los casos el nivel de significación mínimo aceptado fue de $p=0,95$, cuando se empleó un nivel de significación diferente se hace el señalamiento correspondiente.



CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Fitoplancton es la principal entrada de energía a todo ecosistema acuático y constituye el primer nivel de la cadena alimentaria, por lo que es de gran interés su estudio en cuencas y embalses, principalmente aquellos en los que se desarrolla el cultivo de peces consumidores directos de estos organismos (Díaz *et al.*, 1988).

La comunidad fitoplanctónica del embalse estuvo representada por 6 clases fundamentales *Chrysophyceae*, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae*, *Euglenophyceae*, *Dinophyceae* y *Cryptophyceae*, encontrándose la clase *Clorofíceas* predominante en cualquier época del año representada por alrededor de 26 géneros mostrados en la tabla 5. Las *Euglenofíceas* acompañaron a las *Clorofíceas* como predominantes en época de seca y como predominantes en la época de lluvia fueron las *Clorofíceas*, *Cianofíceas* y *Crisofíceas* (Fig. 5), no coincidiendo con Quiñones *et al.* (1990) y Díaz *et al.* (1988) que plantean que en época de lluvia en los embalses cubanos abundan las algas *cianofíceas* y *clorofíceas* y en seca las *cromofíceas*; señalando que la abundancia y distribución de las comunidades fitoplanctónicas están determinadas en última instancia por factores físico-químicos y la edad del embalse. La dinámica de las comunidades planctónicas en Cuba está dirigida hacia dos estaciones climáticas, lluvia y seca; de acuerdo con las condiciones tropicales de la isla (Quiñones *et al.*, 1990).

La mayor densidad de biomasa fitoplanctónica en los muestreos del embalse Minerva se registró en el mes de agosto 2005 con $12,25 \cdot 10^6$ org/l, siendo las *crisofíceas* y *clorofíceas* las que más aportaron con valores de 4,2 y $3,7 \cdot 10^6$ org/l respectivamente (Anexo 4). Martínez (1987) y Martínez *et al.* (1986) también encontraron como algas predominantes en varios embalses del país a las



clorofíceas y González et al (2004) y Chalar de León et al (2002) reportan las algas cianófitas dominantes para los embalses tropicales.

La especie predominante tanto en época de lluvia como en época de seca fue la *Chlorella sp.* con concentraciones medias de $1,2 \cdot 10^6$ org/l . Sin embargo otros autores como Fónturbel (2005) y Coello y Cajas (2005) reportan como especies dominantes *Oscillatoria sp.* y *Cylindrospermopsis racivorskii* para embalses tropicales.

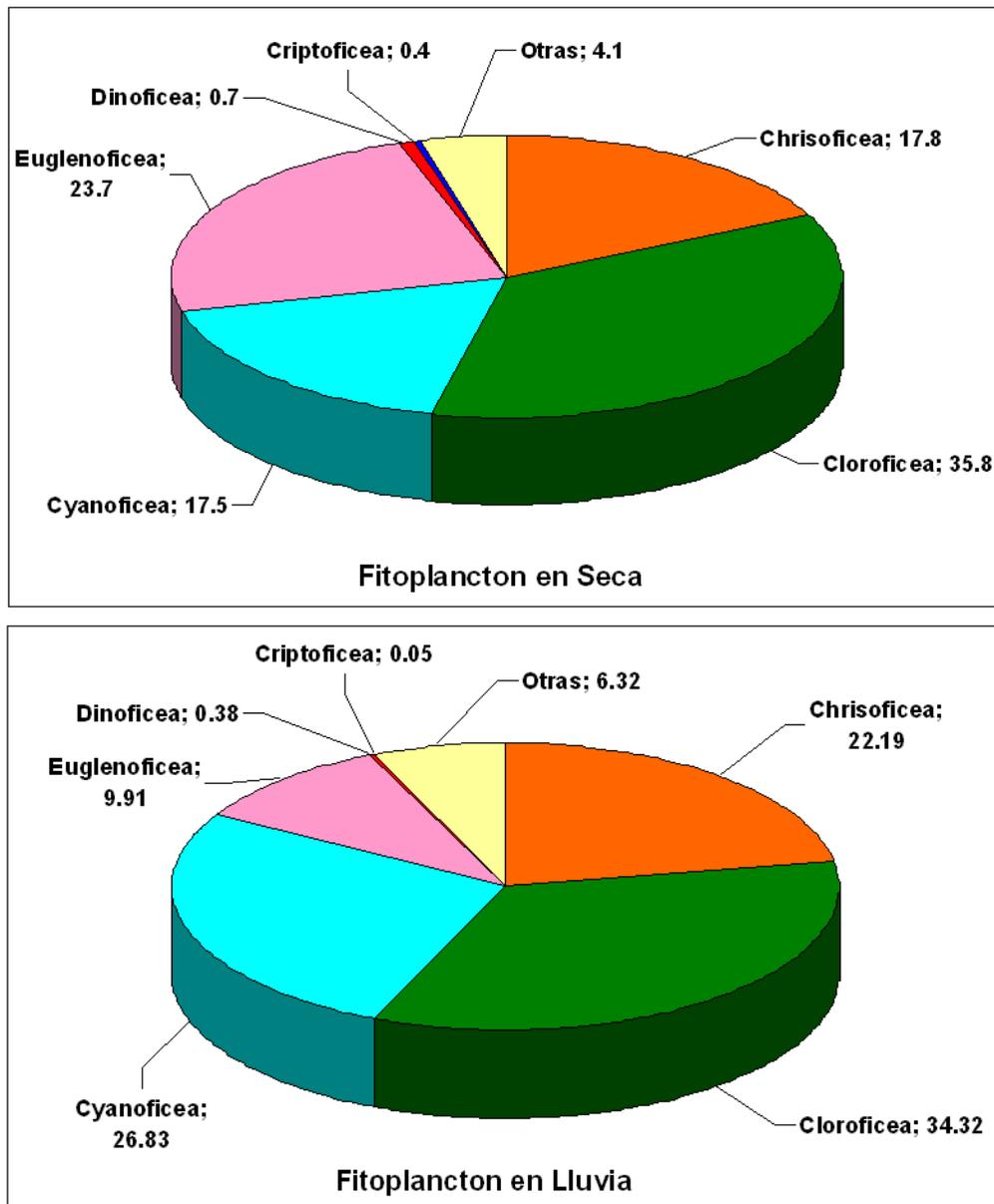


Figura. 5. Composición del Fitoplancton por grupos en época de lluvia y seca.



De los cinco puntos muestreados las mayores concentraciones de algas se presentaron en el punto 3 con $5,87 \cdot 10^6$ org/l y las principales algas responsables de dicho incremento fueron las Clorofíceas con $3,22 \cdot 10^6$ org/l (resaltadas en negrita en la tabla 4). Esta estación de muestro corresponde con el afluente Río Manajanabo al cual vierten las aguas albañales de los poblados de Manajanabo y Falcón. Las aguas residuales provenientes de dichos poblados a pesar de que no son tratadas y son consideradas fuentes de contaminación importantes no ejercen una gran influencia ya que las poblaciones no exceden los 10 000 habitantes y estas son asimiladas por el gran volumen del embalse y su capacidad de autodepuración sin ocasionar mayores afectaciones. Según Quintana *et al.* (inédito) debido al incremento constante de la población con el consiguiente aumento de residuales vertidos y nutrientes Nitrógeno, Fósforo y Carbono, se puede provocar una contaminación seria por efecto acumulativo.

Tabla 4. Promedio de conteo de algas (10^6 org/l) por puntos de muestreo

	Chri	Clor	Cyan	Eugl	Dino	Crip	Otros	Total
P1	1,14	0,53	1,30	0,42	0,00	0,00	0,22	3,62
P2	1,03	0,59	1,26	0,33	0,01	0,02	0,24	3,47
P3	0,91	3,22	0,60	0,89	0,06	0,00	0,18	5,87
P4	0,52	1,23	0,81	0,73	0,01	0,00	0,20	3,49
P5	0,46	1,49	0,54	0,94	0,01	0,02	0,22	3,68

Leyenda

Chri- *Chrisophyceae* **Eugl-** *Euglenophyceae*
Clor- *Chlorophyceae* **Dino-** *Dinophyceae*
Cyan- *Cyanophyceae* **Crip-** *Cryptophyceae*

Las algas verde-azules y verdes proliferan al aumentar la eutrofia, la cual es conocido que tiene dos dimensiones, una cuantitativa y otra cualitativa, no por referirse a la cantidad de algas, si no a la naturaleza de los cambios de las comunidades (Margalef, 1976). Una de las consecuencias más graves de la eutrofización sobre los embalses es la alteración de la estructura de la comunidad fitoplanctónica por la dominancia de las cianobacterias (Coello y Cajas, 2005).



En la tabla 5 se aprecian los 53 géneros del Fitoplancton encontrados en las diferentes estaciones de muestreo y la abundancia relativa de cada uno de ellos. La diversidad analizada (H) por puntos de muestreo cuyo valor aparece al final de la tabla 5 se encontró siempre por debajo de 2.5 bitios, valor considerado indicativo de aguas medianamente contaminadas y con un proceso de eutrofización en avance, coincidiendo con Coello y Cajas (2005) quienes también encontraron valores de diversidad por debajo de los 2.5 bitios en el embalse Chongón y Fontúrbel *et al.* (2006) en el lago Titikaka (Bolivia) encontró un proceso eutrófico de un nivel inicial a intermedio con valores de diversidad por debajo de 2.4 bitios. Roldán (1992), Dolbeth *et al.* (2003) y Western (2001) sugieren que en los lugares donde existe un mayor avance del proceso eutrófico se presenta una menor diversidad de fitoplancton con valores siempre inferiores a 2.5 bitios, siendo esto indicador de aguas contaminadas.

Tabla 5. Diversidad de géneros de fitoplancton encontrados en los diferentes puntos de muestreo y los valores calculados del Índice de Shannon-Weaver (H)

Clase	Género	Abundancia relativa en %				
		Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5
Chrysophyceae	<i>Melosira</i>	6.77	6.57	2.20	1.46	1.56
	<i>Tribonema</i>	1.68	2.84	0.31	0.30	0.18
	<i>Navicula</i>	3.15	2.34	3.11	2.33	2.65
	<i>Diatomea</i>	1.52	1.25	0.10	0.43	0.52
	<i>Rhizosolenia</i>	3.15	2.65	1.73	2.87	1.45
Chlorophyceae	<i>Pediastrum</i>	0.07	0.05	0.06	0.00	0.05
	<i>Staurastrum</i>	0.14	0.05	0.04	0.00	0.00
	<i>Tetrastrum</i>	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Scenedesmus</i>	0.26	1.06	0.37	0.71	0.57
	<i>Clorella</i>	4.64	6.47	23.94	10.79	16.29
	<i>Monoraphidium</i>	0.99	0.83	0.72	2.22	1.90
	<i>Hyaloraphidium</i>	0.45	0.09	0.08	0.05	0.23
	<i>Coleastrum</i>	0.02	0.02	0.04	0.98	0.70
	<i>Tetraedrom</i>	0.00	0.02	0.06	0.00	0.03
	<i>Pseudotetraedrom</i>	0.05	0.05	0.06	0.11	0.00
	<i>Actinastrum</i>	0.07	0.17	0.08	0.16	0.29
	<i>Ankistrodesmus</i>	0.00	0.02	0.04	0.00	0.00
	<i>Westella</i>	0.12	0.12	0.06	0.14	0.10
	<i>Spondyglosium</i>	0.24	0.02	0.12	0.11	0.00
	<i>Crucigenia</i>	0.09	0.19	0.29	0.60	0.29
	<i>Closterium</i>	0.36	0.07	0.02	0.03	0.03



	<i>Glocotilla</i>	0.07	0.28	0.06	0.03	0.00
	<i>Sphaerocystis</i>	0.02	0.64	0.62	0.00	0.00
	<i>Kotiella</i>	0.45	0.00	0.06	0.00	0.00
	<i>Coenocystis</i>	0.00	0.00	0.00	0.22	0.78
	<i>Coenococcus</i>	0.00	0.00	0.08	0.22	0.47
	<i>Heleochloris</i>	0.07	0.00	0.00	0.00	0.70
	<i>Chlorcorone</i>	0.09	0.00	0.14	0.11	0.00
Cyanophyceae	<i>Anabaena</i>	2.08	2.36	0.49	1.46	0.21
	<i>Cilindrospermopsis</i>	1.52	1.91	1.05	2.66	1.58
	<i>Microsistis</i>	1.85	0.50	0.33	0.49	0.18
	<i>Merismopedia</i>	0.14	0.24	0.84	0.43	0.26
	<i>Oscillatoria</i>	10.61	9.57	2.58	5.56	2.96
	<i>Nostoc</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Spirulina</i>	0.00	0.14	0.10	0.27	0.26
	<i>Gomphosphaeria</i>	0.07	0.57	0.16	0.08	0.00
	<i>Chroococcus</i>	0.26	0.95	0.31	0.00	0.03
	<i>Spirillum</i>	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00
Euglenophyceae	<i>Phacus</i>	7.27	7.44	9.46	13.59	13.22
	<i>Strombonas</i>	0.00	0.02	0.02	0.05	0.03
	<i>Trachelomonas</i>	0.09	0.05	0.04	0.11	0.05
	<i>Astasia</i>	0.00	0.02	0.00	0.03	0.00
	<i>Euglena</i>	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00
Dinophyceae	<i>Peridinium</i>	0.02	0.21	0.62	0.05	0.13
	<i>Ceratium</i>	0.00	0.00	0.00	0.08	0.03
	<i>Gymnodinium</i>	0.00	0.00	0.10	0.03	0.00
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i>	0.05	0.02	0.00	0.00	1.17
Otros	Otros	3.08	3.19	1.48	2.47	3.40
H (Índice de Diversidad Bitios)		1.90	2.06	1.55	1.76	1.64

En la figura 6 se muestra un gráfico de abundancia del fitoplancton con los valores de diversidad calculados por meses de muestreo. Analizando la diversidad por meses a lo largo de todo el período muestreado los valores fueron muy similares, fluctuando entre 0.5 y 0.9 bitios, registrándose un máximo de diversidad en marzo 2006 con 0.86 bits. Se puede apreciar que el máximo de abundancia no coincide con el máximo de diversidad, unido esto a que en el 2006 el embalse recuperó el volumen máximo luego de un período de intensa sequía que se extendió hasta mediados del 2005 se puede decir que el proceso de eutrofización que se estaba presentando en dicho embalse fue producto de la concentración de todos los componentes de ese ecosistema. Este embalse tiene un área de 1800 ha en su nivel de aguas normales y la afectación en ese



momento fue tal que llegó a tener solamente unas 600 ha. La variación del área del embalse se puede apreciar en el gráfico del anexo 5.

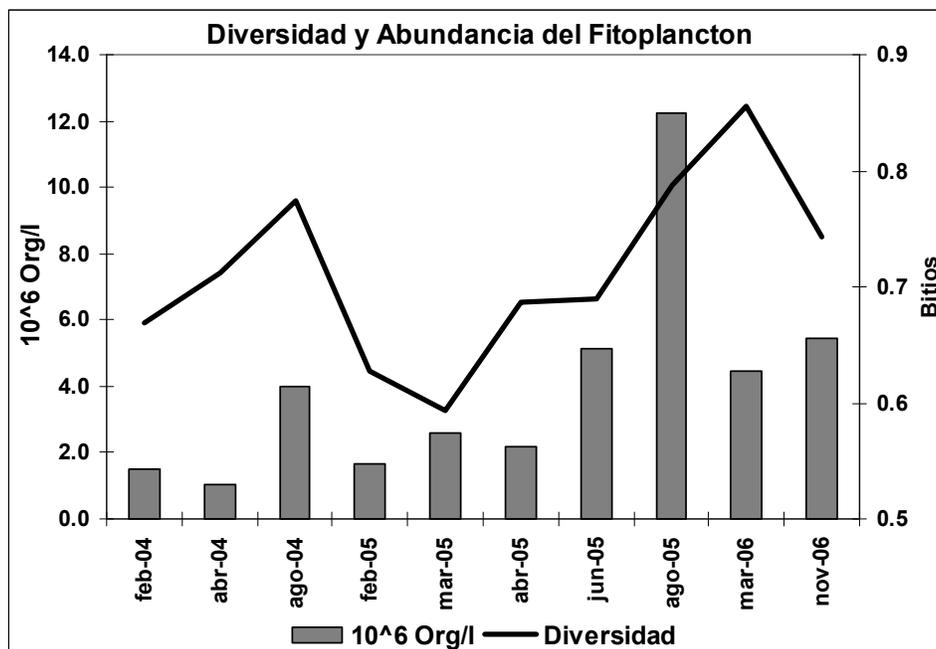


Figura. 6. Diversidad y abundancia del Fitoplancton 2004-06.

De acuerdo con los indicadores biológicos de Terrel y Bytnar (1996) nos encontramos con un predominio de géneros de fitoplancton de aguas superficiales, de sitios contaminados y generadoras de olor en ese orden de importancia como se muestran en la tabla 6. Es importante resaltar que varios géneros encontrados en las muestras de agua analizadas son mencionados por Terrel y Bytnar (1996) en más de un grupo se comparten algunos géneros en grupos con características afines.

Tabla 6. Evaluación del número de géneros de fitoplancton encontrados en cada uno de los sitios de estudio en función de los criterios de clasificación de Terrel y Bytnar (1996).

Tipo de Fitoplancton	Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5
Generadoras de Olor	5	5	6	6	4
Propias de Aguas Contaminadas	6	7	6	7	7
Propias de Aguas Limpias	3	3	5	2	2
Que Crecen Sobre Paredes	1	1	1	1	1
Planctónicas y Superficiales	16	14	13	14	13



Las floraciones algales pueden causar cambios en la coloración del agua, generar olores característicos y dificultar la navegación afectando el entorno paisajístico y su valor turístico. Sobre la agricultura los efectos de los florecimientos se manifiestan por la posibilidad de producir una fijación y/o acumulación de toxinas en las diferentes partes de las plantas incluyendo los frutos por el uso de agua eutrofizada, como se ha observado en cultivos de lechuga irrigados con agua que contiene microcistina producida por la proliferación de *Microcystis aeruginosa* (Codd *et al.*, 1999). Sobre la actividad pesquera estas concentraciones de cianófitas pueden conferir olores y sabores característicos e incluso causar la muerte de los organismos acuáticos en función del metabolito producido por la especie causante de la proliferación algal (Coello y Cajas, 2005).

Se encontró que existe diferencia altamente significativa entre las medias de los grupos componentes del fitoplancton a lo largo del período muestreado encontrándose las *Clorofíceas* como las mejor representadas (Tabla 7). Existen diferencias altamente significativas entre las muestras de fitoplancton mejor representadas (*clorofíceas, cianofíceas, euglenofíceas y crisofíceas*) por estaciones del año.

Tabla 7. Valores medios de los conteos por grupos del Fitoplancton (10^6 org/l) en el período muéstrela.

	Chri	Clor	Cyan	Eugl	Dino	Crip	OtrF
W	0.81 b	1.41 a	0.90 b	0.66 b	0.02 b	0.01 b	0.21 b

Leyenda

Chri- *Chrisophyceae* **Eugl-** *Euglenophyceae*
Clor- *Chlorophyceae* **Dino-** *Dinophyceae*
Cyan- *Cyanophyceae* **Crip-** *Cryptophyceae*

Las letras diferentes en una misma fila difieren significativamente.

Se encontró también que existe diferencia significativa entre los diferentes meses del período muestral. La prueba discriminante de Duncan determinó que el mes de agosto es diferente al resto de los meses mientras que los otros no son diferentes entre sí según se muestra en la tabla 8.



Tabla 8. Contraste de la prueba de DUNCAN para los valores de las medias de los muestreos de Fitoplancton (10^6org/l) en dos meses representativos por cada estación del año para un nivel de significación de 0.05.

		Ago	Jun	Abr	Contraste		
	Medias	2.87	1.22	0.39	Ago-Feb	1.57	Existe Diferencia Significativa
Feb	0.36	2.51	0.86	0.03	Jun-Feb	-0.05	No Existe Diferencia
Abr	0.39	2.48	0.83		Ago-Abr	0.78	Existe Diferencia Significativa
Jun	1.22	1.65			Abr-Feb	-0.84	No Existe Diferencia
					Jun-Abr	-0.04	No Existe Diferencia
					Ago-Jun	0.78	Existe Diferencia Significativa

La comunidad zooplanctónica estuvo representada por 26 géneros siendo los copépodos *Calanoida* los más abundantes durante todo el período con 39,8% en seca y 50.7% en lluvia representados en la figura 6. La mayor concentración de zooplancton se alcanzó en agosto 2005 con $40\,394 \text{org/m}^3$ coincidiendo con las mayores concentraciones de fitoplancton (Anexo 4). La abundancia de zooplancton es baja tanto en lluvia como en seca y no sobrepasan el millón de org/m^3 coincidiendo con Quiñónez *et al.* (1990) y Fonticiella y Sonesten (2000). Los copépodos *Calanoida* fueron los que mayores concentraciones alcanzaron con $29\,156 \text{org/m}^3$ (Anexo 4). Según Quiñones *et al.* (1990) y Díaz *et al.* (1988) las comunidades de zooplancton de los embalses cubanos son generalmente pobres y en ambas estaciones predominan los *nauplii* y copepoditos de *Calanoida* y los rotíferos, coincidiendo con los resultados del presente trabajo.

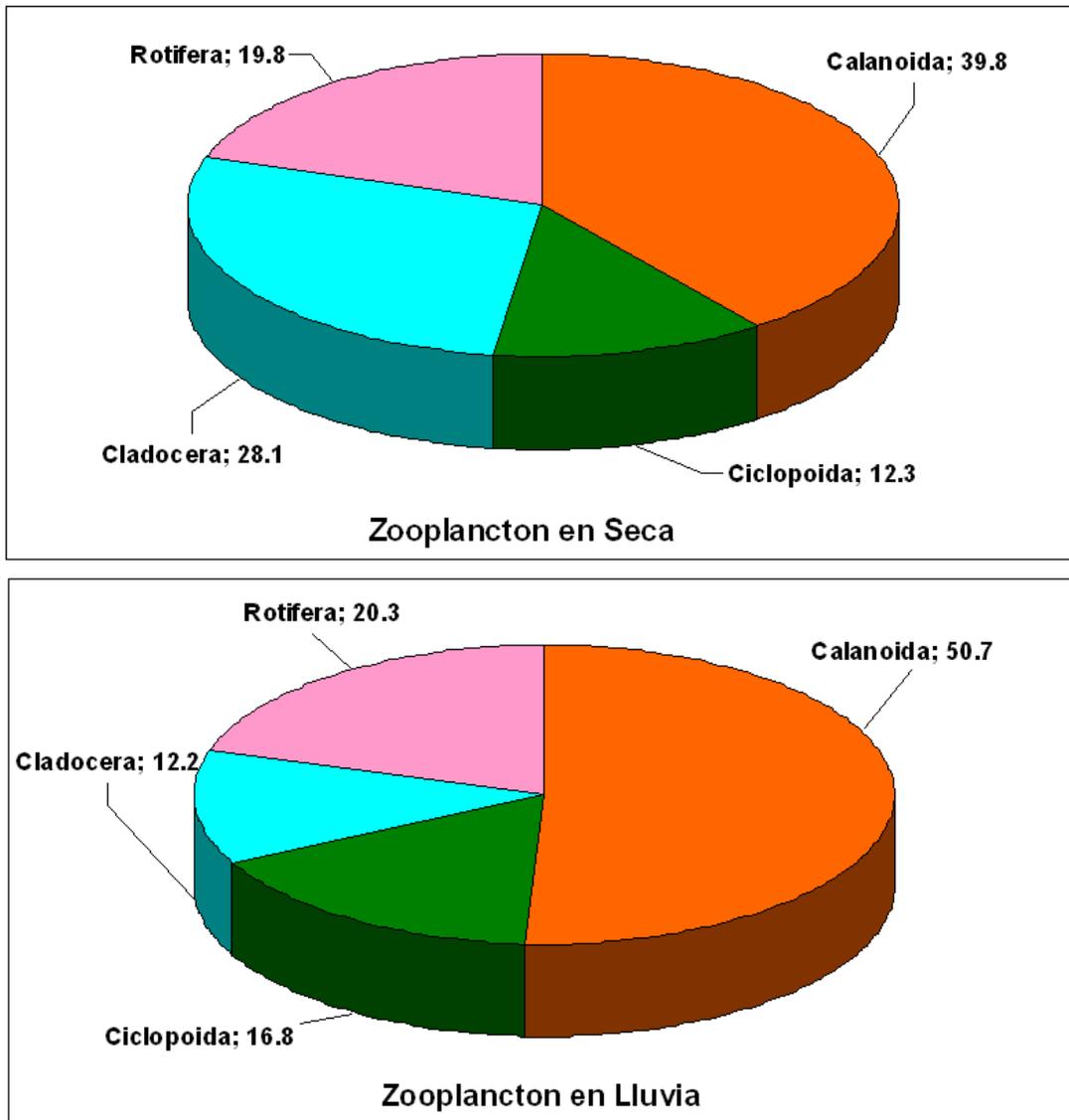


Figura 6. Composición del Zooplankton por grupos en época de lluvia y seca.

La escasez de cladóceros en general en un embalse es indicador de buena calidad de sus aguas, ya que el predominio de este grupo es propio del aumento del grado de eutrofia de un embalse. La ausencia de especies α - β mesosapróbicas en un embalse manifiesta la necesidad de reforzar la lucha por la protección de sus aguas a fin de disminuir o erradicar el avance de la eutrofización en el mismo (Quintana, inédito). Chalar de León *et al.* (2002) destaca en su estudio del embalse Salto Grande que la dominancia de los Rotíferos en un embalse es indicador de un estado eutrófico debido al amplio



rango de alimentación de este grupo (algas, detritus y bacterias) y su composición de especies oportunistas.

De acuerdo con Quiñónez, et al., (1990), D,W, Fonticiella y Sonesten (2000), A. Fonticiella y Monteagudo (2008) y D.W. Fonticiella y Monteagudo (2010) en la tabla 9 se muestra la clasificación del embalse Minerva según los conteos promedio del período analizado del Fitoplancton y el Zooplancton; clasificándose como un embalse Meso-Eutrófico, dándole una categoría de medianamente a muy productivo con valores de productividad pesquera esperada de 100 a más de 200 kg/ha/año según las tablas 1 y 2 del presente trabajo.

Tabla 9. Clasificación del embalse Minerva de acuerdo al nivel trófico

Fitoplancton (x 10 ⁶ org/l)	Clasificación
4.03	Eutrófico
Zooplancton (org/m ³)	
18 277	Mesotrófico

En la tabla 10 se muestran los valores de producción pesquera, área del embalse y productividad en el período analizado, el embalse Minerva presenta una productividad promedio de 317 kg/ha/año coincidiendo con la productividad esperada de acuerdo a la clasificación de meso-eutrófico, siendo este un embalse muy productivo.

Tabla 10. Valores anuales de producción, área y productividad del embalse Minerva

Año	Producción (t)	Área (ha)	Productividad (kg/ha/año)
2004	428.9	1081.8	396.4
2005	345.5	1028.5	336.0
2006	444.8	1735.6	256.3
Tot	406.4	1282.0	317.0



Se encontró una relación significativa para un nivel de confianza del 90 % entre el fosfato y la productividad pesquera en una serie del 82-2006 como se muestra en la figura 7, estableciéndose la siguiente relación:

$$Y = 457.04 [PO_4] + 178.03$$

Para el fosfato y la productividad se estableció una relación significativa y directamente proporcional; o sea, que a medida que se incrementan los niveles de fosfatos se incrementa proporcionalmente la productividad pesquera. Analizando el concepto de eutrofización si se incrementan los niveles de nutrientes como fósforo y nitrógeno, se podrá incrementar las repoblaciones de peces con fines comerciales sin sobreexplotar el embalse. Incrementando las repoblaciones y por consiguiente las pesquerías se incrementará la productividad pesquera y se establecerá un equilibrio entre nutrientes y productividad, evitando la aparición y propagación de procesos eutróficos en el embalse.

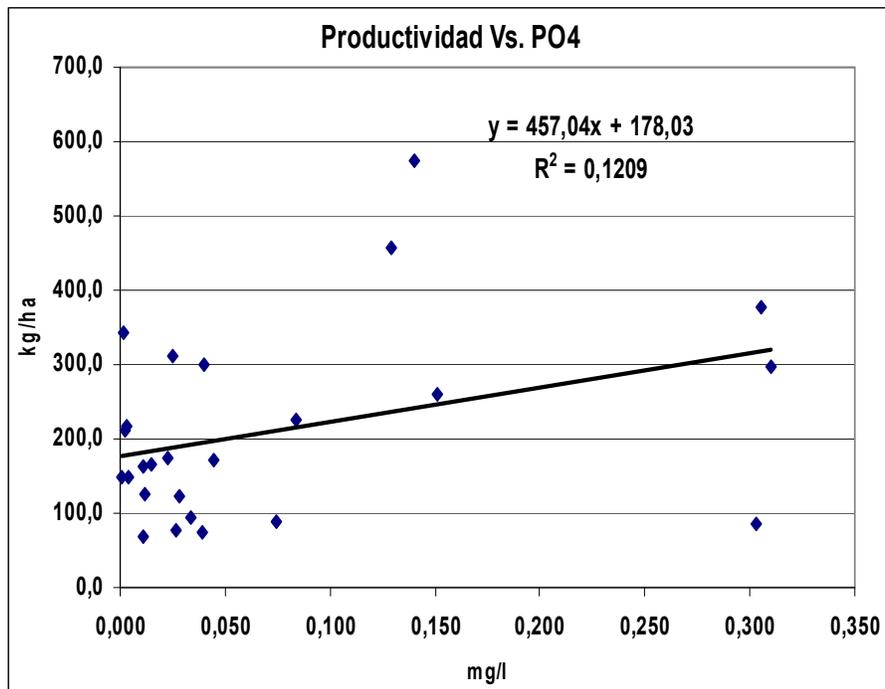
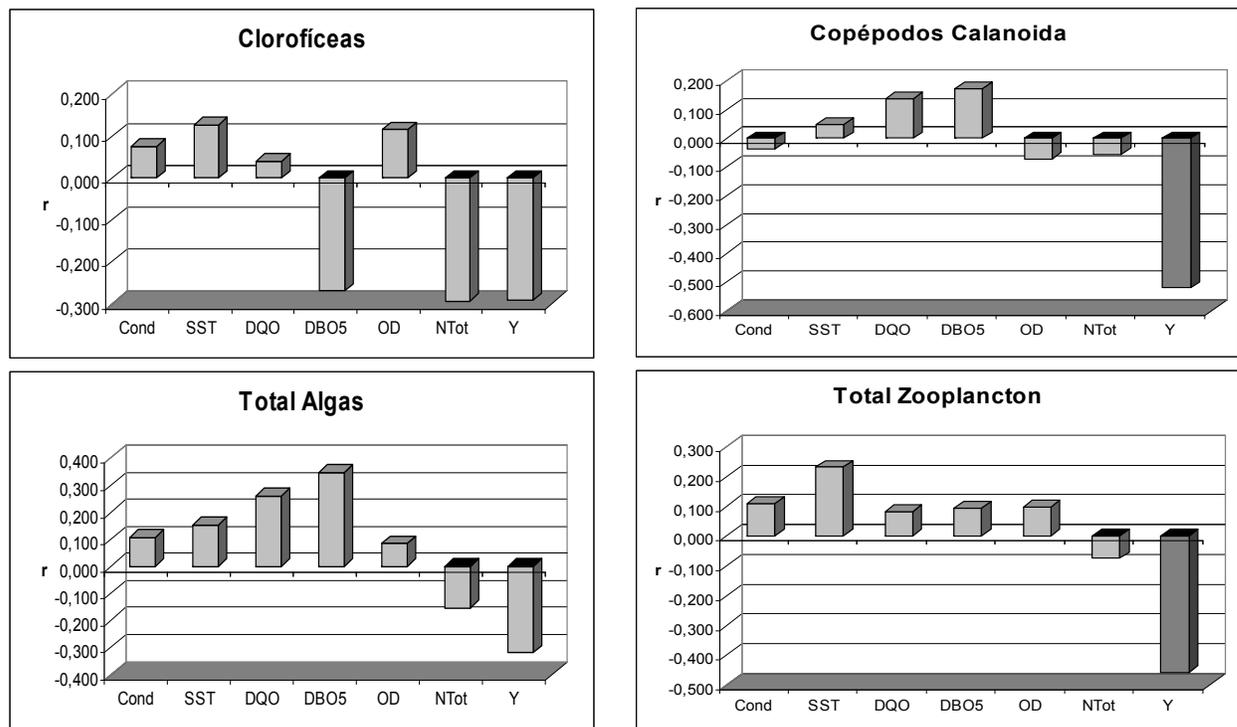


Figura 7. Relación entre el fosfato y la productividad.



Sin embargo no se encontró correlación significativa entre la productividad pesquera y la concentración de nitrógeno total, debido probablemente a que los niveles encontrados en el período muestral fueron muy variables en las diferentes épocas del año sin poder precisar si la variación se debió a problemas muestrales o a cambios reales en el ambiente.

Como se observa en la figura 8 no se encontró correlación significativa entre la concentración de *Clorofíceas*, el total de algas componentes del fitoplancton con la productividad de peces en kg/ha del embalse en el mismo período; sin embargo para una probabilidad del 90% se encontró que existe una correlación significativa entre la concentración de copépodos *Calanoida* constituyentes del zooplancton y la productividad en kg/ha, relación inversamente proporcional. Martínez (1987) realizó una correlación múltiple entre la abundancia del plancton, transparencia, precipitaciones, temperatura, oxígeno disuelto y algunos nutrientes pero tampoco encontró relación entre ellos. Margalef *et al.* (1976) y Pérez-Eiriz (1990) señalaron que la relación entre estos factores está perturbada por numerosas causas. Los embalses evolucionan de forma muy diferente en relación con sus rasgos morfológicos, régimen hidrológico, calidad del agua, naturaleza de los suelos sepultados, el clima y en general del manejo de la cuenca. Estos y otros diversos factores determinan múltiples relaciones complejas que en muchos casos no se evidencian mediante análisis estadístico.



Leyenda

- Cond - Conductividad eléctrica
- SST - Sólidos suspendidos totales
- OD - Oxígeno disuelto
- N Tot - Nitrógeno total
- Y - Productividad

Figura 8. Coeficiente de correlación de las clorofíceas, algas totales, copépodos calanoides y zooplancton total con los diferentes factores analizados.

Laiz *et al.* (1993) no encontró relación entre la biomasa de fitoplancton y el oxígeno disuelto en el embalse Tuinicú al centro del país. Por ejemplo entre febrero y abril la biomasa aumentó hasta niveles muy altos pero el oxígeno disuelto disminuyó. Martínez y Fernández (1987) tampoco encontraron correlación entre la abundancia de fitoplancton y los factores abióticos; solamente entre la abundancia de fitoplancton y la transparencia en especial entre las *cromofíceas* y la transparencia.

Los parámetros DBO₅, nitrógeno total, fósforo y turbidez mostraron un elevado grado de correlación y se manifestaron como buenos indicadores del proceso de eutrofización en el lago Titikaka (Fontúrbel, 2005 a y b) Coello y Cajas (2005)



también obtuvieron correlaciones significativas entre el fitoplancton con el fósforo total y materia orgánica en sedimentos durante los meses de lluvia y con el nitrógeno total en seca.

En el embalse Minerva en el período analizado hubo condiciones ambientales bastante fluctuantes. Una intensa sequía de más de tres años llevó al país a una situación crítica con el agua embalsada y la presa Minerva no estuvo exenta de verse afectada llegando al mínimo de 27,7% de su volumen en junio del 2005 con 33,2 de los 120 millones de m³ de su capacidad. Pese a esta condición los parámetros físico-químicos se mantuvieron estables; la transparencia media fue de 105 cm, el oxígeno disuelto osciló entre 5,0 y 6,2 mg/l; la temperatura del agua estuvo entre 21,6°C y 30,9°C y el pH entre 7,4 y 8,2. Los niveles medios de PO₄ y nitrógeno total fueron de 0,07 y 0,39 mg/l respectivamente y se mantuvieron normales para este embalse. Los rangos de variación de los parámetros antes señalados se consideran adecuados para el desarrollo de la piscicultura según lo reportado por D.W. Fonticiella y Monteagudo (2010), A. Fonticiella y Monteagudo (2008) y D.W. Fonticiella y Sonesten (2000); y también cumplen con los estándares de calidad de agua potable según la NC:93-11/1986 y NC:93-02/1985.

Los parámetros físico-químicos del agua no presentan una variabilidad notable entre las estaciones de lluvia y seca en Cuba y se encuentran dentro de los rangos normales para un buen desarrollo de organismos acuáticos según Quiñones *et al.* (1990), D.W. Fonticiella y Sonesten (2000) y Monteagudo y Fonticiella D.W. (2000).

En los resultados de los muestreos de los parámetros físico-químicos no se evidencia una variación de los mismos ni un incremento de nutrientes como fósforo y nitrógeno; si relacionamos esto a: la dominancia de especies fitoplanctónicas de tipo algas verdes, la mayoría en el zooplancton de copépodos, los valores altos de productividad y una intensa sequía que llevó al



embalse a menos del 27% de su volumen, todo ello evidencia un proceso eutrófico estacional, producto de la drástica reducción del volumen del embalse con la consiguiente concentración de todos los componentes de este ecosistema.

La eutrofización es un fenómeno que para muchos países constituye un peligro para la calidad del acuatorio. Pero en Cuba siempre que se practique en los mismos el cultivo extensivo con especies consumidoras de plancton y bentos, posiblemente se establezca un equilibrio que impida llegar a la destrucción de estos ecosistemas, pero es necesario controlar estos procesos y ponerlos en función de la eficacia pesquera (Quiñones *et al.*, 1990; Monteagudo y Fonticiella D.W., 2000).



Conclusiones Parciales

1. Existe una relación significativa y directamente proporcional entre la productividad pesquera y la concentración de fosfato.
2. No se encontró relación significativa (para $p=0.95$) entre los factores físico-químicos analizados tales como conductividad eléctrica, sólidos totales suspendidos, DQO, DBO₅, nitrógeno total, la productividad pesquera y los componentes del plancton.
3. Los parámetros abióticos estudiados no tienen gran variabilidad en las estaciones de lluvia y seca, presentándose estables a lo largo de todo el período analizado y se encuentran dentro de los rangos establecidos para un buen desarrollo de los organismos acuáticos.
4. Las medias de los valores de los factores abióticos analizados fueron de:

Transparencia (cm)	105
OD (mg/l)	5,6
pH	7,8
Temperatura (°C)	26.2
Nitrógeno Total (mg/l)	0,39
Fosfato (mg/l)	0,07

5. El embalse de acuerdo a la productividad pesquera se clasifica como muy productivo con valores medios de 317 kg/ha/año.



CONCLUSIONES

1. El embalse Minerva se clasifica de acuerdo al conteo general del Plancton como Meso-Eutrófico con predominio de las clases *Clorofíceas*, *Cianofíceas* y *Crisofíceas* y el género más representativo fueron las *Chlorellas sp.* pertenecientes a las clorofíceas.
2. El grupo predominante del Zooplancton son los copépodos *Calanoida* y estos tuvieron una correlación significativa e inversamente proporcional con la productividad pesquera del embalse (para $p=0.90$).
3. La mayor diversidad de organismos planctónicos así como las mayores concentraciones se encuentran en época de lluvia y el mes más representativo del período analizado fue agosto del 2005 de acuerdo al análisis estadístico realizado.
4. De los 53 géneros encontrados de fitoplancton la mayor cantidad son planctónicos y de aguas superficiales, propios de aguas contaminadas y generadores de olor, en orden de importancia.
5. Los valores de diversidad del Fitoplancton, de acuerdo al Índice de Diversidad de Shannon-Weaver, se mantuvieron por debajo de 2,5 bitios, valor considerado indicativo de aguas medianamente contaminadas para ecosistemas de aguas dulces.
6. El embalse de acuerdo a la productividad pesquera se clasifica como muy productivo con valores medios de 317 kg/ha/año.



RECOMENDACIONES

- 1- Continuar el estudio por un período de tiempo mayor para poder determinar las correlaciones que no tuvieron significación.

- 2- Extender el estudio realizado a otros embalses de la provincia para determinar las condiciones en que se encuentran.



REFERENCIAS

- Achá, D. y Fontúrbel, F. 2003. La diversidad de una comunidad, ¿Está controlada por Top-Down, Bottom-Up o una combinación de estos?, *Revista de Biología. Org*, 13, 1-16p.
- Amoros, Claude. 1984. Crustacés Cladocères. Introduction pratique a la systématique des organismes des eaux continentales françaises. *Bulletin de la société Linnéenne de Lyon*, 53^e 3 : 72-105p.
- Badii, Z. M., Garza, C. R., Garza, A. V. y Landeros, F. J. 2005. Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos asociados. *Cultura Científica y Tecnológica* 6:4-20p.
- Bartram, J. y Ballance, R. 1996. *Water Quality Monitoring: A practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Chapman Hill. Londres. 383p.
- Burillo, B. L. 1997. La calidad de las aguas en los humedales: los indicadores biológicos. *Boletín Sede para el estudio de los humedales mediterráneos SEHUMED*. 1:1-2.
- CAME. 1977. Métodos unificados de investigación de la calidad del agua, Parte III. Método de análisis biológico del agua, Anexo II. Atlas de los organismos saprófitos, Moscú, 227 pp.
- Carpenter, S. y Cottingham, K. 1997. Resilience and restoration of lakes. *Conservation Ecology*, 1, art 2.
- Chalar de León, L, Brugnoli, E, Clemente, J. y Paradiso, M. (2002) Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande. El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica. Fernández-Cirelli, A. y Chalar, G. (eds). CYTED Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos. 123-142p.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Chapman Hill. Londres. 626 p.



- Codd, G.; J. Metcalf y Beattie. 1999. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing *cianobacteria*. *Toxicon*. Universidad de Dundee. 37:1181-1185p.
- Coello, Dialhy y Cajas, Jacqueline. 2005. Distribución y abundancia del plancton en el embalse Chongón (Marzo 2003-Marzo 2004). Instituto Nacional de Pesca. 19pp.
- Colectivo de Autores. 1980. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 15th Edition. APHA-AWWA-WPCF, 939-949:1134pp.
- Collado, Carmen, Fernando, Ch y Sephton, Dawn. 1984. The freshwater zooplankton of Central America and The Caribbean. *Hydrobiology*, 113: 105-119p.
- Comas, A. 1972 a. *Chlorococcales (Chlorophyceae)* de algunos acuatorios de Pinar del Río. *Acta Botánica Cubana* N^o 17, ACC, Cuba, 30pp.
- Comas, A. 1972 b. Nuevas e interesantes *Chlorococcales (Chlorophyceae)* de Cuba. *Acta Botánica Cubana* N^o 18, ACC, Cuba, 8pp.
- Comas, A. 1972 c. Sobre las *Cianofíceas* de Cuba: (3) Especies planctónicas que forman florecimiento de las aguas. *Acta Botánica Cubana* N^o 19, ACC, Cuba, 14pp.
- Díaz, G.; Vázquez, J. y Marí, A. 1988. Desarrollo de la Acuicultura en Cuba. Manejo de Estaciones y Pesquerías en Aguas Interiores. COPESCAL. Doc. Téc., (6): 69pp.
- De la Lanza, E. G., Hernández, P. S. y Carbajal, P. J. L. 2000. *Organismos Indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. Plaza y Valdés. México. 633 p.
- Dolbeth, M.; Pardal, M.; Lilleblo, A.; Azeiteiro, U. y Marques, J. 2003. Short and long term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*, 10.1007, 1133-1135p.
- Dominik, K y Höfle, M. 2002. Changes in bacterioplankton community structure and activity with depth in eutrophic lake as revealed by 5S r RNA analysis. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68, 3606-3613p.



- Encarta 2005, Biblioteca de Consulta, 1993-2004 Microsoft Corporation.
Redmond, WA 98052-6399, EE UU, Versión:14.0.0.0603
- Encarta 2006, Biblioteca de Consulta, 1993-2005 Microsoft Corporation.
Redmond, WA 98052-6399, EE UU, Versión:15.0.0.0704
- Encarta 2009, Biblioteca Premium de Consulta, 1993-2008 Microsoft Corporation. Redmond, WA 98052-6399, EE UU, Id: 90871-442-8046415-38067, Versión: 16.0.0.1117.
- Enciclopedia Libre Wikipedia 2011, modificado por última vez el 12 oct 2011, a las 2:37. «<http://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Eutrofizaci%C3%B3n&oldid=50473430>».
- FAO (Food and Agriculture Organization, Inland Water Resources and Aquaculture service, Fishery resource division). 2003. *Review of the State of World Fisheries Resources: Inland Fisheries*. Circular de Pesquerías FAO 942, Roma, 53 pp.
- Figuroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O., 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 75:275-285.
- Fonticiella, Ada y Monteagudo, Ada. 2008. Manual de Hidrobiología, III Simposio Internacional de Acuicultura ACUACUBA 2008, Casa Alejandro de Jumbold, Ciudad de la Habana, Cuba, 10pp.
- Fonticiella, D.W. y Sonesten, L. 2000. Tilapia aquaculture in Cuba. In B.A. Costa-Pierce and Rakocy, eds. *Tilapia Aquaculture in the Americas*, W.A.S., Baton Rouge, Louisiana, United States, V(2):184-203.
- Fonticiella, D.W. 2008. Sistema Estadístico AquaStat. Versión 4.0. ACUACUBA 2008, Casa Alejandro de Jumbold, Ciudad de la Habana, Cuba.
- Fonticiella, D.W. y Ada G. Monteagudo 2010. Principios Básicos de Acuicultura. Manual del Diplomado de Acuicultura, CEPAM, La Habana, 89 pp.
- Fontúrbel, F. 2004. Modelo operacional ambiental y aspectos sociales relevantes del proceso de eutrofización localizada en cuatro estaciones experimentales del Lago Titikaka. Publicaciones integrales, La Paz, 241 pp.



- Fontúrbel, F. 2005 a. Evaluación preliminar de la calidad hídrica, mediante indicadores físico-químicos y biológicos, en la bahía de Ocaña, Lago Titikaka (Departamento de La Paz, Bolivia). *Ciencia Abierta Internacional*, (28): 1-13p.
- Fontúrbel, F. 2005 b. Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del lago Titikaka (Bolivia). *Ecología Aplicada*, (4): 135-141p.
- Fontúrbel, F.; Molina, C. y Richard, E. 2006. Evaluación rápida de la diversidad de Fitoplancton en aguas eutróficas del lago Titikaka (Bolivia) y su uso como indicador del grado de contaminación, *Ciencia Abierta Internacional*, (29): 12pp.
- Fore, L. S., Karr, J. R. y Wisseman, R. W. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*. 15:212-231.
- Garaway, C. J. y R. I. Arthur. 2004. *Adaptive learning: a practical framework for the implementation of adaptive co-management – lessons from selected experiences in South and Southeast Asia*. MRAG Ltd. London. 44 pp.
- Garway, C. J. y K. Lorenzen. 2001. Developing fisheries enhancements in small water bodies: lessons from Lao PDR and Northeast Thailand. *In: De Silva, S.S. (Ed.). Reservoir and Culture based Fisheries: Biology and Management*. ACIAR Proceedings 98. Canberra, pp. 227–234.
- González, E.; Ortaz, M.; Peñaherrera, C. y Matos, María. 2004. Fitoplancton de un embalse tropical hiperheutrótico (Pao-Cachinche, Venezuela): abundancia, biomasa y producción primaria. *Interciencia*, ISSN 0378-1844, INCV, V(29) N° 10, 20pp.
- Hishamunda N. y R. P. Subasinghe. 2003. *Aquaculture Development in China*. Documento Técnico de Pesquerías FAO 427, Roma, 56 pp.
- Höfle, M., Haas, H. y Dominik, K. 1999. Seasonal dynamics of bacterioplankton community structure in a eutrophic lake as determined by 5S rRNA analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* (65): 3164-3174p.
- Howart, R., D. Swaney, T. Butler y R. Marino. 2000. Climatic control on eutrophication of the Hudson River Estuary. *Ecosystems*. (3): 210-215p.



http://www.ambientum.com/enciclopediamedioambiental/aguas/indice_hidrobiológico.asp. Aguas, Índice hidrobiológico, 14 de abril del 2011.

Huidobro, C. L. 2000. Peces.. Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdés. México. 195-263p.

Komárek, J. 2010 a. Modern taxonomic revision of planctonic *Nostocacean cyanobacteria*: a short review of genera. *Phytoplankton. Hydrobiology*, 639: 231-243p, published online: 18 december 2009.

Komárek, J. 2010 b. Recent changes (2008) in *Cyanobacteria* taxonomy based on a combination of molecular background with phenotype and ecological consequences (genus and species concept). *Hydrobiology*, 639: 245-259p, published online: 18 december 2009.

Koste, W. 1978 a. Rotatoria I. Text band. Berlín, 63 pp.

Koste, W. 1978 a. Rotatoria II. Tafelband. Berlín, 234 pp.

Laiz, O.; Quintana, Isabel; Blomquist, P.; Broberg, A. y Infante, Aida. 1993. Limnology of Cuban reservoirs: IV. Tuinicú. *Tropical Freshwater Biology*, 3: 452-471 p.

Laws, A. E. 1981. Aquatic Pollution. Wiley Interscience Publication. E.U.A. 482 p.

Luján de Fabricius, Ana. 2000. Las Algas, Indicadores de la calidad del agua. www.producción-animal.com.ar, Interciencia, UNRC, Río Cuarto, 4(4).

Margalef, R.; Planas, D.; Armengol, J.; Vidal, A.; Prat, N.; Guiset, A.; Troja, J. Y Estrada, M. 1976. Limnología de los Embalses Españoles. Centro de Estudios Hidrográficos, 422 pp.

Margalef, R. 1980. Ecología. Omega. Barcelona. 951 p.

Mengue, B. 1992. Community regulation: under what conditions are bottom-up factors important on rocky shores?, *Ecology*, (73): 755-765p.

Martínez, Rita. 1987. Abundancia y biomasa del fitoplancton en el embalse San Juan, de La Sierra del Rosario en el periodo 1976-1977. Boletín técnico. Acuicultura N° 5, 15pp.

Martínez, Rita Y Fernández, M. 1987. Abundancia y biomasa del fitoplancton en tres embalses de la Isla de la Juventud. Cuba. Boletín técnico. Acuicultura N° 4, 30pp.



- Martínez, Rita; Quiñones, Norma y León, E. 1986. Abundancia de la comunidad fitoplanctonica de la provincia Santiago de Cuba. Boletín técnico. Acuicultura N° 9, 16pp.
- Mengue, B. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine habitats. *Journal of marine biology and ecology*, (250): 257-289p.
- Monteagudo, Ada y Fonticiella, D. 2000. Manual on Basic Aquaculture. FAO Project TCP/GUY/8922 (A), Georgetown, Guyana.
- Muylaert, K., K. Gucht, N. Vloemans, L. Meester, M. Gillis y W. Vyverman. 2002. Relationship between bacterial community composition and bottom-up versus top-down variables in four eutrophic shallow lakes. *Appl. Environ. Microbiol.*, (68): 4740-4750p.
- Myrbo, A e Ito, E. 2003. Eutrophication and remediation in context: High-resolution study of the past 200 years in the sedimentary record of Lake McCarrons (Roseville, Minnesota). USGS-WRRI 104B National Grants Competition and Center of Agricultural Impacts on Water Quality, Minnesota, p. 5.
- NC. 93-11/1986. Fuentes de abastecimiento de agua. Calidad y protección sanitaria.
- NC. 93-02/1985. Agua potable. Requisitos sanitarios y muestreo.
- Odum, E. P. 1972. Ecología. Interamericana. México. 639 p.
- Peña, Araceli. 2010. Contaminación de Ríos y Lagos. Eutrofización. Biología 4° ESO. Impacto Ambiental. IES. Torre del Campo, 4pp.
- Pérez-Eiriz, M.; Pubillones, M. y Romanenko, V. 1990. The primary productivity of phytoplankton in Cuban reservoirs. In: Quesada, V.; Gutierrez, V. y Landner, L. Eds. *Water Resources Management and Protection in Tropical Climates*, Selected Papers of First International Symposium, Havana, 193-211p.
- Quintana, Isabel. Estratificación del Embalse Hanabanilla, Inédito, 15pp.
- Quintana, Isabel; Aguilar, E y Guerra, C. Análisis biológico-pesquero del embalse Minerva, Inédito. 15 pp.



- Quiñones, Norma; Martínez, Rita; Rodríguez, Leonor y Romero, Clara. 1990. Trophic classification of Cuban Reservoirs. *Water Resources Management and Protection in Tropical Climates. Selected Papers from the First International Symposium, Havana, (3): 234-241p.*
- Raz, G. A. 2000. Crustáceos y Poliquetos. Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdés. México. 265-307p.
- Remedios, L. 1999. *Acuicultura, Sociedad y Medio Ambiente*. Ministerio de la Industria Pesquera. Cuba. 8 pp.
- Roldán, G. 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Colección Ciencia y Tecnología. Universidad de Antioquia. Editorial Universidad de Antioquia-Colombia. 529pp.
- Roldan, G. 2002. Limnología y eutrofización de embalses en Colombia. El agua en Ibero América. De la Limnología a la Gestión en Sudamérica. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo CYTED. Buenos Aires, Argentina, 107-122p.
- Saldaña, F. P., Sandoval, M. J. C., López, L. R. y Salcedo, S. E. 2001. Utilización de un Índice de Diversidad para determinar la calidad del agua en sistemas lóticos. *Ingeniería Hidráulica en México* 16(2):57-66.
- Smith, Kristin y Fernando, Ch. 1980. Guía para los copépodos (*Calanoida* y *Cyclopoida*) de las aguas dulces de Cuba. Editorial Academia, Departamento de Zoología, Universidad de Waterloo, Waterloo, Notario, Canadá, 28 pp.
- Smith, R. y Smith, T. 2001. *Ecología*. Addison Wesley, Madrid. 639pp.
- Sohrin, Y.; Matsui, M.; Kawashima, M.; Hojo, M. y Hasegawa, H. 1997. Arsenic Biogeochemistry Affected by Eutrophication in Lake Biwa, Japan. *ICN Annual Report, (4): 14-15p.*
- Sosa, Esther. 1975. Algas reportadas para Cuba. Conferencia, Universidad de la Habana, Cuba, 66pp.
- Terrel, C y Bytnar, P. 1996. *Water quality indicators guide*. Kendall/Hunt publishing company, Dubuque. 131pp.

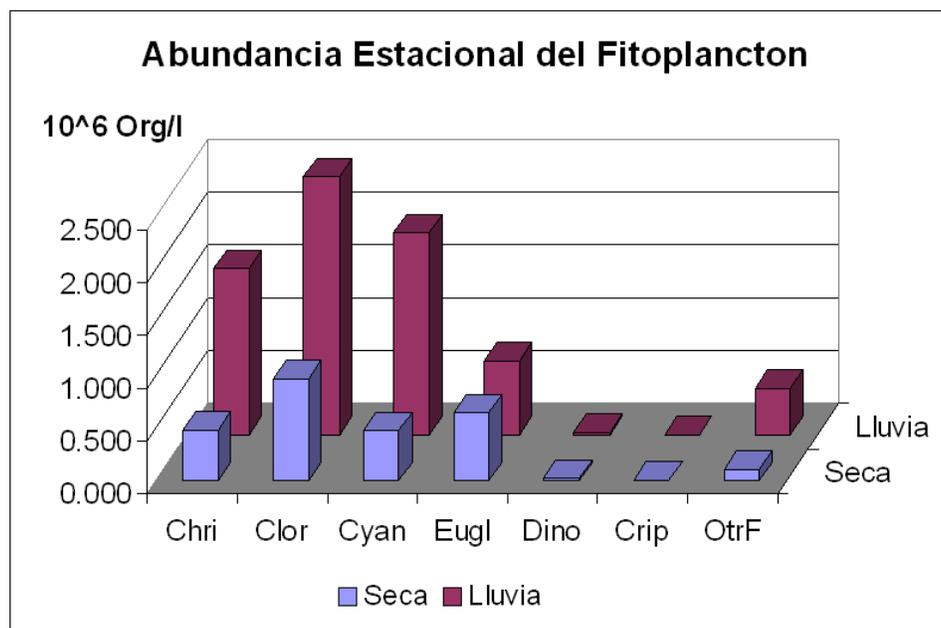
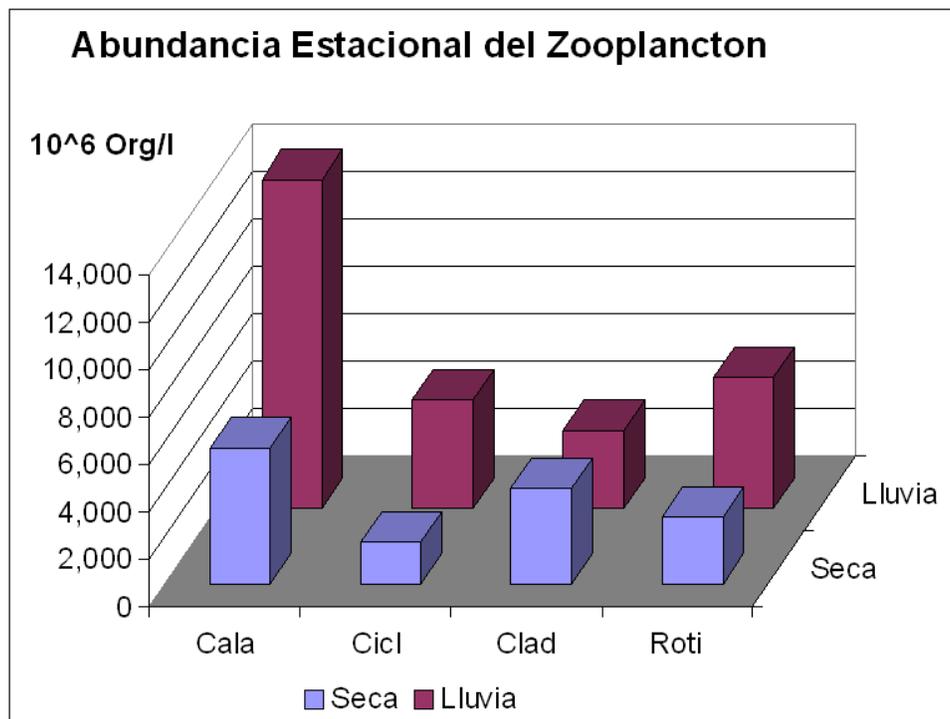


- Thuok, N. 1997. Inland Fishery Management and Enhancement in Cambodia. En: FAO (Ed.). *Inland Fishery Enhancements*. Publicación Técnica 374. Roma, pp. 79–89.
- Toro, J., Schuster, J., Kurosawa, J., Araya, E. y Contreras, M. 2003. Diagnostico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bénticos como bioindicadores Río Maipo (Santiago de Chile). In Mem. XVI Congreso Chileno en Ingeniería Hidráulica. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. 1-11.
- Van de Vijver, B. 2008 a. Centric *Diatoms*, *Araphidae* and *Brachyraphidae*. Introduction to the principal freshwater diatom genera. Conferences. Uppsala, Sweden, 25 pp.
- Van de Vijver, B. 2008 b. *Biraphidae*. Introduction to the principal freshwater diatom genera. Conferences. Uppsala, Sweden, 22 pp.
- Vázquez, G., Castro, G., Gonzalez, I., Pérez, R. y Castro, T. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua, ContactoS, 60:41-48p.
- Velásquez, V. E. y Vega, C. M. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. Biodiversitas. 57:12-15.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research. 18(6):653-694.
- Weisner, S.; Strand, J. y Sandsten, H. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, (109): 592-599p.
- Weithoff, G.; Lorke, A. y Walz, N. 2000. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia*, (125): 91-100p.
- Western, D. 2001. Human-modified ecosystems and future evolution. *PNAS*, (98): 5458-5465P.



ANEXOS

Anexo 1. Gráficos de abundancia estacional del Fitoplancton y el Zooplancton.





Anexo 2. Tablas de abundancia estacional de Fitoplancton y el Zooplancton.

Estación	Fitoplancton (* 10 ⁶ org/l)							Total
	<i>Chri</i>	<i>Clor</i>	<i>Cyan</i>	<i>Eugl</i>	<i>Dino</i>	<i>Crip</i>	OtrF	
Seca	0.48	0.97	0.47	0.64	0.02	0.01	0.11	2.70
Lluvia	1.58	2.45	1.91	0.71	0.03	0.00	0.45	7.12

Estación	Zooplancton (org/m ³)				Total
	<i>Cala</i>	<i>Cicl</i>	<i>Clad</i>	<i>Roti</i>	
Seca	5,726	1,776	4,043	2,849	14,395
Lluvia	13,864	4,594	3,322	5,553	27,334



Anexo 3. Tabla de los promedio de los muestreos de Fitoplancton y Zooplancton 2004-06.

Años	Fitoplancton 10 ⁶ org/l							
	<i>Chri</i>	<i>Clor</i>	<i>Cyan</i>	<i>Eugl</i>	<i>Dino</i>	<i>Crip</i>	<i>OtrF</i>	<i>Total</i>
2004	0.35	0.39	0.71	0.55	0.01	0.01	0.16	2.18
2005	1.14	2.12	0.81	0.44	0.02	0.01	0.24	4.76
2006	0.69	1.17	1.43	1.39	0.05	0.00	0.23	4.96

Años	Zooplancton org/m ³				
	<i>Cala</i>	<i>Cicl</i>	<i>Clad</i>	<i>Roti</i>	<i>Total</i>
2004	1,963	1,784	4,844	4,150	12,742
2005	10,168	2,968	3,916	3,768	20,820
2006	12,472	3,012	2,078	2,657	20,220



Anexo 4. Tabla de los resultados de los muestreos de Fitoplancton y Zooplancton 2004-06.

Año	Mes	Est	Fitoplancton (* 10 ⁶ org/l)							Total
			Chri	Clor	Cyan	Eugl	Dino	Crip	OtrF	
2004	Feb	Seca	0.43	0.10	0.23	0.69	0.00	0.00	0.06	1.51
2004	Abr	Seca	0.38	0.06	0.14	0.39	0.00	0.04	0.03	1.04
2004	Ago	Lluv	0.23	1.02	1.78	0.58	0.02	0.00	0.38	4.00
2005	Feb	Seca	0.14	1.13	0.01	0.27	0.02	0.00	0.09	1.65
2005	Mar	Seca	0.49	1.90	0.02	0.11	0.01	0.03	0.07	2.62
2005	Abr	Seca	0.55	1.23	0.05	0.26	0.00	0.00	0.07	2.16
2005	Jun	Lluv	0.31	2.63	1.51	0.41	0.06	0.00	0.20	5.11
2005	Ago	Lluv	4.21	3.69	2.45	1.13	0.01	0.01	0.77	12.26
2006	Mar	Seca	0.59	1.17	1.78	0.65	0.07	0.00	0.22	4.48
2006	Nov	Seca	0.79	1.17	1.07	2.12	0.03	0.00	0.25	5.43

Año	Mes	Est	Zooplancton org/m ³				Total
			Cala	Cicl	Clad	Roti	
2004	Feb	Seca	1,574	2,558	6,843	4,207	15,182
2004	Abr	Seca	2,746	1,823	4,521	2,779	11,870
2004	Ago	Lluv	1,569	972	3,167	5,465	11,174
2005	Feb	Seca	1,875	521	5,898	2,433	10,727
2005	Mar	Seca	1,667	175	5,367	1,017	8,225
2005	Abr	Seca	7,278	1,333	1,517	4,194	14,322
2005	Jun	Lluv	10,867	9,700	5,078	4,789	30,433
2005	Ago	Lluv	29,156	3,111	1,722	6,406	40,394
2006	Mar	Seca	7,544	2,914	2,117	3,494	16,069
2006	Nov	Seca	17,400	3,110	2,040	1,820	24,370



Anexo 5. Gráfico de Productividad y Área del embalse Minerva

