



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS COMO
INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL
LAGO DE PATZCUARO, MICHOACAN.**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A :
JAIME JOSE SAAVEDRA SOLA

MEXICO, D. F.

1982



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

INDICE.

RESUMEN	1
INTRODUCCION	2
La comunidad de macroinvertebrados bentónicos.	4
Métodos biológicos para la determinación de la calidad del agua.	8
AREA DE ESTUDIO	15
METODOLOGIA	19
RESULTADOS	21
DISCUSION	34
RECOMENDACIONES	40
BIBLIOGRAFIA	41

RESUMEN.

Se llevó a cabo un estudio para evaluar la calidad del agua del lago de Pátzcuaro, Michoacán. Se utilizaron diferentes parámetros tanto físicoquímicos como biológicos; dentro de esto último, se tomó en cuenta a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos analizando su estructura y composición, mediante algunos índices numéricos.

Los resultados indicaron que existe una zona muy alterada, caracterizada por un índice de diversidad de 0.45, un índice de equitatividad de 0.16 y un índice biótico de 2. Asimismo, el número de especies fué de cuatro y se registró el mayor porcentaje de organismos tolerantes a la materia orgánica. Las estaciones de muestreo restantes presentaron características que las ubican en regiones con una moderada contaminación.

Se encontró una gran similitud de fauna, entre la estación más somera con las profundas, considerándose que ésto se debe a la contaminación que está sufriendo el lago. Con base en los resultados de las correlaciones, se puede mencionar que el oxígeno disuelto actúa como un factor limitante de los organismos bentónicos en estudio.

La alteración que ha sufrido la comunidad bentónica, es una evidencia clara del daño que está sufriendo este sistema léntico natural, a causa de la contaminación antropogénica.

INTRODUCCION.

Los lagos a través de su evolución van adquiriendo rasgos y características diferentes en cuanto a su morfología, concentración de nutrientes, características de sustrato, tipo de flora y fauna, etc. A lo largo del tiempo uno o varios de estos cambios se presentan durante el proceso llamado eutroficación, el cual consiste de manera general en un incremento de los nutrientes principalmente fósforo y nitrógeno en el embalse. Este fenómeno que se puede apreciar como un evento lento y natural, puede ser acelerado por la influencia del hombre pudiéndosele llamar por esto, eutroficación cultural. A diferencia de la natural, ésta se caracteriza por ser mucho más rápida y porque no altera significativamente la morfología de la cuenca en donde se presenta. En la mayoría de los casos, este proceso se origina por el vertimiento de agua residual no tratada, producto de las diferentes actividades humanas que al entrar a los sistemas acuáticos, ejercen una alteración a todos los niveles; ésta se puede reducir o mantener a un cierto nivel al eliminar o controlar la carga de materiales que traen consigo los diferentes aportes, mediante algún tipo de tratamiento del agua.

En el lago de Pátzcuaro por el continuo aporte de materia orgánica no tratada, producto del constante aumento de asentamientos humanos en sus alrededores, el uso indiscriminado de fertilizantes, y por la desforestación de los bosques circundantes, se ha favorecido el proceso de eutroficación, lo que trae consigo el envejecimiento prematuro del embalse.

Se ha observado que la fauna de macroinvertebrados bentónicos es de gran importancia para estimar la calidad del agua y/o el grado de alteración de los sistemas acuáticos, por

ello este trabajo tiene como objetivo utilizar a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del Lago de Pátz - cuaro, para evaluar las condiciones que prevalecen en este sistema, mediante: índice biótico, índices numéricos y evaluaciones gráficas; asimismo se realizaron correlaciones entre los diferentes parámetros fisicoquímicos y la abundancia, número de especies e índices numéricos de las estaciones para determinar que factor o factores están más asociados al comportamiento de dicha comunidad.

LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS.

La taxocenosis de macroinvertebrados bentónicos está compuesta por organismos que viven por lo menos una parte de su ciclo de vida dentro o sobre el fondo de un cuerpo de agua, se colectan mediante tamices, que pueden tener una abertura de malla comprendida entre los 0.25 y 0.50 mm; se pueden agrupar por su localización y tamaño, pero no por su posición dentro de estructura trófica, ya que ocupan virtualmente todos los niveles, pudiendo ser omnívoros, carnívoros y herbívoros (EPA, 1973).

La distribución de estos organismos dentro del cuerpo de agua, está regulada por factores físicos, químicos y biológicos, que pueden estar actuando individualmente o en conjunto, para producir los diferentes patrones de respuesta. Entre todas estas variables algunas ejercen una mayor influencia sobre las diferentes poblaciones, pero esto no se puede restringir o generalizar, ya que un factor puede ser limitante para una determinada especie y no serlo para otra. La dependencia ante estos, está determinada por las diferentes adaptaciones y grados de tolerancia. En general, se pueden mencionar los siguientes factores como determinantes de la distribución y abundancia poblacional: viento, precipitación, evaporación, temperatura y luz. Todos estos factores climáticos van a ejercer una gran influencia sobre la fauna bentónica, ya que afectan directamente las tasas de desarrollo de los huevos y larvas, tiempos de emergencia y como consecuencia, las proporciones numéricas y la biomasa entre las diferentes especies. El contenido de oxígeno disuelto en la interfase agua-sedimento, cantidad de sólidos disueltos, pH, profundidad del embalse, así como también algunas características del sedimento como son:

el tamaño de partícula, forma del grano, coeficiente de selección y el contenido de materia orgánica, afectan en mayor o menor grado a esta comunidad. (Cowell, B. y D. Podovich, 1981). El contenido de materia orgánica y la producción del bentos, - se han reportado como una función directa. Sin embargo Brinkhurst (1974), señala que no siempre se cumple ésto, ya que si la actividad bacteriana es baja aunque se tenga una gran cantidad de materia orgánica el potencial de producción bentónico - será mínimo.

El tipo y disponibilidad de alimento, ejerce una marcada influencia sobre la comunidad bentónica, la cual va a responder a un cambio de éste sin que se presenten variaciones en las características fisicoquímicas del agua. La población de peces la puede afectar en forma indirecta al depredar a las especies zooplanctónicas, las cuales a su vez van a controlar al nanoplancton, que al sedimentarse sirven como fuente de alimento al bentos.

Welch (1980), agrupa a los organismos bentónicos de acuerdo a su tipo de alimento preferencial en diversas clases:

- Detritívoros; Dentro de éstos se encuentran los anélidos, isópodos, quironómidos, tricópteros, efemerópteros y moluscos-bivalvos.
- Herbívoros; Aquí se encuentran incluidos la mayoría de los plecópteros y gasterópodos, algunos efemerópteros, tricópteros y pocos anélidos.
- Carnívoros; Están bien representados por los insectos del orden Odonata, la mayoría de los hirudíneos, algunos plecópteros y chironómidos y ciertos tricópteros.

Godfrey (1978), observa que bajo condiciones natura-

les las variaciones en el número de individuos y de especies de la fauna bentónica se pueden atribuir a la depredación, - competencia o deriva y el incremento al aumento de alimento, reclutamiento, disminución de interacción competitiva e inmi-gración.

La composición de especies varía dependiendo del - grado de eutroficación presentándose cambios en los valores - porcentuales y observándose algunas veces incrementos nota- bles. Esto ha ocurrido frecuentemente entre los chironómidos y los oligoquetos (Wetzel, 1975).

Cairns y Dickson (1971), han generalizado la tole- rancia de los diferentes invertebrados a los desechos orgáni- cos separándolos en tres grupos diferentes: intolerantes, to- lerantes y moderadamente tolerantes. En el primer grupo se - encuentran la mayoría de los insectos del orden efemeróptera, plecóptera, tricóptera, coleóptera y neuróptera. Entre los - tolerantes se incluyen a la mayoría de los anélidos y algunos chironómidos y gasterópodos. En los moderadamente tolerantes están la mayoría de los gasterópodos, pelecípodos, isópodos, anfípodos, odonatos y los de la familia Chironomidae.

Las regiones erosionadas aledañas a los lagos, oca- sionan que el viento y las corrientes de agua arrastren una - gran cantidad de sólidos hacia el cuerpo receptor en donde - van a provocar directa o indirectamente un cambio gradual en el número de especies y abundancia de los diferentes inverte- brados. Se ha señalado de manera general que al aumentar la profundidad, la diversidad de especies decrece y aumenta cuan- do se presentan regiones con vegetación lacustre.

Las regiones litorales son en la mayoría de la veces más productivas que las zonas profundas, debido al aumento de temperatura y de penetración de luz, lo cual favorece la producción de bacterias y algas que a su vez, junto con la materia orgánica alóctona, pueden servir como fuente de alimento a las comunidades bentónicas trayendo con ello cambios en su estructura, en términos generales incrementando el número de organismos y de especies, siempre y cuando las condiciones ambientales no ejerzan efectos negativos. Si la entrada de materia orgánica al sistema es muy grande, las condiciones del hipolimnion se hacen poco tolerables aún para la fauna mejor adaptada, disminuyéndose la diversidad de especies y la abundancia de algunos grupos. Esto es muy evidente en el caso de un vertimiento considerable de aguas negras, ya que con esto es posible aumentar la producción y, sin embargo, la calidad del agua puede ser que se altere, ya que disminuyen los valores de oxígeno disuelto, de tal manera que muchas poblaciones de depredadores decrecen en número, por lo que se ven limitadas para seguir manteniendo niveladas a las poblaciones de presas tolerantes, con el consiguiente aumento en biomasa de éstas últimas. En la fase más aguda de este cambio, llega el momento en que se presenta una ausencia parcial o total de muchos de ellos.

Se ha observado que los macroinvertebrados bentónicos, actúan eficientemente en el proceso de la degradación de la materia orgánica, lo que da lugar a la formación de CO_2 , agua y nutrientes; el grado de producción de éstos, depende en gran parte de la diversidad que tengan, ya que mientras exista un mayor número de nichos ocupados, ésta será más rápida y completa (Welch, 1980).

METODOS BIOLOGICOS PARA LA DETERMINACION DE LA CALIDAD DEL AGUA.

Dado que las variaciones en la distribución y abundancia de las especies particulares a través del tiempo y del espacio, así como la composición de las comunidades, están determinadas por cambios medio ambientales persistentes, es válido suponer que los organismos que se encuentren en una localidad dada, van a ser un reflejo de las alteraciones que se presenten en ella. Estos cambios biológicos, pueden darse a cualquier nivel de organización biótica: celular y tisular, de especies individuales, poblaciones y/o comunidades. Las desviaciones en la distribución y abundancia de las especies pueden ser el resultado de los efectos directos de la alteración en su ambiente primario, influyendo en su supervivencia y reproducción o bien de los indirectos en cuanto a la distribución y abundancia de otras especies con las cuales estaban asociadas directamente (Hawkes, 1979).

El concepto de organismo indicador en su forma más pura, es simplemente que la presencia de una especie en particular, es demostrativa de la existencia de ciertas condiciones en el medio, mientras que su ausencia es un reflejo de la carencia de tales condiciones. Odum (1971), menciona que si se quiere que una especie individual sea útil como organismo indicador, ésta debe presentar un rango muy estrecho de condiciones medio ambientales favorables (caracter "esteno"), que son conocidas mediante estudios fisiológicos y adaptativos.

La presencia continua de una especie en una localidad, es la evidencia más segura de que las condiciones de este medio le son favorables, pero su ausencia no siempre va a indicar lo desfavorable del ambiente, ya que es posible que no hayan tenido oportunidad de llegar los organismos a colonizar esta zona. La locali

zación geográfica, erosión, tipo de sustrato, corrientes, etc., son factores que van a condicionar en un momento dado la presencia de alguna especie, independientemente de la calidad del agua. Una dificultad en el uso de indicadores, es la escasa información de la fauna de muchas regiones geográficas, para las cuales no se tienen claves de sus especies.

James (1979), Price (1979), Tittizer y Khote (1979), señalan que los métodos biológicos son particularmente útiles para estimar:

- 1.- Condiciones ambientales en un periodo de tiempo largo, aunado esto a la posibilidad de detectar disturbios ocasionales.
- 2.- Los efectos de las sustancias que se encuentran a bajas concentraciones, pero que son bioacumulables y que actúan sinérgicamente.
- 3.- Los efectos integrados de diversos parámetros medio ambientales.

Además de todo lo anterior, Wiederholm (1980), menciona que el análisis biológico puede proporcionar:

- Resolución espacio-temporal, como por ejemplo gradientes dentro de un cuerpo de agua.
- Información con equipo sencillo y barato.

Las especies y en general la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se ha mencionado muchas veces, como el mejor indicador de la contaminación, de manera especial en el caso de la materia orgánica, dado que: son sedentarios y relativamente fáciles de muestrear; tienen una gran longevidad por lo que reflejan las condiciones ecológicas del pasado inmediato; además de esto, en un momento dado no se excluye la

posibilidad de detectar disturbios ocasionales; sus fluctuaciones estacionales en biomasa y composición de especies, son menos pronunciadas que las de otras comunidades, como sería el plancton; presentan diferentes tolerancias a las condiciones adversas, por tener una gran variabilidad interespecífica; a través de la bioacumulación hacen evidente la presencia de sustancias tóxicas, a pesar de encontrarse a muy bajas concentraciones.

Tesmer y Wefring (1979), indican que gran parte del interés que ahora se tiene en los macroinvertebrados además de los ya mencionados, es el hecho del incremento en el conocimiento de los ecosistemas acuáticos, en el cual se ha demostrado que como cualquier otro grupo de organismos, las comunidades bénticas no son independientes, sino que están sujetas a presiones externas, tales como los efectos de los aportes con agua de desecho que llegan a su entorno, así como también a factores internos como serían, la competencia con los miembros de otras comunidades y resumen que su capacidad de reaccionar e interactuar con su medio circundante, los convierte en una herramienta muy valiosa para evaluar los daños que sufren los ecosistemas acuáticos a causa de la contaminación.

Gaufin y Tarzwell (1956), mencionan que para evaluar la confiabilidad de los organismos acuáticos como indicadores de la calidad del agua, se deben considerar a éstos como asociaciones, poblaciones o comunidades y no como entes individuales. Es por ello que muchos biólogos prefieren trabajar a nivel de comunidad indicadora. Aunque la presencia o ausencia de alguna especie en particular tiene significado cualitativo, tal información descriptiva es difícil de comunicar, de ser tratada estadísticamente o ser tomada con veracidad, ya que al

gunos autores reportan a un organismo como característico de -
aguas contaminadas mientras que otros lo incluyen dentro de a-
quéllos que viven en aguas limpias.

El estudio de las asociaciones de organismos, se pue-
de enfocar bajo diversos aspectos como son: la separación de -
zonas en un cuerpo de agua, basada en organismos indicadores -
que pertenecen a varios grupos taxonómicos; éste sería el caso
del sistema saprobio el cual considera el efecto que produce -
la entrada de material orgánica en forma masiva en un medio ló-
tico. En éste, a medida que se aleja de la descarga, se pre-
sentan gradientes o zonas de menor contaminación por los fenó-
menos de autodepuración, lo que trae consigo a la vez cambios
en el tipo de fauna en cada una de las estaciones río abajo.
Este tipo de estudios casi no se han llevado a cabo en medios
lénticos.

Una forma de evaluar gráficamente el impacto ecológi-
co en un sistema, es graficando el número de organismos y de -
especies para cada punto o zona de monitoreo. Teóricamente, -
el número de especies de las zonas más contaminadas va a ser -
menor y el número de organismos va a tender a disminuir en al-
gun grupo en especial, ya que la contaminación elimina a las -
especies más sensibles, permitiendo que las más tolerantes sean
más abundantes, dado que se reduce la competencia interespeci-
fica; por otro lado, en las zonas no contaminadas se presenta -
un mayor número de especies con pocos individuos, un número re-
ducido de especies tienen una gran cantidad de organismos y al-
gunas se encuentran ocasionalmente.

Otro método gráfico es el de representar los porcenta-
jes de los diferentes organismos que se hayan colectado, con es

to se puede observar si algún grupo en particular predomina sobre los otros. Si el grupo predominante contiene muchas especies tolerantes a la contaminación, se puede inferir con esto, qué zona o zonas presentan un deterioro medio ambiental mayor. Al respecto, Howmiller y Beeton (1971), consideran que si la proporción de oligoquetos es menor al 60% del total de organismos, la condición del medio ambiente es buena; si va de 60%-80% es medianamente buena y si es mayor de 80% la zona es de una contaminación muy marcada. Aunque este criterio tiene muchas deficiencias, como es el hecho de no tomar en cuenta las diferentes especies presentes en este grupo, puede ser útil para observar cambios comparativos a largo plazo.

En la actualidad se están utilizando muchas ecuaciones o índices matemáticos, con la intención de resumir los datos biológicos en una sola expresión. Beck (1955), desarrolló un índice numérico para tratar de tener una expresión cuantitativa del grado de contaminación orgánica. El valor del índice está en función del número de especies intolerantes (int.) y facultativas (fac.) en la estación de muestreo, encontrándose por la fórmula siguiente: $I = 2 (\text{int.}) + \text{fac.}$; ya que el número de especie intolerantes se multiplica por 2, el valor de este índice será mayor en las zonas con agua limpia; un valor de 0 ó cercano a éste, va a denotar un área con una contaminación muy alta; si va de 2 - 6, señala zona de contaminación moderada, mientras que si es de 4 - 9 se trata de estaciones en donde el agua es más o menos limpia y con una buena circulación; valores por arriba de 10 son muy frecuentes en lugares donde no se reciben desechos orgánicos. El índice de diversidad que más se utiliza es el de Shannon-Weaver (1963), el cual presenta ventajas sobre otros índices propuestos, ya que además de tomar en cuenta el número de especies presentes, incluye la distribución

de los individuos entre las diferentes especies y se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (n_i/n) \log_2 (n_i/n) \quad ;$$

donde n_i es el número de individuos para las i -especies; n , es el número total de especies presentes. Wilhm y Dorris (1968), señalan que los valores para este índice de diversidad se pueden relacionar con las características ambientales, para lo cual proponen los siguientes valores:

\bar{d}	CONDICION
3	Agua limpia
1-3	Ligeramente contaminada
1	Muy contaminada

Hamilton (1975), concluye que los índices de diversidad por sí solos, no siempre reflejan lo que sucede en los sistemas biológicos, por lo que sugiere que éstos se complementen con otra información. Una de éstas podría ser el índice de equitatividad:

$$e = \frac{s'}{s} \quad ;$$

en el cual s , es el número de especies y s' se basa en la distribución óptima de las especies según el modelo de MacArthur - (citado por Margalef, 1971). Se ha observado que este índice es muy sensible inclusive en áreas con aportes mínimos de materia

orgánica, para los cuales el índice \bar{d} no muestra diferencias significativas. Un valor de e , entre 0.6 y 0.8 señala que no existe una entrada considerable de materia orgánica, mientras que valores en el rango de 0.0 - 0.03 muestran que el sistema - está recibiendo un aporte considerable.

Al conocer que existen diferencias en la composición y abundancia de las especies debidas a impactos medio ambientales, se puede saber que tan similares son las comunidades entre las estaciones de muestreo y tratar de explicar ésto, con base en los distintos niveles de contaminación. Un buen índice para medir la similitud es el de Morisita (citado por Margalef, 1971):

$$IM = \frac{2 \sum X_i Y_i}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_1 N_2} ;$$

donde X_i es el número de individuos de las i -especies de la comunidad 1, y Y_i es el número de las i -especies de la comunidad 2; N_1 es el total de individuos de la comunidad 1, y N_2 es el total de individuos de la comunidad 2; λ es la probabilidad de que dos individuos de una comunidad tomados al azar, sean de la misma especie y por lo tanto:

$$\lambda_1 = \frac{X_i (X_i - 1)}{N_1 (N_1 - 1)} \quad \text{y} \quad \lambda_2 = \frac{Y_i (Y_i - 1)}{N_2 (N_2 - 1)} ;$$

el valor de este índice puede oscilar entre 0 y 1, si se acerca a la unidad, significa que existe mucha semejanza entre las comunidades que se están comparando.

AREA DE ESTUDIO.

El Estado de Michoacán cuenta con varios cuerpos de agua dulce de gran importancia económica para el país, entre ellos se encuentra el lago de Pátzcuaro, localizado a $19^{\circ}31'$ latitud Norte y $100^{\circ}37'$ de longitud Oeste del Meridiano de Greenwich. Su altura sobre el nivel del mar es de 2,040 m, es de origen tectónico-volcánico y forma parte de la Cordillera Neovolcánica, siendo el sistema más joven del Estado, ya que su formación data del Terciario (Fig. I).

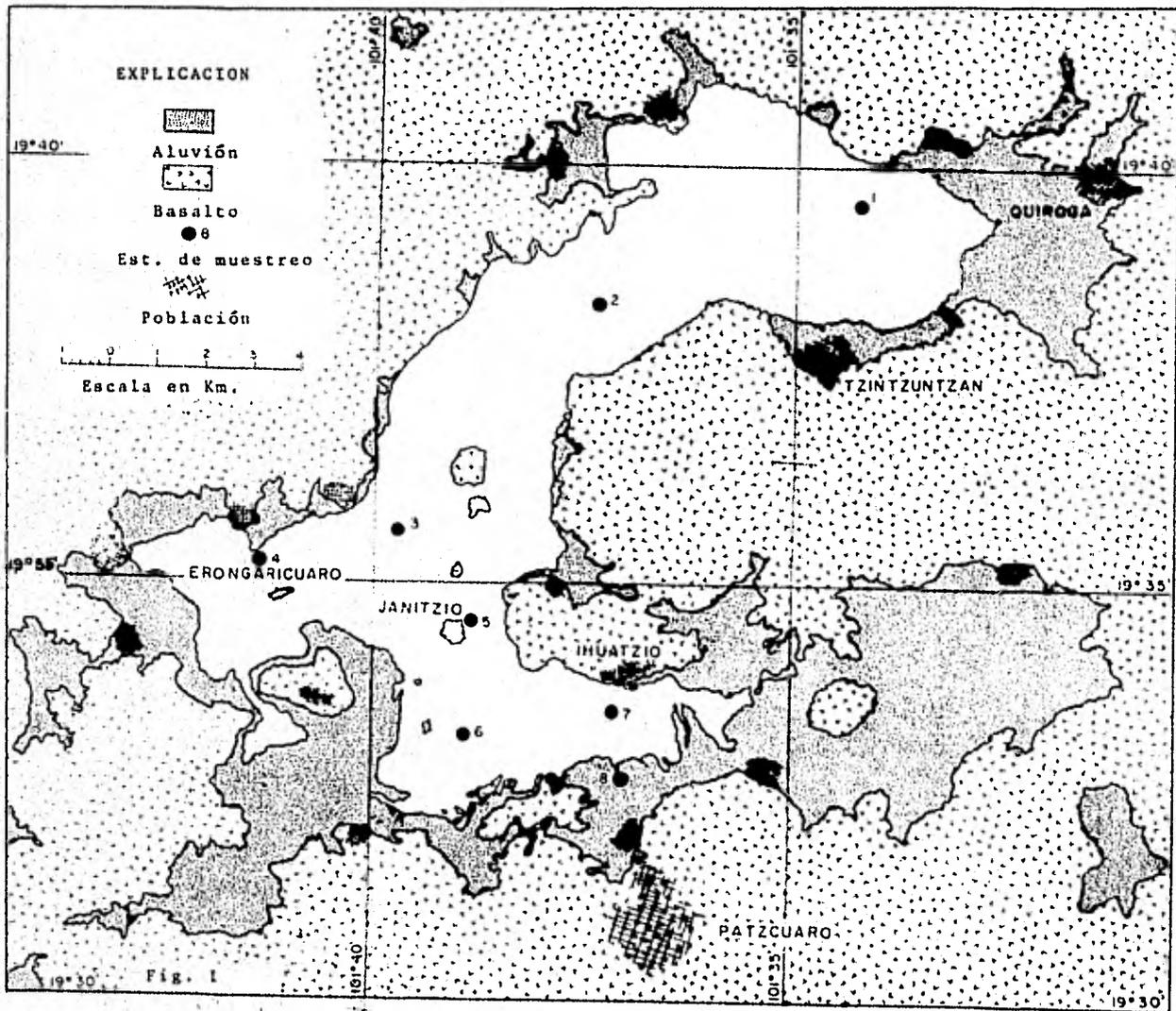
Se tienen evidencias en el sentido de que este lago formaba parte de la gran cuenca del Río Lerma y que sus aguas vertían hacia donde actualmente se encuentra la Ciudad de Morelia.

Toda la región está constituida por rocas eruptivas de dos edades diferentes. Las más antiguas son andesíticas terciarias y las más modernas son basálticas (Villarelo, 1909).

Las mayores elevaciones que le rodean son: al N el Zirate con 3,200 m.s.n.m., al S el Cerro del Frijol con 3,100 m.s.n.m., al SW el Cerro de la Virgen con 3,200 m.s.n.m. y al W el Ucapian con 3,000 m.s.n.m. (Caballero, et al. 1981).

El lago tiene forma de una C, es alargado y se ensancha en sus extremos N y S, con una curvatura muy marcada hacia el NE. Su superficie es de 111 km^2 aproximadamente (Hutchinson, et al., 1956).

Resaltando su caracter endorreico, se alimenta de la



escorrentía, que en época de lluvia, aporta un gran volumen de agua a través de los arroyos que se forman, así como también de los aportes hídricos subterráneos provenientes de la Meseta Tarasca y en menor cantidad de los manantiales que circundan la región en su altura media, como son: el Chapultepec, Yuritzio, Vasco de Quiroga, Turipan y otros (Blásquez y Lozano, 1946; Caballero, op. cit.).

Se ha convertido en un lago de aguas someras, con una profundidad media de 8 m y una máxima de 12.5 m. Al ir disminuyendo el nivel del agua con el transcurso del tiempo, las superficies anteriormente anegadas se presentan actualmente como grandes planicies, las cuales son utilizadas para la agricultura, dada su fertilidad y en menor grado para el pastoreo.

Presenta seis islas que son: Jarácuaro, Janitzio, Tecuena, Yunuén, Pacanda y Urandén. La primera es la de mayor superficie y la segunda la de mayor población e importancia turística. La población total de la región del lago se estima en 72,278 habitantes. De acuerdo con Köppen modificado por García, el clima presenta la fórmula siguiente: C(W₂) (w) b(e) g (Carta de climas 14-Q-V. Detenal, 1970). Tiene dos estaciones climáticas bien definidas, la de secas que corresponde a los meses comprendidos a partir de diciembre hasta mayo y la de lluvias que va de junio a noviembre, en la cual se alcanza una precipitación por arriba de los 100 mm (Caballero, op. cit.).

La vegetación acuática está representada por distintas macrófitas emergentes y libremente flotadoras como son: tule y chuspata (Scirpus spp.), Potamogeton latifolius e illinoisensis, Najas guadalupensis, Nymphaea mexicana, Eichhornia crassipes, Arenaria bourgarei y Haebenaria limosa (Caballero, op. cit.). Esta vegetación aparte de incrementar la zona litoral

del lago, aumenta la pérdida de agua por evapo-transpiración y le proporciona cantidades considerables de materia orgánica.

La fauna de macroinvertebrados consta principalmente de: esponjas, anélidos, crustáceos, moluscos y larvas de insectos con un total de 37 familias, 27 géneros y 37 especies, de las cuales la mayoría pertenecen a los gasterópodos (Ancona, - et al, 1940).

Los principales recursos pesqueros son: el pescado blanco y tres especies de charal, miembros de la familia Atherrinidae representados por el género Chirostoma. De entre las especies con los mayores volúmenes de captura se encuentran - los siguientes: charal (Chirostoma spp), trucha o lobina (Micropetrus salmoides), carpa (Ciprinus carpio), acómara (Algansea lacustris) y el pescado blanco (Chirostoma estor) (Herrera, 1979).

METODOLOGIA.

Se establecieron 8 estaciones de muestreo en zonas cercanas y distantes a los núcleos poblacionales. Los muestreos se efectuaron en los meses de febrero, abril, junio, julio y agosto de 1981.

Para cada una de las estaciones se determinaron "in situ" los siguientes parámetros: profundidad, se midió con la ayuda de una sondaleza y una cuerda graduada; transparencia, se estimó con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro; temperatura, se determinó con un oxímetro YSI modelo 54 con termistor integrado; pH, se registró con un pH-metro Corning modelo 30 de campo; oxígeno disuelto, se obtuvo mediante el método de Winkler modificado por la azida para evitar interferencias por nitrato.

Las muestras de agua se colectaron mediante una botella Van Dorn y se les cuantificaron los siguientes nutrientes: amonio, nitritos, nitratos y fósforo total, así como también el bióxido de carbono libre y el ácido sulfhídrico (APHA-AWWA-WPCF, 1976).

Las muestras de sedimento se colectaron con una draga Ekman de 15.2 cm por 15.2 cm (231.04 cm²), se tomaron tres por cada una de las estaciones; una se utilizó para estimar el contenido de materia orgánica (%) por el método de pérdidas por ignición y granulometría por el método de pipetas (Folk, 1968). Las otras dos que corresponden a una área de muestreo de 462.08 cm², se usaron para la determinación taxonómica en -

forma cuantitativa-cualitativa de los organismos bentónicos. Se procuró que la draga descendiera despacio para tratar de crear el menor disturbio posible en el fondo. A la llegada de las muestras al laboratorio, se separó el bentos del sedimento por medio de un tamiz del número 35 de 0.50 mm de abertura de malla. Los organismos una vez colectados se preservaron en formaldehído al 4%, hasta transferirlos a sus frascos definitivos donde quedaron conservados en alcohol al 70%. Al frasco se le colocó una etiqueta con la clave del muestreo: fecha, estación y colector.

Con la ayuda de bibliografía especializada (Pennak, 1953 y Ward y Whipple, 1959), se identificaron y se separaron los individuos de cada especie para su posterior análisis, el cual incluyó entre otros al índice de diversidad, equitatividad, biótico (Beck, 1955) y el de Morisita (citado por Margalef, 1971).

RESULTADOS.

Los valores de los diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos obtenidos en el lago de Patzcuaro, Mich., se resumen en las siguientes tablas y figuras:

La tabla I contiene las características fisicoquímicas del agua, observándose que la profundidad máxima que se registró fue de 10.64 m en la estación 2 y la mínima de 2.44 en la estación 8. En esta última, también se encontraron los valores más bajos de transparencia y de oxígeno disuelto, - siendo de 0.41 m y 2.82 mg/l respectivamente. El mayor contenido de oxígeno disuelto se determinó en la estación 5, con - 6.38 mg/l. Los valores de pH y de temperatura se mantuvieron sin cambio significativo en todas las estaciones. En el caso de los nutrientes, sus cuantificaciones fueron muy homogéneas a excepción de la estación 8, en donde se presentaron los valores más altos; el fósforo total fue de 0.31 mg/l. Entre los compuestos del nitrógeno, el amonio se encontró en mayor proporción en todas las estaciones, seguido por los nitratos y - nitritos.

Las características fisicoquímicas del sedimento se presentan en la tabla II. El contenido de materia orgánica no varía notablemente entre las diferentes estaciones, teniéndose un valor promedio de 14.51%, con un máximo de 18.52% en la estación 4 y un mínimo de 11.51% en la estación 2. La granulometría no refleja diferencias marcadas, siempre se encontró un menor porcentaje de arenas en todas las estaciones de muestreo, y la proporción de limos y arcillas fue variable; la estación 4 fue la más rica en arcillas y la 5 en limos.

En la tabla III, se muestra el número de especies e individuos por estación. El mayor número de especies (12) se presentó en la estación 4 y el menor (4) en la 8. La mayor densidad de organismos se registró en la estación 4 y la menor en la estación 7, a lo largo del muestreo. Cabe mencionar que en la estación 8 en el mes de abril, no se encontró ningún organismo.

La estructura de la fauna de macroinvertebrados bentónicos estuvo constituida casi en su totalidad por: oligoquetos, hirudíneos, chironómidos y chaobóridos. En la figura 1, se presentan las frecuencias relativas de aparición de los organismos por estación de muestreo, encontrándose que el más alto porcentaje correspondió a los oligoquetos con 94% en la estación 8, los grupos con los más bajos porcentajes fueron: el isópoda, porífera y gasterópoda. De este último solamente se incluyeron los organismos vivos. En la tabla IV se enlistan los géneros y especies encontrados y su tolerancia a los desechos orgánicos. Se registró un total de 8 organismos facultativos, 4 tolerantes y 2 intolerantes (Richardson, 1928; Wimmer y Surber, 1952; Beck, 1954; Gaufin y Tarzwell, 1956; Mason, et al, 1971; Wilber, 1969; Harrison, 1974; Sawyer, - 1974). La abundancia relativa de los diferentes grupos según su tolerancia para cada una de las diferentes estaciones, se muestra en la figura 2. El mayor porcentaje de especies intolerantes (6.17%), se presentó en la estación 7; de especies facultativas en la 5, con 58.63% y de tolerantes en la 8, con 96.39%. En las estaciones 1 y 8 no se encontraron organismos intolerantes.

La figura 3, señala los valores obtenidos para los índices biótico, de diversidad y de equitatividad. El índice de Beck o biótico, tuvo el valor más bajo en la estación 8 y

los más altos en las estaciones 6 y 2. El índice de diversidad de Shannon, muestra que la mayoría de las estaciones presentaron valores en el rango de 1.0 - 2.5, excepto en la estación 8, en la cual se registró 0.45 y en la estación 6 que fué de 2.52. El índice de equitatividad, señala que en la estación 1 se presentó el valor máximo y el mínimo se registró en la 8; en las restantes, éste osciló entre 0.5 y 0.73.

En la figura 4, se observa que el valor más alto para el índice de Morisita se obtuvo al comparar la estación 7 y la 3, y el menor entre la 2 y la 4. De manera general la estación 3 presentó las cifras más altas al relacionarla con las otras estaciones, y la estación 4 las más bajas.

La tabla V, muestra los resultados de la correlación entre los diversos factores fisicoquímicos y los distintos atributos encontrados en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Las correlaciones positivas más grandes se encontraron entre el índice biótico y la transparencia (0.87), así como también entre el índice de diversidad y el contenido de oxígeno disuelto (0.86); el valor más alto de correlación negativa, se encontró entre el porcentaje de especies tolerantes y el oxígeno disuelto (-0.90).

Tabla 1. Valores promedio de los diferentes parámetros físico-químicos del agua del Lago de Pátzcuaro, Michoacán.

ESTACION PARAMETRO	1	2	3	4	5	6	7	8
Profundidad (m)	8.74	10.64	7.64	3.96	5.4	5.28	3.62	2.44
Transparencia (m)	0.84	1.12	0.96	1.10	0.91	1.0	1.18	0.41
Temperatura (°C)	20.60	21.20	20.54	22.10	20.60	20.98	21.30	22.56
pH ^{**}	8.61	8.66	8.61	8.57	8.58	8.62	8.69	8.33
N-NH ₃ ^A	0.43	0.39	0.38	0.36	0.42	0.42	0.50	1.22
N-NO ₂ ^A	0.004	0.004	<0.001	0.004	<0.001	0.007	<0.001	0.007
N-NO ₃ ^A	0.13	0.15	0.13	0.12	0.14	0.10	0.10	0.23
P-Total ^A	0.031	0.04	0.04	0.03	0.06	0.03	0.07	0.31
Oxígeno ^A disuelto	5.42	5.6	5.0	6.1	6.38	5.76	5.02	2.82

^A mg/l

^{**} unidades pH

Tabla II. Características físico-químicas del sedimento del Lago de Pátzcuaro, Michoacán.

Caract.	Estación							
	1	2	3	4	5	6	7	8
CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA (%)	12.77	11.51	11.65	18.52	14.21	13.75	17.80	15.90
CONTENIDO DE:								
arenas.-	2.02	19.56	5.45	2.45	3.15	9.42	4.61	1.17
limos.-	47.66	42.27	55.12	31.31	86.18	51.65	39.98	49.70
arcillas.-	50.32	38.17	39.43	66.24	10.67	37.99	55.41	49.13
(%)								
LIMO/ARCILLA	0.95	1.1	1.39	0.47	8.19	1.3	0.72	1.01

Tabla III. Número de especies y densidad de organismos por estación de muestreo del Lago de Pátzcuaro, Michoacán.

ESTACION	No. ESPECIES	DENSIDAD TOTAL (ORG. X $10^2/m^2$)
1	5	6.6
2	10	11.7
3	6	9.7
4	12	20.7
5	7	11.3
6	11	7.2
7	10	3.5
8	4	10.7

Tabla IV. Organismos bentónicos encontrados en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán y su tolerancia a la materia orgánica.

ORGANISMO	TOLERANCIA
<u>Spongilla</u> sp.	intolerante
<u>Dugesia</u> sp.	intolerante
<u>Tubifex</u> sp.	tolerante
<u>Helobdella</u> <u>elongata</u>	facultativo
<u>Helobdella</u> <u>stagnalis</u>	tolerante
<u>Helobdella</u> <u>triserialis</u>	facultativo
<u>Erpobdella</u> <u>ochoterenai</u>	facultativo
<u>Erpobdella</u> <u>punctata</u>	tolerante
<u>Asellus</u> <u>militaris</u>	facultativo
<u>Hyalolella</u> <u>azteca</u>	facultativo
<u>Pentaneura</u> sp.	intolerante
<u>Chironomus</u> sp.	facultativo
<u>Chaoborus</u> sp.	facultativo
<u>Physa</u> <u>osculanus</u>	tolerante

VARIABLE DEP.: No. especies	
VARIABLE INDEP.	R
Profundidad	-0.04
Transparencia	0.84
Oxígeno disuelto	0.60
Fósforo total	-0.55
Materia orgánica	0.36
Limo/arcilla	-0.19

VARIABLE DEP.: Densidad	
VARIABLE INDEP.	R
Profundidad	-0.30
Transparencia	0.28
Oxígeno disuelto	0.33
Fósforo total	-0.10
Materia orgánica	0.56
Limo/arcilla	-0.15

VARIABLE DEP.: % Oligoquetos	
VARIABLE INDEP.	R
Profundidad	-0.19
Transparencia	-0.72
Oxígeno disuelto	-0.83
Fósforo total	0.70
Materia orgánica	0.18
Limo/arcilla	0.05

VARIABLE DEP.: % esp. tol.	
VARIABLE INDEP.	R
Profundidad	-0.31
Transparencia	-0.61
Oxígeno disuelto	-0.90
Fósforo total	0.67
Materia orgánica	0.08
Limo/arcilla	-0.30

VARIABLE DEP.: Ind. biótico	
VARIABLE INDEP.	R
Profundidad	0.18
Transparencia	0.87
Oxígeno disuelto	0.67
Fósforo total	-0.63
Materia orgánica	0.05
Limo/arcilla	-0.02

VARIABLE DEP.: Ind. equit.	
VARIABLE INDEP.	R
Profundidad	0.54
Transparencia	0.40
Oxígeno disuelto	0.60
Fósforo total	-0.70
Materia orgánica	-0.34
Limo/arcilla	-0.05

VARIABLE DEP.: Ind. diversidad	
VARIABLE INDEP.	R
Profundidad	0.23
Transparencia	0.81
Oxígeno disuelto	0.86
Fósforo total	-0.84
Materia orgánica	0.07
Limo/arcilla	0

Tabla V. Correlación (R) entre los diversos factores fisicoquímicos y algunos aspectos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos..

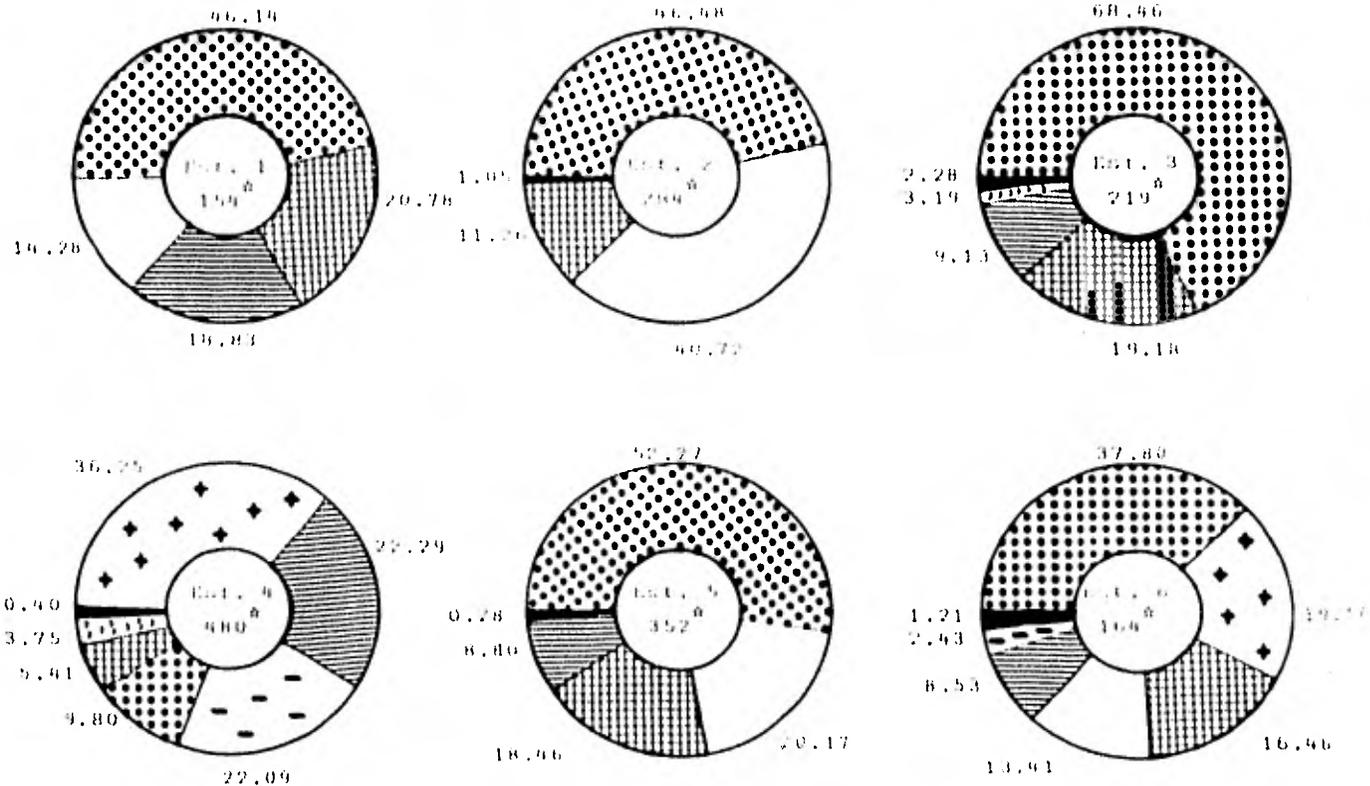
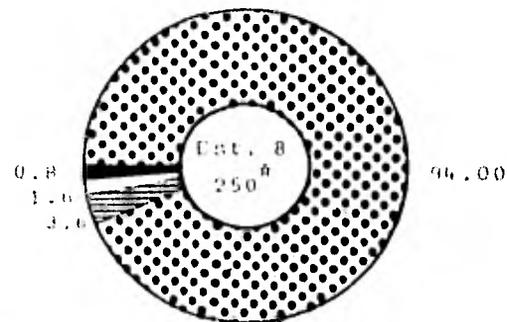
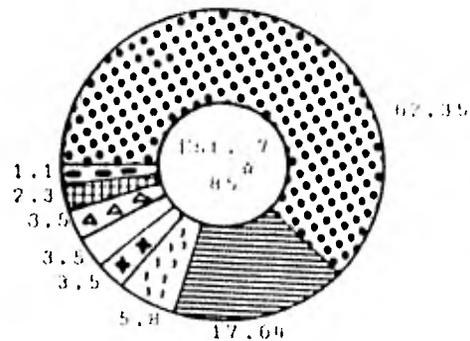


Figura 1. Frecuencia relativa (%) de los diferentes grupos de macroinvertebrados bentónicos, del Lago de Pátzcuaro, Michoacán.



Porifera 
 Oligochaeta 
 Hirudínea 
 Chaoboridae 
 Chironomidae 

Anfípoda 
 Isópoda 
 Gasterópoda 
 Otros 

ⁿ Número total de organismos.

Figura 1. (continuación).

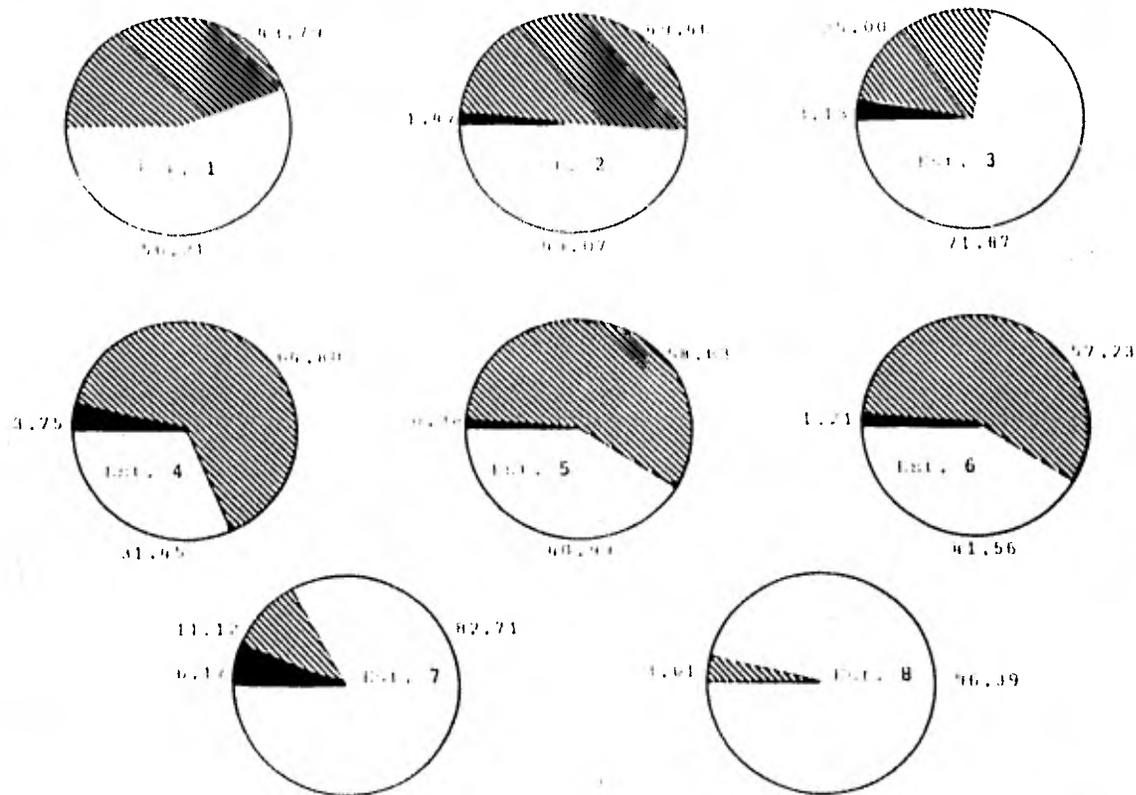


Figura 2. Frecuencia relativa (%) de los organismos bentónicos intolerantes , facultativos y tolerantes a los desechos orgánicos,

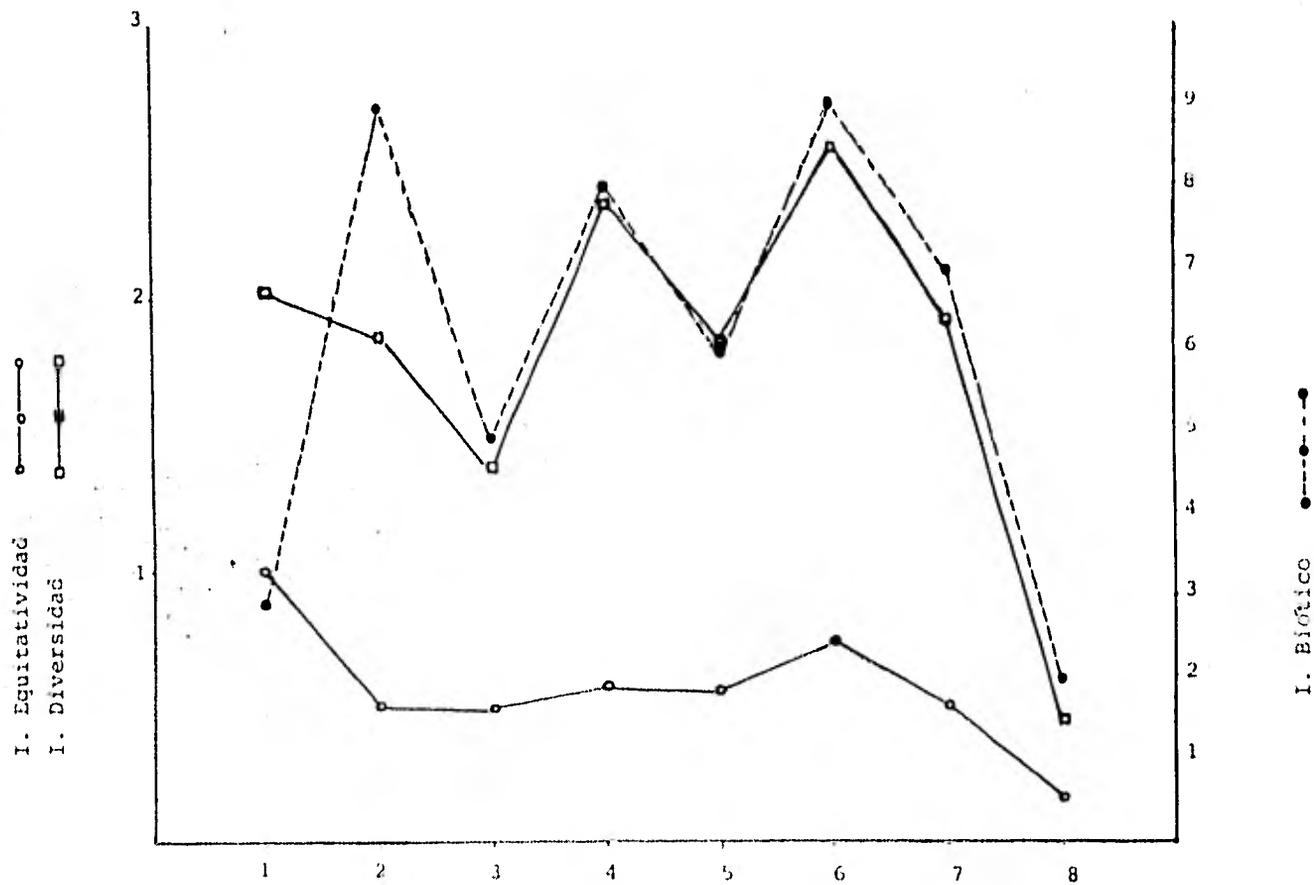


Figura 3. Valores de los índices biótico, de diversidad y de equitatividad.

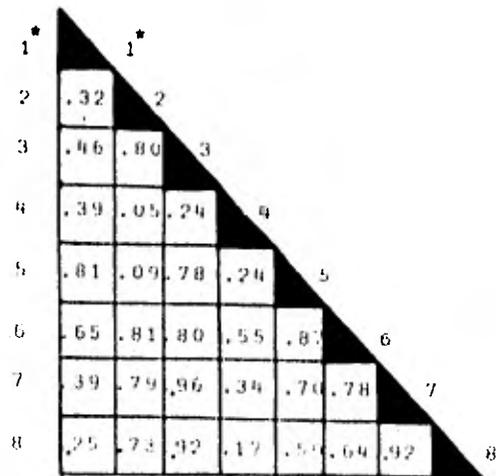


Figura 4. Semejanza de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos según el índice de Morisita, entre las diferentes estaciones de muestreo*.

DISCUSION.

En el lago de Patzcuaro la relación área del lago/profundidad media, determina que los factores climáticos afecten - en forma preponderante las condiciones del mismo. Con base en la temperatura registrada a todo lo largo del muestreo mayor a 4° C y la uniformidad de ésta en toda la columna - de agua, se puede decir de acuerdo con Forel modificado por Whipple (Welch, 1952), que es un lago tropical de tercer orden.

La temperatura homogénea muestra el buen mezclado que se lleva a cabo en la masa de agua por la acción del viento, lo cual implica que se formen corrientes, las que al llegar al fondo traen consigo la resuspensión del sedimento, esto aunado al aporte de terrígenos y las descargas de agua residual afectan - a la transparencia, la cual fué muy baja, en especial en la estación 8.

El pH siempre fué mayor de 8 en todas las estaciones y épocas de muestreo, lo que tiene que ver con el carácter endorreico de la cuenca del lago, que va concentrando los carbonatos producto del lavado de las rocas de aluvión adyacentes, así como también a la evaporación que tiende a concentrar las sales, principalmente en la época de secas. Los cambios de pH en este lago son mínimos y están controlados por el sistema amortiguador carbonatos - bicarbonatos.

Los valores de oxígeno disuelto, se presentaron en un rango de saturación del 55 al 70% en las siete primeras estaciones. La estación 8 presentó un porcentaje de saturación del 30%, ésta disminución tan marcada se puede deber a que es una zona - con poco movimiento y con una transparencia reducida por lo que se restringe la fotosíntesis a la capa superficial. Asimismo -

contribuye el vertimiento de aguas de desecho provenientes tanto de la población como de la planta procesadora de pescado - PROPEMEX, los cuales contienen una gran cantidad de materia orgánica susceptible a la oxidación.

Los diferentes nutrientes estuvieron muy homogéneos en la mayoría de las estaciones a excepción de la 8, en la cual se encontró el fósforo en altas concentraciones. Una probable explicación a esto, sería el aporte de agua residual con una cantidad considerable de detergentes. En esta misma estación, los valores de nitrato y de amonio reflejan que la materia orgánica no se está oxidando tan eficientemente, ya que las proporciones de $N-NO_3$ y de $N-NH_3$ tienden a ser de aproximadamente 1:6. Wetzel (1975), señala que esta proporción es frecuente en regiones con aportes moderadamente altos de materia orgánica.

Del análisis fisicoquímico del sedimento se establece que el contenido de materia orgánica en todas las estaciones fué alto, siendo más notable esto en las estaciones con menor profundidad como son: la 4, 7 y 8. En las dos primeras, se puede atribuir a la gran cantidad de vegetación sumergida que presentan y en la última, a su escasa profundidad y poco movimiento, así como también al gran contenido de plancton (Velasco, 1982), y de materia orgánica alóctona que se sedimenta rápidamente sin sufrir casi ninguna oxidación en la columna de agua. En las estaciones con mayor profundidad, el sedimento presenta una menor proporción de materia orgánica, atribuyéndose esto, a que a medida que se va sedimentando la materia, va sufriendo una descomposición. La proporción de limo y arcilla no fué significativamente diferente entre las distintas estaciones, pero el hecho de que casi no se haya encontrado arena, indica que en general las estaciones se localizaron en zonas de baja energía.

El número de especies de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos fué reducido. De las 12 especies encontradas, la mayoría fueron colectadas en la estación 4, ésto se debe probablemente a la gran cantidad de vegetación sumergida que presenta, la cual proporciona un mayor número de habitats; así como también por presentar un alto porcentaje de materia orgánica suceptible de ser utilizado como fuente de alimento. En cambio en la estación 8, se encontró menor número de especies lo cual refleja lo adverso de las condiciones de ese lugar, como serían los niveles tan bajos de oxígeno disuelto y alguna sustancia tóxica cuyo origen es probablemente la descarga de PROPEMEX. Esto fué muy evidente en el mes de abril, ya que no se pudo encontrar ningún organismo, debido probablemente a que algún tóxico afectó de manera general a todos ellos eliminándolos por completo del área.

Por las frecuencias relativas de los diferentes organismos bentónicos, se puede observar que el grupo predominante en la mayoría de las estaciones fue el oligoqueta. Por los criterios de Howmiller y Beeton (1961) sobre los valores porcentuales de este grupo, las estaciones 1, 2, 4, 5 y 6 tienen buenas condiciones de calidad de agua; la 3 y la 7 medianamente buena y la estación 8, al tener un 94% refleja que en esta zona el cuerpo de agua se encuentra eutroficado. De acuerdo a ésto, Wetzel (1975), señala que en general los Tubificidae son capaces de adaptarse a niveles críticos de oxígeno, en el rango de 10 a 15% de saturación. En la estación 4 se encontró la menor proporción de oligoquetos, lo que puede estar relacionado a que también se registró un gran número de hirudíneos, los cuales son sus eficientes depredadores.

La mayor parte de las especies registradas fueron in

cluidas dentro de los organismos facultativos con respecto a la materia orgánica, lo cual conjuntamente con el bajo número de especies intolerantes, podría estar señalando que en general el lago es de carácter mesotrófico o con una entrada moderada de materia orgánica. Los porcentajes de los organismos según su tolerancia hacia la materia orgánica en las diferentes estaciones, constituyen un índice del daño que se presenta en ellas. Las estaciones 8, 7, 3 y 1 tuvieron los números más altos de organismos tolerantes y a la vez se detectaron las concentraciones más bajas de oxígeno, en especial en la estación 8, por lo que se puede deducir que el impacto ambiental en ellas es mayor en comparación a las estaciones 2, 4, 5 y 6, las cuales tienen un mayor número de organismos facultativos y valores más altos de oxígeno disuelto. Asimismo, el contenido de materia orgánica en la mayoría de las estaciones parece estar relacionado con el número y carácter de los organismos, observándose que en las estaciones que se presenta una mayor concentración de materia orgánica, el número de organismos tolerantes es alto.

Tomando en cuenta el valor del índice de similitud, se observa que las estaciones 7 y 8 poco profundas son muy semejantes entre sí, y al compararlas con la estación 4 igualmente somera, las cifras obtenidas son muy bajas, muy diferentes a las que se esperarían encontrar. En cambio, al relacionar las estaciones 7 y 8 con la estación 2 (profunda), los valores que se presentan son altos; esto podría estar indicando que en la estación 6 y principalmente en la 8, se ha presentado una alteración medio ambiental la cual cambió el tipo de fauna característica de regiones litorales por una típica de zonas profundas. A diferencia de lo anterior, entre la estación 4 y la 2, se obtiene un valor muy reducido, el cual seña

la que las comunidades de ambas son distintas, de acuerdo a sus diferentes profundidades.

Los índices numéricos biótico, de diversidad y equitatividad coinciden en señalar a la estación 8 como una zona de gran contaminación, ya que para los tres se obtuvo un valor muy bajo característico de zonas muy contaminadas. Los valores obtenidos para las estaciones restantes caen en el rango de cuerpos de agua ligeramente contaminados. A la estación número 6 se le podría considerar como la de mejor calidad de agua, de acuerdo a los índices biótico y de diversidad, ya que los valores para ésta fueron los más altos. Según el índice de equitatividad, la estación 1 es la menos alterada. Para estas dos estaciones (1 - 6), el contenido de materia orgánica no fué muy grande, se obtuvieron buenos porcentajes de oxígeno disuelto y el contenido de fósforo fué el más bajo en relación a las otras estaciones, probablemente por la producción fitoplanctónica la cual pasó a formar parte del alimento del bentos. Al ordenar las estaciones según su grado de contaminación en orden decreciente por los diferentes índices utilizados, se obtendrá lo siguiente: 8, 3, 2-5, 7, 4, 1 y 6.

Del análisis de correlación, se observa que el oxígeno disuelto está actuando como un factor muy importante para producir los diferentes patrones de diversidad y abundancia de los organismos bentónicos, ya que al relacionarlo con el índice de diversidad, porcentaje de oligoquetos y especies facultativas, se obtuvieron valores de R, mayores a - 0.80; así como también al comparar su concentración con el número de especies, índice biótico e índice de equitatividad, ya que se presentaron correlaciones superiores a 0.60. La relación de transparencia del agua respecto al índice de diversidad, índice biótico y número de especies fue del orden de 0.80, debido a que la penetra

ción de luz influye en la distribución de la vegetación sumergida, la cual a su vez afecta de manera directa al bentos. El índice de diversidad, equitatividad y biótico, así como también - el número de especies, estuvieron relacionados negativamente con la concentración de fósforo total, lo cual es congruente con el hecho de que al aumentar el grado trófico de un cuerpo de agua - por un incremento en fósforo, la calidad del medio ambiente para la mayoría de las especies intolerantes o poco tolerantes disminuye.

Por todo lo anteriormente dicho se puede decir que en general el Lago de Pátzcuaro es un cuerpo de agua moderadamente contaminado, con presencia de una zona (est. 8) sumamente alterada por la influencia del hombre al vertir hacia ella agua residual sin ningún tipo de tratamiento. Esto que actualmente está restringido a una parte pequeña del lago, con el paso del tiempo puede ser que se extienda a su totalidad, ya que empiezan a tenerse áreas como son las estaciones 3, 7 y 5 con una contaminación, que si bien no lleva a niveles demasiado grandes, es alta en relación a las otras regiones de este lago.

RECOMENDACIONES.

Las recomendaciones que propongo son en el sentido de que las autoridades y los pobladores de la región, tomen conciencia del recurso tan importante que representa este lago, al cual se le debe mantener lo más saludable posible. Para lograr esto, se debe: a) evitar que hasta él se arroje agua residual sin ningún tipo de tratamiento o con uno muy rudimentario; b) impedir que en sus márgenes se sigan dando asentamientos humanos y/o el establecimiento de industrias; c) realizar una campaña de reforestación de la zona, para evitar su rápido azolvamiento. Asimismo, es necesario que se controle el uso de fertilizantes en las prácticas agrícolas.

BIBLIOGRAFIA.

- American Public Health Association, American Water Works - Association y Water Pollution Control Federation (APHA-AWWA-WPCF). 1976. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 14th. ed. U. S. A. 1193 pp.
- Ancona, I., M. Batalla, E. Caballero, C. Hoffmann, R. Llamas, R. Martín del Campo, I. Ochoterena, E. Rioja, J. Roca, A. Sámano, C. Vega y F. Villagrán. 1940. Proyecto Biológico del Lago de Pátzcuaro. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Auton. México. 11: 415-515.
- Beck, D. 1954. Ecological and Distributional Notes on some Utah Hirudinea. Proc. Utah. Acad. Sci. 31: 73-78.
- Beck, D. 1955. Suggested Method for Reporting Biotic Data. Sewage Indust. Wastes. 27: 1193-1197.
- Blasquez, L. y R. Lozano. 1946. Hidrogeología y Minerales no metálicos de la Zona Norte del Estado de Michoacán. Anales del Instituto de Geología. Tomo IX. 156 pp.
- Brinkhurst, R. 1974. The Benthos of Lakes. Macmillian Press Ltd., London and Basingstoke. Great Britain. 300 pp.
- Caballero, J., N. Barrera, A. Lot y C. Mapes. 1981. Gufas Botánicas de Excursiones en México, Cuenca del Lago de Pátzcuaro. Sociedad Botánica de México A. C. Méx. 40 pp.

- Cairns, J. Jr. y K. Dickson. 1971. A Simple Method for the Biological Assessment of the Effects of Waste Discharges on Acuatic Bottom-Dwelling Organisms. Journal of Water Pollution Control Federation. 43: 755-772.
- Cowell, B. y D. Vodopich. 1981. Distribution and Seasonal Abundance of Benthic Macroinvertebrates in a Subtro- pical Florida Lake. Hydrobiologia. 78: 97-105.
- EPA. 1973. Biological Field and Laboratory Methods for Mea-
suring the Quality of Surface Waters and Effluents. 670/4-73-001. Weber, C. Ed. Environmental Monito -
ring and Support Laboratory, U. S. Environmental Pro-
tection Agency, Cincinnati, Ohio. 1-38 p.
- Folk, R. 1968. Petrology of Sedimentary Rocks. Hamphills -
Austin, Texas, U. S. A. 450 pp.
- Gaufin, L. y Tarzwell. 1956. Acuatic Macro-invertebrate
Communities as Indicator of Organic Pollution in Ly -
tle Creek. Sewage and Industrial Wastes. 28 (7): 906-
924.
- Godfrey, P. 1978. Diversity as a Measure of Benthic Macroin-
vertebrate Community Response to Water Pollution. Hy-
drobiologia. 52 (2): 111-122.
- Hamilton, M. 1975. Indexes of Diversity and Redundancy. -
Journal of Water Pollution Control Federation. 47:
630-632.
- Harrison, F. 1974. Sponges (Porifera: Spongillidae). In: C.
W. Hart Jr. y S. L. Fuller, Eds. Pollution Ecology
of Freshwater Invertebrates. New York, Academic Press
29-66 p.

- Hawkes, A. 1979. Invertebrates as Indicator of River Water Quality. In: Biological Indicators of Water Quality. James, A. y L. Evison Eds. John Wiley and Sons. Chichister, Great Britain. 2-45 p.
- Herrera, E. 1979. Características y Manejo del Lago de - Pátzcuaro, Mich. Tesis (Licenciatura), Fac. Ciencias, U. N. A. M. México. 62 pp.
- Howmiller, P. y M. Beeton. 1971. Biological Evaluation of Environmental Quality, Green Bay, Lake Michigan. - Journal of Water Pollution Control Federation. 43 (1): 123-133.
- Hutchinson, E., R. Patrick y S. Deevey. 1956. Sediments of Lake Patzcuaro, Michoacan, Mexico. Bull. of the Geol. Soc. of America. 67 (11): 1491-1504.
- James, A. 1979. The Value of Biological Indicators in Relation to other Parameters of Water Quality. In: Biological Indicators of Water Quality. James, A. y L. Evison Eds. John Wiley and Sons. Chichister, Great Britain. 1-16 p.
- Margalef, R. 1977. Ecología. Ed. Omega. Barcelona. 951 pp.
- Mason, T. Jr., A. Lewis y B. Anderson. 1971. Macroinvertebrate Collections and Water Quality Monitoring in the Ohio River Basin, 1963-1967. Cooperative Report Office Tech. Programs. Ohio Basin Region and Analytical Quality Control Laboratory, WQO, USEPA, NERC-Cincinnati.
- Odum, P. 1971. Ecología. 3a. edición. Ed. Interamericana. México. 639 pp.

- Pennak, W. 1953. Fresh-water Invertebrates of the United States. The Ronald Press Company. 769 pp.
- Price, R. 1979. Fish as Indicators of River Water Quality. In: Biological Indicators of Water Quality. James, A. y L. Evison Eds. John Wiley and Sons. Chichister, Great Britain. 8-23 p.
- Richardson, E. 1928. The Bottom Fauna of the Middle Illinois River, 1913-1925. It's Distribution, Abundance, Valuation and Index Value in the Study of Stream Pollution. Bull. Ill. Natur. Hist. Surv. 17: 387-475.
- Sawyer, T. 1974. Leeches (Annelida: Hirudinea). Poll. Ecol. of Freshwater Invertebrates. Hart y Fuller Eds. Academic Press. 348 pp.
- Shannon, E. y W. Weaver. 1963. The Mathematical Theory of Communication. Univ. of Illinois Press Urbana.
- Tesmer, G. y R. Wefring. 1979. Annual Macroinvertebrate Sampling - a Low - Cost Tool for Ecological Assesment of Effluent Impact. In: Ecol. Ass. of Effluent Imp. on Comm. of Indig. Acuac. Org. 264-279 p.
- Tittizer, T. y P. Kothe. 1979. Possibilities and Limitations of Biological Methods of Water Analysis. In: Biological Indicators of Water Quality. James, A. y L. Evison Eds. John Wiley and Sons. Chichister, Great Britain. 4-21 p.
- Velasco, A. 1982. Evaluación de la Calidad del Agua con base en Algunos Aspectos de la Comunidad Fitoplanctónica del Lago de Pátzcuaro, Mich. Tesis (Licenciatura). Fac. Ciencias. U. N. A. M. 78 pp.

- Villarelo, D. 1909. Hidrología Subterránea de los Alrededores de Pátzcuaro, Michoacán. Inst. de Geol. de Méx. Tomo II. (9): 343-362.
- Ward, B. y Ch. Whipple. 1959. Fresh-water Biology. John Wiley and Sons Inc. 1248 pp.
- Welch, B. 1980. Ecological Effects of Wastewater. Cambridge Univ. Press. U. S. A. 337 pp.
- Welch, S. 1952. Limnology. 2nd. edition. Mc. Graw-Hill-Book-Co. New York. 538 pp.
- Wetzel, G. 1975. Limnology. W. B. Saunders Co. U. S. A. 743 pp.
- Wiederholm, . 1980. Use of Benthos in Lake Monitoring. Journal of Water Pollution Control Federation. 52 (3): 537-547.
- Wilber, G. 1969. The Biological Aspects of Water Pollution. Charles C. Thomas Publisher. Illinois. U. S. A. 224-240 pp.
- Wilhm, J. y T. Dorris. 1968. Biological Parameters for Water Quality Criteria. Bioscience. 18: 477-481.
- Wimmer, R. y W. Surber. 1952. Bottom Fauna Studies in Pollution Surveys and Interpretation of the Data. Presented at: Fourteenth Mid. Wildl. Conf., Desmoiwes, Iowa. - 13 pp.