

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Comparación del desempeño de cuatro índices bióticos (IBF, RBP-III, BMWP e IBE) con base en la utilización de macroinvertebrados para el monitoreo de la calidad del agua en el río Lerma, México.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE :

B I Ó L O G O

P R E S E N T A:

CLAUDIO MANUEL PADILLA GONZÁLEZ



FACULTAD DE CIENCIAS

UNAM

TUTOR:

BIOL. PABLO HERNÁNDEZ ALMARAZ

2006



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos del alumno

Padilla

Gonzalez

Claudio Manuel

55 34 29 59

Universidad Nacional Autónoma de Mexico

Facultad de ciencias

Biología

094617913

2. Datos del tutor

Biol

Pablo

Hernandez

Almaraz

3. Datos del sinodal 1

M en C

Rebeca Maria

Lopez

Rivas

4. Datos del sinodal 2

M en C

Mario Alejandro

Gomez

Ponce

5. Datos del sinodal 3

Dra

Maria Esther

Diupotex

Chong

6. Datos del sinodal 4

Biol

David

Salinas

Torres

7. Datos del trabajo escrito

Comparación del desempeño de cuatro índices bióticos (IBF, RBP-III, BMWP e IBE) con base en la utilización de macroinvertebrados para el monitoreo de la calidad del agua en el río

Lerma, Mexico

62 pp

2006

*A mis padres y hermano,
a mis abuelas Bertha y Tello;
y a la amada memoria de mis abuelos Bernardo y Manuel.
Todos en mi corazón por siempre.*

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

Al comité tutorial, por todas las correcciones, sugerencias y experiencias compartidas, así como por el apoyo brindado en este paso tan importante:

A mi tutor y más que amigo, Biól. Pablo Hernández, por ser esa conciencia que me carcomía cada día que pasaba y se arriesgó a dar ese gran paso junto conmigo, a un mundo totalmente desconocido y lleno de peligros al que nos enfrentamos. Gracias Brother.

A mi amigo y apoyo, M. en C. Alejandro Gómez, por estar ahí y alentarme siempre; y ser esa compañía para el desahogo contra las adversidades del universo que habitamos. Gracias Alex.

A mi profesora de acuacultura, M. en C. Rebeca López, por ser tan comprensiva por la situación vivida, ser la persona más dulce conmigo pero exigente a la vez, y hacerme las correcciones debidas al momento debido, tanto en mi vida profesional como en este documento.

A mi confidente y amiga, la Dra. María Esther Diupotex, por haberme permitido apoyarme en su hombro para desahogarme y poder continuar esa larga carrera.

A mi profesor de acuacultura, Biól. David Salinas Torres, por haberme permitido acercarme a él como si no hubiera pasado el tiempo y siguiéramos compartiendo el aula, y continuar enseñándome acerca de la biología y la cuestión humana.

Al Biól. Alberto Islas Grajeda, por facilitarme los datos necesarios para la elaboración de este escrito y por ser mi amigo que indirectamente me ha apoyado y espero corresponder.

A la M. en C. Pilar Torres por enseñarme que a veces hay que saltarse los impedimentos para permitirnos llegar más alto y facilitarme un documento para poder cumplir con el requisito que me ataba.

A la Biól. Karla Granados por haberme alentado y presionado a terminar algo que siempre empecé y nunca me habían dejado terminar.

Al Laboratorio de Limnología, en especial al Dr. Jorge Carranza Fraser (q.e.p.d.) y al Dr. Martín López por haberme invitado a la aventura de la limnología y haberme permitido absorber sus conocimientos.

Al Herbario de Ficología por todas sus facilidades prestadas y las molestias causadas (Dr. Daniel León, Dra. Hilda León y Dr. Carlos Candelaria).

Al Laboratorio de Ecología Pesquera, a sus responsables e irresponsables (AGG, MAGP y ARVB) por enseñarme que de vez en cuando se necesita sacar las uñas para defender lo que uno anhela, cómo se puede ser tan malagradecido que se olvidan del por qué uno existe, y cómo ser y no ser cuando uno llegue a estar donde uno merece estar, porque se ha trabajado para estar ahí.

A las secretarías de la sección escolar de la Facultad de Ciencias por ayudarme a acelerar los trámites para mi titulación.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi familia Alejandro, Magdalena y Alejandro (Jr) por ser el apoyo en todo momento. Ser el sustento emocional en que me hizo falta, por estar ahí y permanecer cuando lo necesité y cuando no lo pedí. Mil Gracias.

A la familia González Godínez, en especial, a mi abuela Bertha y mi abuelo Bernardo (q.e.p.d.) por todos esos momentos compartidos y una enseñanza de vida y amor.

A la familia Padilla Martínez, en específico, a mi abuela Tello y mi abuelo Manuel (q.e.p.d.) por todo su amor, poesía y ejemplo de honradez.

A la familia Hernández Almaraz por aceptarme y acogerme como si fuera parte de su familia, Mil Gracias.

A la Biol. Karla M. Granados Flores por ser más que novia y amiga, ser el dedo dentro de la llaga que me mantuvo vivo todo este tiempo y colaboró conmigo en formas inimaginables y me alentó para poder cumplir este sueño.

A la familia Flores por brindarme su apoyo y aceptarme como miembro putativo, en especial a la Sra. Margarita, la Sra. Regina, al Sr. Juan y su familia, y a la Sra. Pilar y familia.

A todas aquellas personas que conocí en la Fac de Ciencias, en especial a mi banda (Alfredo ó Alfred, Alberto ó el Chepard, Pablito ó Sir Karmas, Lorena Viloría ó Lore, Juan Pablo ó el Cayo, José Luis ó el Greñas, Josué ó el Pato, Ricardo ó el Joven, Sebastián ó Chelastian, Itzel), a mis pseudo alumnos (Marianita, Karlita, Adriana, Guadalupe y Julio), a Angélica Quiroz, Laura, Paula, Daniel Maldonado y demás que por premura del tiempo y espacio no recuerdo. A todos y a sus familias, Gracias.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por haberme abierto sus puertas a una infinidad de conocimientos y personas, unas tan maravillosas y otras tan bizarras.

Al Dr. Manuel Gallardo, Dr. Luis A. Maldonado, Dr. Edgar Heimer, Dr. Ernesto Lammoglia, Dr. Ernesto Calvo, Biól. Yemin Hernández, Chucho, Marugenia, Margarita, Ángeles, Consuelo Zaldivar, Isabel Quiroz, Ángeles Mulier, Sra. Polín, Gabo, M. en C. Pedro Cervantes, Lillian Granados, Enrique Cabrera, Edgar Sánchez, Alberto Islas, Lupita Figueroa, Mónica Olson, Gerardo Vallín, Axel Medellín.

A todos los profesores que me formaron a lo largo de mi vida y que nombrarlos sería extenuante pero que les estoy muy agradecido.

A la tripulación del B/O Justo Sierra por todo lo compartido y aprendido las 8 campañas realizadas junto con ellos, especialmente a Cuauhtemoc, Gus, Fito, Juan Castillo, Mario, Pollo. Así como a todas esas personas que conocí en campaña y creamos una gran amistad: Emmanuel, Jenny, Sandra, Fernando (Fersín), Alejandro (Jesús Alejandro), Dr. Edgar Heimer, Dr. Luis A. Maldonado, Edgar Sánchez (Esgar), Alberto Islas (Don Beto), Alex (Don Alex), Toñita, Chabela, Alex(FQ), Paty Chaparro, QFB Susanita, Adriana, Anita, y "todas las personas que están al otro lado del Alzheimer" (Axel Medellín).

A la tripulación R/V Gyre por permitirme trabajar con ellos y que me levantaran en la madrugada a ayudarles a arreglar la panteca, así como a toda la gente maravillosa que conocí ahí: Dr. Gilbert Rowe, Dra. Elba Escobar, Toño y toda aquellas personas que recuerdo sus caras pero no sus nombres (lo siento).

MUCHÍSIMAS GRACIAS A TODOS
(Porque sin su colaboración no hubiera alcanzado esta meta)

**“Se han levantado columnas de jade,
de en medio del lago se yerguen las columnas,
es el Dios que sustenta la tierra
y lleva sobre sí al Anáhuac
sobre el agua celeste.
Flores preciosas hay en vuestras manos,
con verdes sauces habéis matizado la ciudad,
a todo aquello que las aguas rodean,
y en la plenitud del día.
Habéis hecho una pintura del agua celeste,
la tierra del Anáhuac habéis matizado,
¡oh vosotros señores!
A ti, Nezahualcóyotl,
a ti, Motecuhzoma,
el Dador de la Vida os ha inventado,
os ha forjado,
nuestro padre, el Dios,
en el interior mismo del agua.”**

**Canto de Nezahualcóyotl de Acolhuacan
(Fragmento)
Nezahualcoyotl**

CONTENIDO

LISTADO DE ABREVIATURAS	i
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	
✻ OBJETIVO GENERAL	3
✻ OBJETIVO PARTICULAR	3
ATECEDENTES	
✻ ÁREA DE ESTUDIO	4
✻ LOS MACROINVERTEBRADOS Y SU IMPORTANCIA EN LOS INDICES BIÓTICOS	5
✻ EL OXÍGENO DISUELTO COMO UN FACTOR DETERMINANTE EN LOS CAMBIOS DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	6
MÉTODO	
✻ BÚSQUEDA Y SELECCIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS	8
✻ DATOS DE CAMPO	8
✻ ANÁLISIS DE DATOS	10
✻ DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO LERMA	11
RESULTADOS	
✻ BÚSQUEDA Y SELECCIÓN DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS	11
1. ÍNDICE BIÓTICO DE FAMILIAS (IBF)	11
2. ÍNDICE BIÓTICO (RBP-III)	12
3. ÍNDICE BIÓTICO EXTENDIDO DE GHETTI (IBE)	13
4. GRUPO DE TRABAJO PARA EL MONITOREO BIOLÓGICO (BMWP)	13
✻ ABUNDANCIA DE MACROINVERTEBRADOS	14
✻ COMPARACIÓN DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS	17
✻ APLICACIÓN DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS	19
1. ÍNDICE BIÓTICO DE FAMILIAS (IBF)	19
2. ÍNDICE BIÓTICO (RBP-III)	19
3. ÍNDICE BIÓTICO EXTENDIDO DE GHETTI (IBE)	19
4. GRUPO DE TRABAJO PARA EL MONITOREO BIOLÓGICO (BMWP)	19

DISCUSIÓN	
✿ CARACTERÍSTICAS DE SELECCIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS	21
✿ CORRELACIÓN DE LOS DIFERENTES ÍNDICES BIÓTICOS CON EL OXÍGENO DISUELTO	22
✿ APLICACIÓN DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS	24
CONCLUSIONES	26
PROPUESTAS	27
REFERENCIAS	
1. LITERATURA CITADA	28
2. LITERATURA CONSULTADA	33
ANEXO 1.- ÍNDICES BIÓTICOS UTILIZADOS	36
ANEXO 2.- LISTADOS DE PUBLICACIONES PERIÓDICAS RESULTANTES DE LA BÚSQUEDA Y SELECCIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS	47
ANEXO 3.- LISTADOS DE ORGANISMOS BENTÓNICOS IDENTIFICADOS, ORGANIZADOS POR ESTACIÓN MUESTREADA EN EL RÍO LERMA. NIVELES DE OXÍGENO DISUELTO MEDIDOS POR ESTACIÓN	57

RESUMEN

Los Índices Bióticos más utilizados son los que se basan en la utilización de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad. En México, los Índices Bióticos no son considerados dentro de los protocolos para la evaluación y el monitoreo de la calidad del agua.

En el presente trabajo se pretende comparar la eficiencia de cuatro índices bióticos (IBE, BMWP, IBF y RBP-III) para determinar el Índice Biótico adecuado para la evaluación y monitoreo de la calidad del agua del río Lerma. Este río es uno de los más importantes de México, ya que es el principal drenaje de la mesa central y la fuente de consumo de agua de la zona más poblada e industrializada del país generando que todos los usuarios utilicen a la cuenca del río Lerma como su principal drenaje.

Se realizó una búsqueda en el ASFA y se obtuvo un total de 149 artículos publicados y sobre estos se realizó la selección de índices bióticos. De estas publicaciones periódicas destacaron los siguientes índices bióticos: IBF de Hilsenhoff, Índice biótico RBP-III; IBE y BMWP. Se establecieron ocho estaciones de muestreo a lo largo del cauce del río Lerma. La colecta fue realizada por medio de la utilización de una red Surber y el periodo de muestreo comprendió los años 2000 y 2001 de acuerdo con la influencia estacional sequía (Mayo) y lluvias (Julio). El análisis de datos se realizó aplicando los distintos índices bióticos seleccionados, así mismo de un análisis de correlación para calcular la relación entre la calidad del agua y los valores de oxígeno disuelto, para medir efectividad de cada índice biótico y determinar la calidad del agua del río Lerma. Se colectaron 1070 macroinvertebrados. En las correlaciones globales calculadas el índice biótico con más alta correlación fue el IBF ($r^2=0.5002$), en contraste, los índices bióticos con menor correlación fueron el BMWP y el RBP-III con correlaciones $r^2=0.2884$ y $r^2=0.1356$, respectivamente. En términos generales, el río Lerma está en el intervalo de Contaminado a Altamente Contaminado, de acuerdo con los valores determinados por los índices bióticos, IBF, BMWP e IBE.

Palabras clave: índices bióticos, Lerma, macroinvertebrados.

INTRODUCCIÓN.

Un Índice Biótico es definido, según Graça y Coimbra (1998) como a una expresión numérica codificada de acuerdo a la presencia de bioindicadores ¹ que difieren en su sensibilidad a las condiciones ambientales. Stark (1998) lo define como: números simples que suman datos biológicos complejos y reflejan la calidad del agua. En general, lo podemos definir como un valor numérico que clasifica y describe los cuerpos de agua dulce de acuerdo con la calidad biológica del medio acuático, además, son herramientas que sirven para evaluar y monitorear la calidad de los cuerpos de agua.

Estos índices son más ventajosos que los basados en parámetros fisicoquímicos, pues los organismos tienen la capacidad de brindar información de la calidad del agua por periodos amplios de tiempo (p. ej.: semanas, meses ó años), ya sea por presencia, ausencia ó abundancia de los organismos, esto gracias a características intrínsecas de los mismos (Rosenberg y Resh, 1993).

Los Índices Bióticos más utilizados son los que se basan en la utilización de macroinvertebrados como indicadores de calidad. Estos índices se desarrollaron desde finales del siglo XIX (Kolkwitz y Marsson, 1902; citado en Dahl, 2004) pero es a partir de mediados del siglo XX, cuando tienen su mayor auge. Actualmente son tomados en cuenta en los protocolos para la evaluación de la calidad del agua en países de la Comunidad Económica Europea (CEE), así como Estados Unidos (EUA) y Canadá (Metcalf, 1996).

En México, como en la mayoría de los países en vías de desarrollo, los Índices Bióticos no son considerados dentro de los protocolos para la evaluación y el monitoreo de la calidad del agua, los órganos rectores utilizan índices fisicoquímicos, como es el caso del Índice de Calidad del Agua (ICA) utilizado por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, antes CNA) y por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

Comúnmente, los índices bióticos son utilizados más para fines experimentales que protocolarios ² en la evaluación y el monitoreo de los cuerpos de agua, esto puede ser debido a que no se han estandarizado índices bióticos para cada país ya que no se realiza investigación para determinar cuál índice aplicar, en dónde y bajo qué condiciones.

Los resultados obtenidos en la implementación de un solo Índice Biótico no son completamente satisfactorios, esto ha llevado a los científicos a desarrollar una diversidad de estos indicadores por ejemplo: Índice Saprobiótico; Índice Biótico extendido, IBE; Índice Biótico de Familias, IBF; Índice Biótico del río Trent, IBT; Índice Biótico Belga, IBB; Grupo de Trabajo para el Monitoreo Biológico, BMWP; entre tantos otros. Estos índices se utilizan de acuerdo a los objetivos que persigue cada profesional en sus respectivas áreas y de acuerdo con los grupos taxonómicos a trabajar así como la técnica de muestreo aplicado. Por ejemplo, autores como

¹ Bioindicador u Organismo Indicador: organismos que llegan a ser numéricamente dominantes sólo bajo un conjunto de condiciones ambientales muy específicas (Mandaville, 1999).

² Protocolo: Un método para tratar o resolver con ciertos tópicos. Un protocolo de bioevaluación son esencialmente una síntesis de métodos que han sido aplicados por agencias ambientales para evaluar habitats y/o colecciones de organismos acuáticos (Barbour *et al.*, 1999. EPA 841-B-99-002.)

Hawkes (1979), Suess (1982), Hellawell (1986), Rosenbergh y Resh (1993), mencionan que los macroinvertebrados no reaccionan ante bajas concentraciones de contaminantes, su distribución y abundancia puede ser afectada por otros factores distintos a la calidad del agua, además, ciertos grupos son taxonómicamente difíciles de identificar. Sin embargo, ofrecen muchas ventajas debidas a su biología pues: 1) Están en todas partes y pueden ser afectados por perturbaciones ambientales de formas distintas; 2) El gran número de grupos y especies envueltos ofrece una gama de respuestas a las presiones ambientales; 3) Por su naturaleza sedentaria permite análisis efectivos de contaminantes ó efectos perturbadores; 4) Ciclos de vida largos, comparados con otros grupos, lo que permite conocer cambios temporales causados por perturbaciones de diversos tipos; 5) Actúan como monitores continuos del agua que habitan, permitiendo análisis a largo plazo de las descargas, tanto regulares como intermitentes, y de las concentraciones variables de contaminantes ya sean aislados ó múltiples (Rosenberg y Resh, 1993).

Por otro lado, autores como Resh (1996), proponen investigaciones de los métodos de evaluación ³ y monitoreo biológicos ⁴ para su uso en países en vías de desarrollo, donde los recursos económicos y humanos son generalmente muy limitados para realizar el monitoreo y la evaluación de la calidad del agua. El mayor problema al que se enfrentan los países ó los órganos rectores, es la selección específica ó la adaptación de un índice biótico que cubra las necesidades particulares de cada cuerpo de agua y de cada país.

En México, la Comisión Nacional del Agua (CNA) y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) no han establecido un índice biótico para determinar el grado de degradación de los afluentes así como el monitoreo de su calidad del agua. El presente trabajo analizará y determinará cuál índice biótico basado en la utilización de macroinvertebrados es el adecuado para su aplicación en el río Lerma.

³ Bioevaluación: es una evaluación de la condición de un cuerpo de agua usando muestreos biológicos y otras medidas directas de la biota residente de las aguas superficiales (Barbour *et al.*, 1999. EPA 841-B-99-002)..

⁴ Biomonitoreo ó monitoreo biológico: uso sistemático de respuestas biológicas para evaluar cambios ambientales con la intención de usar esta información en un programa de control de calidad ambiental (Rosenberg y Resh, 1993).

OBJETIVOS.

- **Objetivo general.**

Comparar la eficiencia de los cuatro índices bióticos (IBE, BMWP, IBF y RBP-III) para determinar el Índice Biótico adecuado para la evaluación y monitoreo de la calidad del agua del río Lerma.

- **Objetivos particulares**

Comparar la eficiencia de los cuatro índices bióticos más aplicados, dentro de las publicaciones científicas periódicas, como son: Índice Biótico Extendido (IBE), Grupo de trabajo para el monitoreo biológico (BMWP), Índice Biótico de Familias (IBF) y el Índice Biótico de Hilsenhoff (RBP-III).

Determinar cuál de los cuatro índices bióticos es adecuado para evaluar y monitorear eficientemente la calidad del agua del río Lerma correlacionándolos con los parámetros de oxígeno disuelto.

Determinar y comparar la calidad del agua del río Lerma por medio de la utilización de los cuatro índices bióticos.

ANTECEDENTES

En México, el único antecedente de aplicación de un Índice Biótico y con publicación en revistas arbitradas internacionalmente es el de Henne y colaboradores (2002). El trabajo de Henne y colaboradores (2002) no fue hecho en el área de estudio actual sino en un río del estado de Jalisco, el río Ayuquila, el cual, por sus características latitudinales y el tipo de descargas vertidas al río no lo hacen ni siquiera similar al del presente trabajo. Por lo tanto, el presente trabajo es único e innovador.

• **ÁREA DE ESTUDIO.**

El río Lerma atraviesa los estados de México, Michoacán, Querétaro, Guanajuato y Jalisco. Pertenece a la cuenca hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, ubicada en la región Administrativa VIII (Figura 1). Se origina en los manantiales de Almoloya del Río en el Estado de México y atraviesa con dirección noroeste, y como tal, desemboca en el Lago de Chapala (CNA, 2003).

En su recorrido, de aproximadamente 700 Km (desde su origen hasta el Lago de Chapala), se integran ríos tributarios como La Gavia, Jaltepec, La Laja, Silao-Guanajuato, Turbio, Angulo y Duero.

La cuenca hidrológica Lerma-Chapala tiene una bien definida temporada de lluvias, que va de Junio a Octubre; y una temporada de secas, la cual tiene lugar el resto del año, con ocasionales precipitaciones ocasionales durante Diciembre y Enero. Este ciclo controla las actividades agrícolas en la cuenca y gobierna parcialmente el comportamiento del nivel del agua en el Lago de Chapala (Aparicio, 2001).

El río Lerma ha sido dividido en tres áreas principales de acuerdo al nivel altitudinal: el Alto Lerma, desde los 2200 hasta 1800 msnm; el Medio Lerma, desde los 1800 hasta los 1600 msnm; y el Bajo Lerma, desde los 1600 msnm hasta por debajo de los 1500 msnm (*cf* Cuadro I) (CNA, 1993).

Cuadro I.-Divisiones del río Lerma, de acuerdo con altitud (msnm, metros sobre el nivel del mar), límites que comprende y localidades que cruza.

Región Lerma	Altitud(msnm)	Límites	Localidades importantes que cruza
Alto Lerma	2200- 1800	Desde su origen hasta la Presa Solís	Toluca, Edo. de Méx.: Atlatomulco, Edo. de Méx.; Presa de Tepuxtepec, Mich.; Solís, Edo. de Méx.; Presa Solís, Gto.
Medio Lerma	1800- 1600	Desde la Presa Solís hasta Yurécuaro	Presa Solís, Gto.; Acámbaro, Gto.; Salvatierra, Gto.; Salamanca, Gto.; Santa Ana Pacheco, Gto.; La Piedad, Mich.; Yurécuaro, Mich.
Bajo Lerma	1600- 1500	Desde Yurécuaro hasta el Lago de Chapala	Yurécuaro, Mich.; La Barca, Jal.; Briseñas, Jal.; Ibarra, Jal.

El río Lerma es uno de los más importantes de México, ya que es el principal drenaje de la mesa central y la fuente de consumo de agua de la zona más poblada e industrializada del país

(6,715 industrias y casi 10.5 millones de personas, de acuerdo con el INEGI, 2000). Los asentamientos humanos a lo largo de la cuenca del río Lerma junto con las actividades que realizan (agropecuario, urbano, e industrial), han generado detrimento en la calidad ambiental incluyendo el agua (CNA, 1993), ya que todos los usuarios utilizan a la cuenca del río Lerma como su principal drenaje, provocando una contaminación del 91% de este río y sus afluentes (SEMARNAT, 2002).

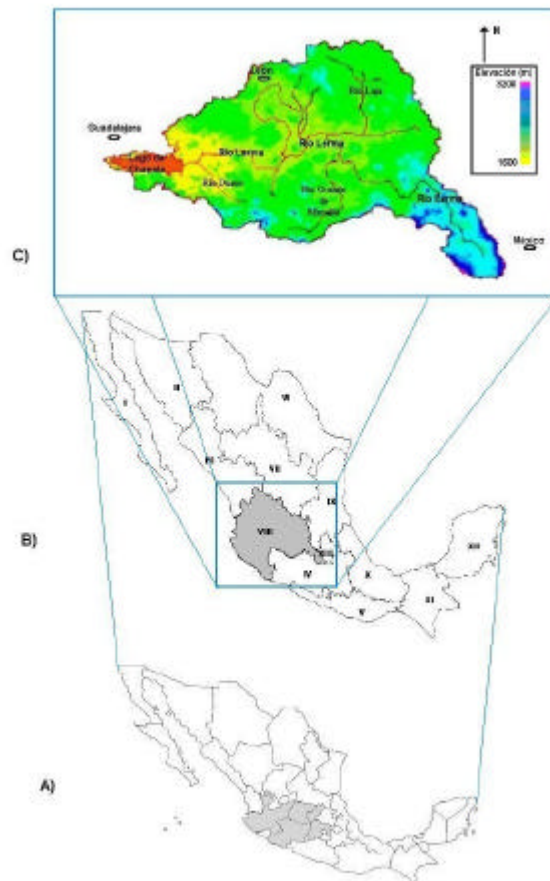


Figura 1.-Cuenca hidrológica Lerma-Chapala. A) Estados que cruza el río Lerma (señalados en tono oscuro). B) Región Administrativa VIII a la que pertenece el Río Lerma (regiones administrativas de México, de I a XIII). C) Río Lerma y sus principales afluentes, desde su origen en el Estado de México hasta su desembocadura en el Lago de Chapala, con recuadro de altitudes en metros sobre nivel del mar (msnm); (CNA, 1993; SEMARNAT, 2002; modificado por Padilla G., con Paint Shop Pro v.6).

- **LOS MACROINVERTEBRADOS Y SU IMPORTANCIA EN LOS INDICES BIÓTICOS.**

El creciente interés por conocer el estado actual de los cuerpos acuáticos y su evolución en el tiempo, ha estimulado una fuerte investigación durante las dos últimas décadas, en la búsqueda de establecer estándares de calidad biológica del agua ⁵, que permitan satisfacer las

⁵ El término calidad del agua no es un concepto absoluto, por el contrario es relativo que depende del destino final del recurso, en el presente caso, se considera que un medio acuático presenta buena calidad biológica cuando tiene

demandas del uso del recurso en sus distintas áreas, a través del uso de organismos indicadores de la calidad de los ambientes acuáticos, como en este caso de los macroinvertebrados.

El uso de los macroinvertebrados como bioindicadores para la determinación de la calidad del agua se remonta a los métodos utilizados en Europa a principios de 1950 y se tuvo mayor consideración en las respuestas que ofrecían plantas y animales como evidencia directa de la contaminación (Hawkes, 1979) y trabajaban sobre la premisa de la tolerancia o nivel de respuesta. Hay algunos índices que se basan en la presencia o ausencia de algunos taxones, el número ó proporción del total de cada taxón o alguna medida de diversidad (Armitage *et al.*, 1983; Resh *et al.*, 1996). Algunos otros en cambios a nivel morfológicos, fisiológicos ó de desarrollo de estos organismos que puedan indicar que las condiciones físicas y/o químicas están fuera de sus límites naturales (Rosenberg y Resh, 1993). Muchos de los métodos numéricos basados en la asignación de puntajes a la biota acuática, tienen su origen en los primeros trabajos desarrollados por Kollwitz y Marson en 1908, quienes dieron a conocer el Sistema Saprobioótico continental, el cual sentó las bases para el desarrollo de nuevos o ajustes de éste (Beck, 1954), como el Índice Biótico del río Trent (TBI) desarrollado por Woodiwis (1964) y modificado posteriormente por Ghetti (1986), y denominado como Índice Biótico Extendido (IBE). Por otro lado, en Norteamérica se han desarrollado otros índices, siendo uno de los más utilizado el Índice Biótico de Familias de Hilsenhoff (1988), el cual es una modificación de su primer índice que fue creado para determinar la calidad del agua en Wisconsin (Hilsenhof, 1987) posteriormente hizo una adaptación de su índice biótico de familias para los protocolos de bioevaluación rápida de la EPA, el cual sufrió nuevamente modificaciones para cada localidad.

En la práctica, los macroinvertebrados son el grupo más usado para valorar la calidad del agua (Hawkes, 1979; Wiederholm, 1980; Suess, 1982; Hellawell, 1986; Abel, 1989; Cairns y Pratt, 1993). Ofrecen muchas ventajas, las cuales se deben a su biología:

- Están en todas partes y pueden ser afectados por perturbaciones ambientales de formas distintas.
- El gran número de grupos y especies envueltos ofrece una gama de respuestas a las presiones ambientales
- Su naturaleza sedentaria permite análisis efectivos de contaminantes ó efectos perturbadores.
- Ciclos de vida largos, comparados con otros grupos, lo que permite conocer cambios temporales causados por perturbaciones de diversos tipos.

Además de lo anterior, los macroinvertebrados actúan como monitores continuos del agua que habitan, permitiendo análisis a largo plazo de las descargas, tanto regulares como intermitentes, y de las concentraciones variables de contaminantes ya sean aislados ó múltiples (Rosenberg y Resh, 1992).

- **EL OXÍGENO DISUELTO COMO UN FACTOR DETERMINANTE EN LOS CAMBIOS DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BÉNTICOS.**

La vida en los ambientes dulce acuícolas a llevado a los macroinvertebrados a adaptarse

unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de organismos que le son propias (Alba-Tercedor, 1996).

para colonizar los distintos hábitat acuáticos existentes así como su infinidad de microambientes.

La vida en estos ambientes no representa gran problema para los grupos de macroinvertebrados que tienen un origen acuático, los cuales tienen estructuras respiratorias adaptadas a funcionar bajo el agua (branquias), donde la cantidad de oxígeno es muy pequeña (12-15 ppm en agua fría saturada de oxígeno) a comparación con el ambiente terrestre (200,000 ppm de oxígeno atmosférico) (Merritt y Cummings, 1996). Sin embargo, para los grupos que su origen es terrestre, han tenido que desarrollar una gran cantidad de adaptaciones de sus estructuras respiratorias, p. ej.: los caracoles pulmonados llenan la cavidad del manto con agua, esta cavidad una vez llena empieza a funcionar junto con el resto del cuerpo como una branquia (Hynes, 1970); la mayoría de los insectos en sus estadios larvales ó ninfales tiene sistemas traqueales cerrados o relativamente cerrados, normalmente acondicionados con branquias traqueales ó mediante la utilización de pigmento (hemoglobina).

Estas adaptaciones están íntimamente relacionadas con la disponibilidad del oxígeno disuelto en los microambientes que cada grupo de macroinvertebrados habita, y esta capacidad de sobrevivir a determinada concentración de oxígeno disuelto es lo que se denomina tolerancia.

En un extremo del espectro de tolerancia encontramos a aquellos organismos que resisten ó toleran bajas concentraciones de oxígeno disuelto, estos incluyen los respiradores de oxígeno atmosférico p. ej.: mosquitos (*Culex*), caracoles pulmonados (*Physa*), escarabajos (Coleoptera); y algunos organismos que tienen hemoglobina como: gusanos tubífidos (*Tubifex*) y chironómidos (*Chironomus*). En el extremo contrario encontramos a los macroinvertebrados denominados intolerantes, los cuales tienen una demanda alta de oxígeno disuelto, p. ej.: polillas de agua o tricópteros (Trichoptera), efímeras (Ephemeroptera) e insectos piedra o plecópteros (Plecoptera). Y entre ambos extremos encontramos a los macroinvertebrados con tolerancia intermedia ó facultativos, los cuales soportan concentraciones relativamente bajas ó bajas de oxígeno disuelto por periodos de tiempo cortos, entre estos están los crustáceos (*Asellus* y *Gammarus*), sanguijuelas (Hirudinea), almejas (*Sphaerium* y *Pisidium*), Libélulas y Caballitos del diablo (Odonata) (Welch y Jacoby, 2004).

Por otro lado, existen sustancias químicas tóxicas que son introducidos por el hombre a los ambientes acuáticos de forma incidental ó a propósito (escurrimientos de agroquímicos por lluvias ó desechos industriales) que afectan la fisiología y morfología de los macroinvertebrados acuáticos. Estas sustancias tóxicas pueden estresar las estructuras respiratorias u otros sistemas de estos organismos y por tanto, modificar las tasas respiratorias ó infligir daño físico sobre los macroinvertebrados.

Los sistemas respiratorios de los insectos acuáticos son muy sensibles a los tóxicos ya que las branquias traqueales no sólo funcionan como superficies respiratorias sino, sirven también como sitios activos de absorción de iones y por lo tanto, posiblemente para la absorción de químicos tóxicos. En algunos casos, la respiración puede no ser afectada directamente por los tóxicos pero las superficies respiratorias pueden estar envueltas en la absorción de sustancias químicas que terminan por afectar otros órganos (hidrocarburos aromáticos policíclicos, pah, por sus siglas en inglés; metales pesados; metabolitos secundarios de algunas algas y bacterias) (Welch y Jacoby, 2004; Mandaville, 1999; Merritt y Cummings, 1996).

MÉTODO.

- **Búsqueda y selección de índices bióticos**

Se realizó una búsqueda de publicaciones periódicas que incluyó artículos científicos publicados en revistas internacionales arbitradas, además de monografías y resúmenes de congresos internacionales. Con base en la consulta realizada en el ASFAs (Aquatic Science and Fisheries Abstracts, 23/Feb/2006), esta base de datos bibliográfica internacional es sobre ciencias acuáticas y pesca, tecnología y administración de los recursos y ambientes marinos, de aguas salobres y de agua dulce, incluidos sus aspectos socioeconómicos y jurídicos. El ASFAs es el producto principal de ASFIS (Aquatic Sciences and Fisheries Information System) y es coordinado por la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, por sus siglas en inglés). El objetivo principal del ASFAs es difundir información sobre ciencias acuáticas y la pesca en todo el mundo. El ASFAs contiene más de 1 millón de referencias catalogadas desde 1971 y cada mes se incorporan a la base de datos 3,500 nuevas referencias bibliográficas (FAO, 2006).

Esta búsqueda se realizó dentro del área de consulta de las ciencias naturales acuáticas (con descriptores de búsqueda: calidad del agua, agua dulce, ríos, afluentes, monitoreo ambiental, especies indicadoras, bentos, contaminación, macrofauna, índices bióticos, perturbación del ecosistema, y áreas afines). De esta búsqueda bibliográfica se descartaron las publicaciones periódicas que proponían nuevos índices y se centró la selección en los utilizados para la evaluación y monitoreo de la calidad del agua aplicado a ríos

Posteriormente se realizó un conteo por publicación en lo referente a cuál índice ó índices eran utilizados por publicación.

La selección de índices bióticos se basó en el objetivo de identificar cuál o cuales índices bióticos son más aplicados a nivel experimental y a nivel protocolario en todo el mundo. Como más utilizado nos referimos a que fue aplicado más veces que otros índices bióticos. Esta selección fue llevada a cabo con la cuantificación de las veces en que fue citado el índice biótico y en las publicaciones en que fue utilizado más de uno.

- **Datos de Campo**

Se hicieron visitas a las distintas localidades del río Lerma y la colecta de los macroinvertebrados se llevó a cabo por medio de una red Surber (Surber sampler, en inglés; de las siguientes dimensiones 50 cm de ancho X 50 cm de ancho X 50 cm de alto), con cedazos de malla (con una abertura de malla de 500 μm). Se hizo un arrastre a contracorriente, dentro del cuadrante, agitando el fondo; en zonas de alta y baja energía (centro y orilla del cauce), y se siguió la técnica utilizada por Needham y Usinger (1956). Antecediendo a la captura de los organismos, se registraron los parámetros físicoquímicos (Oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad) los cuales se obtuvieron con una sonda multisensor Hydrolab® modelo Datasonde 4.

Los organismos capturados se fijaron con alcohol al 70% en frascos previamente etiquetados

para su identificación, la cual fue realizada y publicada por Islas (2003).

El periodo de muestreo comprendió los años 2000 y 2001, se consideró la influencia estacional como indicador de las condiciones hidrológicas de la cuenca en sus dos dinámicas estacionales: sequía (Mayo) y lluvias (Julio).

Se establecieron ocho estaciones de muestreo a lo largo del cauce del río Lerma, bajo el criterio de zonas ambientales las cuales están divididas en tres zonas de distribución de acuerdo con la altitud: alta, media y baja (cf Cuadro II y Figura 2).

Cuadro II.- Relación de la red de muestreo, su ubicación y zona del río Lerma a la que pertenece, los números de estación perteneces a su ubicación en la Figura 2.

No. de Estación	Localidad	Estado de la República al que pertenece	Altitud (msnm)	Zona del río Lerma
1	Atacomulco	Estado de México	2435	Alto Lerma
2	Chupícuaro	Guanajuato	1720	Medio Lerma
3	El Sabino	Guanajuato	1740	Medio Lerma
4	Pueblo Nuevo	Guanajuato	1650	Medio Lerma
5	La Calle	Guanajuato	1670	Medio Lerma
6	Yurécuaro	Michoacán	1510	Bajo Lerma
7	La Barca	Jalisco	1500	Bajo Lerma
8	Ibarra	Jalisco	1500	Bajo Lerma



Figura 2.-Ubicación cartográfica de las estaciones de muestreo numeradas de acuerdo con la Cuadro II, (SEMARNAT, 2002, modificado por Padilla G., con Global Mapper v. 5.0).

- **Análisis de Datos.**

El análisis de datos se realizó aplicando los distintos índices bióticos seleccionados, así mismo se aplicó un análisis estadístico de correlación para calcular la relación entre los resultados de la calidad del agua (obtenidos de la aplicación de los índices bióticos, en las distintas estaciones y periodos de muestreo) así como los valores medidos de oxígeno disuelto, con la finalidad de probar la efectividad de cada índice biótico para determinar la calidad del agua del río Lerma, basado en lo descrito por Kolbe y Luedke (1993), y Boyd (1990). Estos autores mencionan que los contaminantes orgánicos son materiales que indirectamente causan el decremento del oxígeno disuelto en aguas superficiales. Los organismos involucrados en la descomposición (bacterias) de estos materiales orgánicos causan el agotamiento del oxígeno por respiración. Los efectos de desechos orgánicos son generalmente crónicos con un deterioro gradual del ecosistema acuático a lo largo del tiempo. Estas fuentes también tienen el potencial de causar daños inmediatos a una comunidad acuática. Grandes volúmenes de aguas negras, fertilizante concentrado y un incremento o decremento de la temperatura pueden causar efectos inmediatos y frecuentemente letales en una comunidad acuática.

La interpretación de los valores de los coeficientes de correlación estuvieron basados en los parámetros publicados por Cann (2003):

- ✓ Las relaciones son consideradas **débiles** si se encuentran en el intervalo de **0** a **0.33**.
- ✓ Las relaciones son consideradas **medianamente fuertes** si se encuentran en el intervalo de **0.34** a **0.66**.
- ✓ Las relaciones son consideradas **fuertes** si son mayores a **0.67**.

- **Determinación de la calidad del agua del río Lerma.**

La determinación de la calidad del agua del río Lerma se llevó a cabo utilizando los distintos Índices Bióticos, IBF, BMWP, IBE y RBP-III (cf Anexo 1) a los distintos valores de diversidad obtenidos de la colecta de los macroinvertebrados en las diferentes estaciones de muestreos y en los periodos de colecta.

RESULTADOS.

- **Búsqueda y Selección de los Índices Bióticos.**

De la búsqueda en el ASFA se obtuvo un total de 149 artículos publicados relacionados con los índices bióticos (desde 1971 a marzo de 2006). Se descartaron los índices de diversidad ya que Cao y colaboradores (1996) mencionan que los índices de diversidad son menos informativos, es decir, sólo dan información de la estructura de las comunidades y se basan únicamente en el número de grupos presentes y no de la capacidad de tolerancia a la contaminación; y los índices bióticos trabajan con la abundancia así como con la composición de la comunidad macrobéntica. Por otro lado, no se consideró el índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) debido a que únicamente se basa en riqueza de los grupos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Resh, 1996). Tanto los índices de diversidad como el EPT autores como Sharma y Moog (2006), Resh y Jackson (1993) y Resh (1996) no los consideran como índices bióticos, ya que, basándonos en lo descrito por Washington (1984) “...un índice de diversidad tiene un gran fundamento en la estructura comunitaria y un índice biótico es un parámetro específico basado en organismos indicadores. Un índice biótico es un índice de mortalidad de varios organismos de diferente taxa y niveles tróficos dentro de la comunidad...”, es decir, ambos índices se interesan por la “salud ó bienestar” de la comunidad biológica pero se ocupan de distintas cosas, el índice de diversidad describe la estructura comunitaria y el índice biótico no representa a esta estructura ya que sólo se basa en organismos indicadores, aunque cabe destacar que algunos índices brindan cierto peso a las abundancias relativas para dar valores de tolerancia a los taxa. Por lo cual, la búsqueda en los 149 artículos generó una eliminación de 81 artículos publicados debido a lo mencionado referente a los índices bióticos y arrojó un total de 68 artículos publicados sobre los cuales se realizó la selección de índices bióticos (*cf* Anexo 2).

De las 68 publicaciones periódicas destacaron los siguientes: Índice biótico de Familias (IBF) de Hilsenhoff (1988), Índice biótico (BI) de Hilsenhoff (1987), al que posteriormente le llamaremos RBP-III; Índice Biótico Extendido (IBE) de Ghetti (1986) y el Grupo de trabajo para el monitoreo biológico (BMWP). Para la comparación realizada en este trabajo, se decidió emplear una modificación del índice biótico (BI) de Hilsenhoff (1987). Esta modificación realizada por Plafkin y colaboradores (1989), es utilizado por la EPA como un Protocolo Rápido de Evaluación y es denominado como RBP-III (Mandaville, 2002). A diferencia del trabajo original basado en determinaciones a nivel de especie (en la mayoría de los casos), el RBP-III se basa en la identificación a nivel de género.

De la lista de valores de tolerancia publicada por Plafkin y colaboradores (1989), se descartaron a las especies, pero se mantuvieron los géneros, ya que, para el presente trabajo la identificación sólo llegó a nivel de género. Cabe señalar que la lista de especies publicada por Plafkin ascendía a más de 1000 taxones específicos y la lista para la determinación del valor de tolerancia utilizada en el presente trabajo fue reducida a 500 géneros aproximadamente.

Los índices más utilizados en la literatura y por tanto los seleccionados para ser aplicados en el presente trabajo son los siguientes:

1. **Índice Biótico de Familias (IBF):** Es el más utilizado, 24 veces en 68 publicaciones

periódicas consultadas. Este índice biótico basado en macroinvertebrados, está establecido por el gobierno de Estados Unidos y su dependencia ambiental (EPA) en sus Protocolos Rápidos de Evaluación para el monitoreo y evaluación de la calidad del agua de afluentes (Barbour, *et al.*, 1999).

Hilsenhoff propone que para calcular este índice es necesaria la identificación de artrópodos hasta el nivel de familia. Requiere del conteo de los individuos de cada familia, a partir de este número se asigna una calificación en una escala de 0 a 10, este valor indica la tolerancia de cada familia ante los contaminantes. Los resultados son interpretados de acuerdo con las equivalencias mostradas en el Cuadro III.

Cuadro III-Interpretación de valores de Índice Biótico de Familia ó IBF (Hilsenhoff, 1988).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	0.00-3.75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente
II	3.76-4.25	Muy Buena	Posible contaminación orgánica ligera
III	4.26-5.00	Buena	Poca contaminación orgánica
IV	5.01-5.75	Aceptable	Ligera contaminación orgánica significativa
V	5.76-6.50	Ligeramente pobre	Contaminación orgánica significativa
VI	6.51-7.25	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
VII	7.26-10.00	Muy Pobre	Alta contaminación orgánica

2. **Índice biótico (RBP-III):** Utilizado 17 veces en 68 publicaciones periódicas consultadas. Fue adaptado por Plafkin y colaboradores (1989) como un Protocolo de Bioevaluación Rápido (RBP-III, Plafkin *et al.*, 1989). Basado en el índice biótico (BI) de Hilsenhoff (1987). Este es la base del índice biótico utilizado en el estado de Nueva York, EUA (Bode *et al.*, 1991, 1996, 2002). Este índice ha sido modificado para incluir especies distintas a los artrópodos y puede ser aplicable para otro tipo de contaminantes como pueden ser metales pesados, aunque únicamente ha sido evaluado para contaminantes orgánicos.

Para calcular este índice se requiere de la identificación de los macroinvertebrados a nivel de familia, genero y/o especie. A cada taxón se le da un valor de tolerancia, que parte de 0 para los organismos muy intolerantes a los desechos orgánicos y llega a 10 para organismos muy tolerantes a este tipo de contaminantes. La mayoría de estos valores fueron tomados de Hilsenhoff (1982). Para las especies no incluidas en los listados de Hilsenhoff (1982), los valores fueron asignados con los datos de la calidad del agua de la unidad de inspección de biomonitoreo del estado de Nueva York (E.U.A), así como los trabajos realizados por Bode y colaboradores (1996), Hauer y Lamberti (1996), Hilsenhoff (1988), Plafkin y colaboradores (1989). Una vez asignados los valores de tolerancia para cada taxón, se comparan los resultados con una clase de calidad del agua (*cf* Cuadro IV).

Cuadro IV.-Clase de la calidad del agua utilizando Protocolo de Bioevaluación Rápido-III ó RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	0.00-3.50	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente
II	3.51-4.50	Muy Buena	Posible contaminación orgánica ligera
III	4.51-5.50	Buena	Poca contaminación orgánica
IV	5.51-6.50	Aceptable	Ligera contaminación orgánica significativa
V	6.51-7.50	Ligeramente pobre	Contaminación orgánica significativa
VI	7.51-8.50	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
VII	8.51-10.00	Muy Pobre	Alta contaminación orgánica

3. **Índice Biótico Extendido de Ghetti (IBE):** 16 veces utilizado en 68 publicaciones periódicas consultadas. Este índice es una modificación del Índice biótico del río Trent (TBI) desarrollado por Woodiwiss en 1964 para el gobierno inglés (Tren River Authority), posteriormente Ghetti (1986) hizo una modificación para Italia.

El índice está basado en la sensibilidad a la contaminación de grupos claves, y en el número de grupos que componen la muestra (*cf* Anexo 1, Cuadro VI). El intervalo de cobertura va de 0 a 14 (intolerantes 14, tolerantes 0) y se asocia a una tabla de calidad de clase (*cf* Cuadro V).

Cuadro V.- Cuadro de conversiones de los valores del Índice Biótico Extendido ó IBE, en clases de calidad del agua (Ghetti, 2000).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	10-14	No contaminado	Ambiente no alterado de forma sensible
II	8-9	Ligeramente Contaminado	Ambiente con moderados síntomas de alteraciones, fauna afectada
III	6-7	Contaminado	Ambiente alterado
IV	4-5	Severa contaminación	Ambiente muy alterado
V	0-3	Alta contaminación	Ambiente fuertemente degradado

4. **Grupo de trabajo para el monitoreo biológico (BMWP):** 13 veces utilizado en 68 publicaciones periódicas consultadas. Desarrollado en Inglaterra por Hellowell (1978), adaptado para España por Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988), para Alemania por Tittizer (1981) y para Norteamérica por Mackie (2001).

El BMWP atribuye valores simples a las familias de los organismos colectados de acuerdo a la tolerancia a la contaminación.

Se realiza la sumatoria total de los valores de cada familia y se compara con un parámetro de calidad patrón (*cf* Cuadro VI).

Cuadro VI.-Clases de calidad y significación de los valores del BMWP (Hellowell, 1978).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	>100	Muy Bueno	No contaminadas o no alteradas de modo sensible
II	71-100	Buena	Ligeramente impactadas pero limpia
III	41-70	Moderado	Moderadamente contaminadas
IV	11-40	Pobre	Contaminadas
V	0-10	Muy Pobre	Altamente contaminadas ó impactadas

- **Abundancia de macroinvertebrados.**

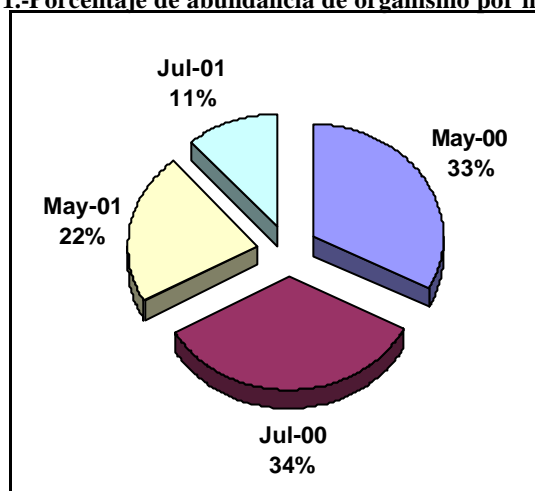
Se colectaron, en total, 1070 macroinvertebrados, los cuales se determinaron como pertenecientes a 4 Phyla (*cf* Cuadro VIIa), 6 Clases (*cf* Cuadro VIIb), 14 Órdenes (*cf* Cuadro VIIc), 32 Familias (*cf* Cuadro VIId) y 42 Géneros (*cf* Cuadro VIIe). La mayor abundancia de macroinvertebrados se registró en Julio de 2000 con 368 organismos (34%), en contraste, en Julio de 2001 se presentó la menor abundancia con 123 organismos (11%), en Mayo de 2000 y de 2001 las abundancias fueron de 350 y 233 organismos respectivamente, lo cual representó el 33% para el mes de Mayo de 2000 y el 22% para el mismo mes del siguiente año (*cf* Figura 1).

Cuadro VII (a-e).-Listado Taxonómico de organismos colectados. a)Phyla, b)Clases, c)Órdenes, d)Familias, e)Géneros.

a		b		c	
PHYLA		CLASES		ORDEN	
	PLATYHELMINTES		TURBELLARIA		TRICLADIDA
	MOLLUSCA		GASTROPODA		PULMONATA
	ANNELIDA		PELECYPODA		HETERODONATA
	ARTHROPODA		OLIGOCHAETA		PHARYNGOBDELLIDA
			CRUSTACEA		RHYNCHOBDELLIDA
			INSECTA		ISOPODA
					AMPHIPODA
					DECAPODA
					EPHEMEROPTERA
					ODONATA
					HEMIPTERA
					TRICOPTERA
					COLEOPTERA
					DIPTERA

d		e	
FAMILIAS		GÉNEROS	
	Planariidae		<i>Dugesia</i>
	Physidae		<i>Corisella</i>
	Sphaeriidae		<i>Cura</i>
	Erpobdellidae		<i>Notonecta</i>
	Glossiphoniidae		<i>Physa</i> (?)
	Asellidae		<i>Ambrysus</i>
	Gammaridae		<i>Sphaerium</i>
	Cambaridae		<i>Mesovelia</i>
	Baetidae		<i>Erpobdella</i>
	Tricorythidae		<i>Rhagovelia</i>
	Coenagrionidae		<i>Hellobdella</i>
	Lestidae		<i>Trochopus</i>
	Libellulidae		<i>Asellus</i>
	Corduliidae		<i>Polycentropus</i>
	Belostomatidae		<i>Lirceus</i>
	Planariidae		<i>Laccophilus</i>
			<i>Gammarus</i>
			<i>Hydrophilus</i>
			<i>Cambarellus</i>
			<i>Tropisternus</i>
			<i>Baetis</i>
			<i>Berosus</i>
			<i>Callibaetis</i>
			<i>Sperchopsis</i>
			<i>Leptohyphes</i>
			<i>Macronychus</i>
			<i>Tricorythodes</i>
			<i>Tipula</i>
			<i>Enallagma</i>
			<i>Culex</i>
			<i>Ischnura</i>
			<i>Chironomus</i>
			<i>Lestes</i>
			<i>Pentaneura</i>
			<i>Libellula</i>
			<i>Simulium</i>
			<i>Epitheca</i>
			<i>Stratiomys</i>
			<i>Belostoma</i>
			<i>Ablabesmyia</i>
			<i>Sigara</i>
			<i>Eristalis</i>

Figura 1.-Porcentaje de abundancia de organismo por muestreo.



De los 14 órdenes registrados, el mayor número de órdenes se encontró en el mes de Mayo-00 con un total de 12 organismos (*cf* cuadro VIIIa), pero no así el número de géneros, donde tuvo una de las menores cantidades registradas (19 géneros), que al compararlo con el siguiente año en el mismo mes (May-01), resultó que éste fuera el de menor número en cuanto a órdenes se refiere con 9, pero con el de mayor número de géneros registrados, 25 (*cf* Cuadro VIIIc). Y en cuanto a familias se refiere, siempre obtuvo el mayor registro para el segundo periodo, registrando el mismo número en los meses lectivos de este periodo, (*cf* Cuadro VIIIb).

Cuadro VIII. Muestra la relación cuantitativa, de los grupos colectados, por nivel de organización, a)Orden, b)Familia, c)Género

a		b		c	
Mes	# Órdenes	Mes	# Familias	Mes	# Géneros
May-00	12	May-00	16	May-00	19
Jul-00	10	Jul-00	14	Jul-00	17
May-01	9	May-01	18	May-01	25
Jul-01	10	Jul-01	18	Jul-01	20

La estación que presentó mayor abundancia de organismos fue Atlacomulco y la que presentó menor abundancia fue Ibarra; en La Barca, para Julio de 2000, no se colectaron organismos porque no se encontró agua en el área de muestreo ⁶. A pesar de que en la región del Alto Lerma sólo se eligió una estación de muestreo, es la más diversa; a diferencia del Bajo Lerma, que con 3 estaciones de muestreo presentó una diversidad baja, incluso comparándola con el Medio Lerma (*cf* Cuadro IX).

⁶ Se desconoce la causa de la falta de agua en esta localidad durante esta fecha. Probablemente se deba al desvío del cauce por el riego de campos de cultivo y el represamiento para los mismos fines.

Cuadro IX.-Abundancias de organismos en cada estación. Se presenta la abundancia (número de organismos colectados) por fecha de muestreo y el total de estos por estación. El número entre paréntesis representa el número de la estación de muestreo.

Regiones del Río Lerma	Nombre y Número de Estación	Fecha de Muestreo	Abundancia (# orgs colectados)	Total (# orgs colectados totales)
Alto Lerma	Atlacomulco (1)	Mayo 2000	240	722
		Julio 2000	330	
		Mayo 2001	83	
		Julio 2001	69	
Medio Lerma	Chupícuaro (2)	Mayo 2000	7	51
		Julio 2000	26	
		Mayo 2001	16	
		Julio 2001	2	
	El Sabino (3)	Mayo 2000	19	84
		Julio 2000	26	
		Mayo 2001	19	
		Julio 2001	20	
	Pueblo Nuevo (4)	Mayo 2000	2	67
		Julio 2000	1	
		Mayo 2001	54	
		Julio 2001	10	
	La Calle (5)	Mayo 2000	66	85
		Julio 2000	3	
		Mayo 2001	9	
		Julio 2001	7	
Bajo Lerma	Yurécuaro (6)	Mayo 2000	4	17
		Julio 2000	4	
		Mayo 2001	5	
		Julio 2001	4	
	La Barca (7)	Mayo 2000	10	55
		Julio 2000	---	
		Mayo 2001	44	
		Julio 2001	1	
	Ibarra (8)	Mayo 2000	2	10
		Julio 2000	3	
		Mayo 2001	3	
		Julio 2001	2	
TOTAL				1070

- **Comparación de los Índices Bióticos.**

De los índices utilizados en el presente trabajo (IBF, RBP-III, IBE, BMWP) sólo el RBP-III presentó dificultades para identificar a los organismos (la identificación fue a nivel de género).

Para emplear el RBP-III es necesario tener mucho mayor experiencia en la determinación que en cualquiera de los demás índices; esto le confiere precisión pero no es práctico para una evaluación rápida ya que son necesarias claves de identificación a nivel de género y por tanto es necesario el uso de equipo sofisticado y un costo más elevado de horas/hombre. Por ejemplo, para identificar a los organismos a nivel de género en el presente trabajo se utilizó un microscopio de disección Wild, modelo M3Z Kombistereo, 6.5X-40X (Islas, 2003); para llegar a determinar a nivel de especie hubiera sido necesario un microscopio compuesto y capacitación proporcionada por especialistas de los distintos grupos de organismos para determinar ciertos caracteres y poder diferenciar entre dos especies del mismo género.

Se encontraron organismos no considerados en las listas de tolerancia a la contaminación orgánica. En dos índices (RBP-III e IBE) se tiene la capacidad de cubrir esos faltantes por medio de la utilización de grupos faunísticos denominados como “indeterminados ó no contemplados” y puede asignárseles valores, pero esto no brinda precisión en cuanto a la composición faunística de la comunidad y sobre todo en el valor determinado para esa familia o grupo particular (*cf* Cuadro X).

Algunos índices como el IBF y RBP-III consideran la abundancia como parte del índice debido a que es parte de la evaluación de la estructura comunitaria de los macroinvertebrados béticos. Cabe destacar que ambos proceden del mismo índice biótico (Índice Biótico de Hilsenhoff); por otro lado, tenemos al IBE, donde en algunos grupos sí se toma en cuenta a la abundancia, ya que en estos organismos es más importante su función como bioindicadores dentro de la estructura comunitaria.

Ninguno de los índices fue original o innovador, todos tienen algún precedente (*cf* Cuadro X), asimismo, de estos índices se derivan otros, lo cual quiere decir que se han ido adaptando estos índices para su aplicación en distintos países y afluentes.

Cuadro X.-Comparación de los distintos índices utilizados.

Índice	Nivel de Identificación	Facilidad de Identificación	Abundancia	Diversidad Faltante	Practicidad	Basado en:	Da origen a:
IBF	Familia	No experto	Sí	Insecta-Hemiptera Crustacea-Decapoda – Cambaridae Turbellaria-Planaridae Turbellaria-Platyhelminthidae	Sí	Índice Biótico de Hilsenhoff; EUA (Hilsenhoff, 1977)	
RBP -III	Género	Experto	Sí	Insecta-Coleoptera-Elmidae--- <i>Macrorhynchus</i> * Insecta-Coleoptera-Hydrophilidae --- <i>Hydrophilus</i> * Insecta-Coleoptera-Hydrophilidae --- <i>Sperchopsis</i> * Insecta-Diptera-Culicidae-- <i>Culex</i> * Insecta-Ephemeroptera-Tricorythydae Insecta-Hemiptera-Corixidae--- <i>Corisella</i> * Insecta-Hemiptera-Corixidae-- <i>Sigara</i> * Insecta-Hemiptera-Belostomatidae Insecta-Hemiptera-Gerridae Insecta-Hemiptera-Mesoveliidae Insecta-Hemiptera-Veliidae Insecta-Odonata-Cordulidae--- <i>Epitheca</i> Insecta-Odonata-Libellulidae-- <i>Libellula</i> * Hirudinea-Erpbellidae* Crustacea-Decapoda – Cambaridae-- <i>Cambarelus</i> * Crustacea-Isopoda--Asellidae-- <i>Asellus</i> Turbellaria-Planaridae-- <i>Cura</i> *	No	Modificación del Índice Biótico de Hilsenhoff; EUA (Plafkin <i>et al.</i> , 1989)	Índice Biótico del Estado de Nueva York, EUA (Bode <i>et al.</i> , 1991) Índice Biótico del Estado de Nueva York, EUA (Bode <i>et al.</i> , 1996) Índice Biótico del Estado de Nueva York, EUA (Bode <i>et al.</i> , 2002)
IBE	Orden/ Familia	No experto	Algunos grupos	Coleoptera Diptera Hemiptera Odonata Crustacea-Cambareliidae Mollusca-Physidae Turbellaria-Planaridae	Sí	Índice Biótico Extendido del río Trent, RU (Woodiwis, 1978)	
BMWP	Familia	No experto	No	Insecta-Diptera-Culicidae Insecta-Diptera-Stratiomyidae Insecta-Ephemeroptera-Tricorythydae Insecta-Hemiptera-Belostomatidae Insecta-Hemiptera-Veliidae Crustacea-Decapoda – Cambaridae	Sí	Puntuación biótica de Chandler, Escocia (Chandler,1970)	BMWP-ASPT, RU (Armitage <i>et al.</i> , 1983) BMWP, España (Alba-Tecedor y Sánchez-Ortega, 1988)

* El índice contempla a estos grupos de manera indirecta denominándolos como "Indeterminados" e incluyéndolos en grupos.
• No los contempla directamente, tiene un apartado especial pero, no da ningún valor.

- **Aplicación de los Índices Bióticos.**

Los distintos valores de calidad del agua para las estaciones de muestreo y periodos, así como para los diferentes índices bióticos utilizados, es tan variado que el análisis sólo puede ser realizado a partir de un análisis puntual de cada índice (*cf* Cuadro XI).

1.-Índice Biótico de Familias (IBF).

En Atlacomulco la calidad del agua se calculó en niveles de contaminación de Aceptable a Muy Buena. Para el resto de las estaciones de muestreo los niveles de calidad de agua fueron de Ligeramente Pobre a Muy Pobre, indicando niveles con contaminación orgánica significativa, lo cual daña sensiblemente a la comunidad de macroinvertebrados bénticos.

2.-Índice Biótico (RBP-III).

Con este índice se calcularon a diversas calidades de agua en las estaciones y periodos de muestreo. No se observó ningún tipo de tendencia temporal ni espacial. La única estación de muestreo constante en el paso del tiempo fue Atlacomulco, con el nivel Aceptable de la calidad del agua.

3.-Índice Biótico Extendido de Ghetti (IBE).

En todos los periodos y estaciones de muestreos se calcularon valores de calidad del agua con intervalos que pueden ser denominados como “contaminados” (Contaminado, Alta contaminación o Severa contaminación), aunque en Atlacomulco se mantuvo dentro de los niveles de contaminación orgánica más bajos (contaminado a ligeramente contaminado).

4.-Grupo de trabajo para el monitoreo biológico (BMWP).

En todas las estaciones de muestreo y en todos los periodos se calcularon niveles de calidad del agua que van de Moderado a Muy Pobre, indicando una contaminación orgánica constante a lo largo del río Lerma.

Cuadro XI-Valores calculados e interpretaciones sobre la Calidad del Agua del río Lerma, según los cuatro Índices. Se presentan los datos por localidad y fecha de muestreo.

Indice	Estación	Mayo-2000 Valor	Interpretación	Julio-2000 Valor	Interpretación	Mayo-2001 Valor	Interpretación	Julio-2001 Valor	Interpretación
IBF	Atacomulco	3,76	Muy Bueno	4,53	Bueno	4,71	Bueno	5,09	Aceptable
	Chupicuaro	8,43	Muy Pobre	8,92	Muy Pobre	7,81	Muy Pobre	8,50	Muy Pobre
	El Sabino	8,53	Muy Pobre	9,00	Muy Pobre	7,89	Muy Pobre	8,35	Muy Pobre
	Pueblo Nuevo	9,00	Muy Pobre	8,00	Muy Pobre	8,06	Muy Pobre	8,00	Muy Pobre
	La Calle	7,00	Pobre	7,00	Muy Pobre	8,44	Muy Pobre	8,43	Muy Pobre
	Yurécuaro	8,00	Muy Pobre	8,00	Muy Pobre	6,00	Ligeramente Pobre	6,25	Ligeramente Pobre
	La Barca	7,90	Muy Pobre	*	*	8,75	Muy Pobre	8,00	Muy Pobre
	Ibarra	9,00	Muy Pobre	6,00	Ligeramente Pobre	9,00	Muy Pobre	5,00	Bueno
BMWP	Atacomulco	31,00	Pobre	18,00	Pobre	35,00	Pobre	42,00	Moderado
	Chupicuaro	11,00	Pobre	9,00	Muy Pobre	17,00	Pobre	9,00	Muy Pobre
	El Sabino	9,00	Muy Pobre	3,00	Muy Pobre	7,00	Muy Pobre	11,00	Pobre
	Pueblo Nuevo	10,00	Muy Pobre	2,00	Muy Pobre	12,00	Pobre	2,00	Muy Pobre
	La Calle	34,00	Pobre	7,00	Muy Pobre	18,00	Pobre	7,00	Muy Pobre
	Yurécuaro	11,00	Pobre	5,00	Muy Pobre	13,00	Pobre	23,00	Pobre
	La Barca	7,00	Muy Pobre	*	*	25,00	Pobre	3,00	Muy Pobre
	Ibarra	10,00	Muy Pobre	0,00	Muy Pobre	5,00	Muy Pobre	6,00	Muy Pobre
IBE	Atacomulco	6,00	Contaminado	7,00	Contaminado	7,00	Contaminado	8,00	Ligeramente contaminado
	Chupicuaro	0,00	Alta contaminación	0,00	Alta contaminación	5,00	Severa contaminación	3,00	Alta contaminación
	El Sabino	4,00	Severa contaminación	0,00	Alta contaminación	4,00	Severa contaminación	3,00	Alta contaminación
	Pueblo Nuevo	0,00	Alta contaminación	1,00	Alta contaminación	3,00	Alta contaminación	2,00	Alta contaminación
	La Calle	6,00	Contaminado	2,00	Alta contaminación	2,00	Alta contaminación	2,00	Alta contaminación
	Yurécuaro	3,00	Alta contaminación	3,00	Alta contaminación	0,00	Alta contaminación	4,00	Severa contaminación
	La Barca	2,00	Alta contaminación	*	*	2,00	Alta contaminación	0,00	Alta contaminación
	Ibarra	0,00	Alta contaminación	0,00	Alta contaminación	0,00	Alta contaminación	3,00	Alta contaminación
RBP-III	Atacomulco	6,44	Aceptable	6,33	Aceptable	6,17	Aceptable	6,15	Aceptable
	Chupicuaro	6,20	Aceptable	7,31	Ligeramente Pobre	6,79	Aceptable	5,50	Buena
	El Sabino	3,44	Excelente	3,00	Excelente	7,42	Ligeramente Pobre	7,06	Ligeramente Pobre
	Pueblo Nuevo	3,00	Excelente	10,00	Muy Pobre	8,24	Pobre	8,20	Pobre
	La Calle	5,73	Aceptable	8,33	Pobre	5,33	Buena	6,71	Ligeramente Pobre
	Yurécuaro	8,00	Pobre	8,00	Pobre	6,00	Aceptable	4,25	Buena
	La Barca	8,90	Muy Pobre	*	*	3,52	Muy Buena	8,00	Pobre
	Ibarra	3,00	Excelente	6,00	Aceptable	3,00	Excelente	6,00	Aceptable

- No hubo colecta debido a que no se encontró agua en el punto de muestreo.

DISCUSIÓN.

Características de selección de los Índices Bióticos.

Los Índices Bióticos analizados en el presente trabajo tienen una gran divulgación en diversas áreas, las cuales son: 1) evaluación la calidad del agua, 2) realización de bioensayos para medir su efectividad frente a otro tipo de contaminantes, 3) obtención de información de la comunidad de macroinvertebrados y el grado de daño por la contaminación, y 4) realización de análisis multivariados que ayudan a determinar la calidad del agua para su posterior monitoreo.

En el fondo de estas aplicaciones se puede ver la regionalización de los distintos tipos de índices bióticos y cómo se hacen intentos de adaptar los índices a distintas áreas geográficas. En algunos casos la adaptación resulta efectiva y en otros no, tal como lo menciona Resh (1996), “es muy riesgoso la extrapolación de los valores de tolerancia (a la contaminación orgánica) de las familias de su continente de origen a otro”.

El objetivo principal del 49% de las publicaciones revisadas (33 publicaciones de 149), es la evaluación y monitoreo de la calidad del agua de países de Europa. Allí, como es natural, utilizan índices europeos (BMWP e IBE); en tanto que los realizados en Canadá y EUA, utilizan los IBF y RBP, esto es debido a la cuestión de pertenencia geográfica y al acceso de la información regional, así como a las claves de identificación de los macroinvertebrados bentónicos de cada país, así como a la serie de cursos de capacitación desarrollados en cada continente para la utilización de dichos índices bióticos, p. ej.: el curso llevado a cabo por Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L’Ambiente y Instituto Agrario di San Michele (2000), así como los cursos impartidos por United States Geological Survey (USGS) para la utilización de los RBP por medio de su programa Large River Monitoring Program (2006), y por el Canadian Council of Ministres of the Environment (CCME) en 2006.

En el resto de los artículos (51% ó 35 publicaciones) encontramos que un 7% (5 publicaciones) se enfoca a adaptar los distintos índices bióticos, ya sean europeos (BMWP, BMWP’ e IBE) o americanos (RBP, en todas sus modalidades e IBF, con sus adaptaciones a cada estado de EUA), a sus respectivos países. En ellos se midieron su efectividad o se modificaron los valores de tolerancia de los distintos índices para una evaluación precisa de la calidad del agua de acuerdo con las condiciones de cada país al que se intenta adaptar. Para el otro 44% de las publicaciones (30 artículos), su objetivo fue la utilización de los Índices Bióticos para la evaluación del estado de las comunidades de macroinvertebrados en los afluentes y su respuesta de impacto o recuperación, así como la simple descripción del estado de la comunidad. También, encontramos que en algunos otros se hace una comparación de los Índices Bióticos para la evaluación de la calidad del agua con análisis multivariados; esto con el objetivo de predecir el estado de la calidad del agua. Por último, tenemos a la prueba de los Índices Bióticos para monitorear el daño que sufren las comunidades de macroinvertebrados por la acción de otro tipo de contaminantes diferentes a la materia orgánica, como metales pesados, acumulación de metales pesados en los sustratos o en el tipo de sustrato; es decir, la utilización de bioensayos de macroinvertebrados bentónicos y su reacción a diferentes tipos de contaminantes.

Correlación de los diferentes Índices Bióticos con el Oxígeno disuelto.

Los cálculos de las correlaciones realizadas entre los diferentes Índices Bióticos y el oxígeno disuelto sirven para indicar qué tan relacionados están ambos parámetros. La relación de los Índices Bióticos existe debido a que el oxígeno disuelto es consumido por la respiración de los organismos, por la metabolización de la materia orgánica por las bacterias (APHA, 1995), para posteriormente ser recuperado por los compuestos resultantes de la fotosíntesis y a la aireación del medio acuático (corriente del río, oleaje, viento).

La descomposición de materiales es un proceso normal en todos los ecosistemas acuáticos, así como la función de bacterias y hongos en la descomposición. Este proceso se ve alterado a causa de la sobrecarga de desechos orgánicos que son demandantes de oxígeno para su metabolización, como son los desechos que encontramos en la región del río Lerma (desechos: domésticos, municipales, de plantas procesadoras de alimentos, agroquímicos), los cuales son aportados a este cauce por los principales ríos tributarios (río La Laja, río Turbio, río Duero y río Grande de Morelia y río Querétaro); ya que el oxígeno disuelto en el río es consumido a través de la oxidación química de todas las sustancias antes mencionadas o por los procesos respiratorios de la descomposición biológica, los cuales llevarán a un agotamiento del oxígeno, luego, a una pérdida considerable de vida acuática y finalmente, a producir un sistema acuático totalmente anaeróbico (la severidad y la duración de los periodos de contaminación dependerá de varios factores: cantidad de desecho, tamaño del afluente y la temperatura del mismo). Generando que peces y macroinvertebrados que requieren altas concentraciones de oxígeno (para peces mayor a 3 mg/l y para macroinvertebrados intolerantes a la contaminación es mayor a 2 mg/l, de acuerdo con Boyd 1990; Michaud, 1991; Zimmerman, 1993; APHA, 1995) sean reemplazados por formas tolerantes a la contaminación orgánica. Las algas serán eliminadas por la alta turbidez del sistema y al mismo tiempo, estimulando la liberación de nutrientes por actividades microbianas.

El cálculo de las correlaciones arrojó diversos valores para los periodos de muestreo e Índices Bióticos, sin mostrar una fuerte correlación constante. Para los Índices Bióticos IBF, BMWP e IBE observamos que los valores calculados de las correlaciones son más débiles en los periodos de sequía que en lluvias (*cf* Cuadro XII), debido a la baja corriente y cauce del río. Esta disminución en la corriente y el cauce del río es provocado por la evaporación del agua, y el desvío del mismo para la agricultura, así como por la formación de diques naturales por la acumulación de vegetación suspendida (maleza acuática de los géneros *Eichornia* sp, *Typha* sp y *Potamogeton* sp, IMTA, 1989), lo cual genera un aumento en la concentración de contaminantes industriales, agropecuarios y orgánicos (aguas negras domésticas). Este aumento de contaminantes, incide directamente sobre las comunidades que habitan en el río Lerma (Hansen y Van Afferden 2001), ya que las bajas concentraciones de ciertas sustancias químicas puede afectar la salud de un organismo estresado por los cambios en los patrones de comportamiento, tasa de alimentación y por el incremento en el consumo de oxígeno (Cairns, 1968).

Por el contrario, se observó que en la época de lluvias, se deshacen los diques generados por la vegetación suspendida y se diluyen los contaminantes, los cuales, son arrastrados muchos de estos contaminantes hasta el Lago de Chapala.

El RBP-III se comporta de forma irregular, no se observa periodicidad a diferencia de los otros índices bióticos, lo cual se debe a los valores de tolerancia tan específicos que maneja para

los géneros y sus familias, cabe resaltar que en algunos casos encontramos, dentro de los valores de tolerancia para familias y géneros (*cf* Anexo 1 Cuadro IX), que el valor de tolerancia de la familia es más alto que el del resto de los géneros pertenecientes a ella misma y viceversa; lo cual, se debe que al ser, este Índice Biótico, tan específico genera cierto conflicto al calcularse, esto es debido a que los valores de tolerancia entre especies de la misma familia son muy diferentes ya que pueden presentar ciertas adaptaciones que el resto de la misma familia no presenta ó tienen intervalos de tolerancia más amplios que el resto. Además, como se mencionó anteriormente, para llegar a este nivel de identificación es necesaria una mayor inversión de tiempo (capacitación de los especialistas), esfuerzo (determinación de géneros) y dinero (equipo más costoso, p. ej: microscopios ópticos; pago de honorarios más altos a los especialistas).

Cuadro XII.- Valores de Correlación (r^2) de los distintos Índices Bióticos utilizados contra el oxígeno disuelto en las distintas fechas de muestreo.

Fecha	Índices Bióticos	r^2	p
Mayo-2000	IBF & OD	0,283640	0,174173
Julio-2000	IBF & OD	0,66982	0,02441
Mayo-2001	IBF & OD	0,168802	0,311947
Julio-2001	IBF & OD	0,85166	0,00108
Mayo-2000	BMWP & OD	0,20991	0,25360
Julio-2000	BMWP & OD	0,377367	0,142197
Mayo-2001	BMWP & OD	0,01575	0,76715
Julio-2001	BMWP & OD	0,550389	0,035099
Mayo-2000	IBE & OD	0,177153	0,299071
Julio-2000	IBE & OD	0,633476	0,032269
Mayo-2001	IBE & OD	0,118617	0,403484
Julio-2001	IBE & OD	0,576157	0,028957
Mayo-2000	RBI-III & OD	0,062789	0,549464
Julio-2000	RBI-III & OD	0,082960	0,531056
Mayo-2001	RBI-III & OD	0,294601	0,164515
Julio-2001	RBI-III & OD	0,101854	0,440992

En las correlaciones globales calculadas (*cf* Cuadro XIII) se observa que el Índice Biótico con más alta correlación fue el IBF ($r^2=0.5002$), el cual es el único Índice Biótico que se ha aplicado en México de forma experimental y obtuvo un resultado favorable ($r^2=0.93$, Henne *et al.* 2002). En contraste, los Índices Bióticos con menor correlación fueron el BMWP y el RBP-III con correlaciones $r^2=0.2884$ y $r^2=0.1356$, respectivamente.

Cuadro XIII.- Correlaciones globales entre los Índices Bióticos y el oxígeno disuelto.

Índices Bióticos	Multiple r^2
IBF & OD	0,500188
BMWP & OD	0,28835
IBE & OD	0,376351
RBI-III & OD	0,135551

Todo lo anterior es debido a la característica de regionalidad que presentan todos los Índices Bióticos. En este punto cabe resaltar lo mencionado por Washington (1984) y Rosenberg y Resh (1993) quienes coinciden en que los Índices Bióticos no son universalmente aplicables ya que son específicos al tipo de contaminación y a la geografía.

Aunado al carácter regional de cada Índice Biótico, se tiene el efecto de los pesticidas y los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH s) sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Hart y Fuller, 1974; Van Der Geest *et al.*, 1997; Schulz y Liess, 1997; Dunkel y Richards, 1998; Hansen y Van Afferden, 2001; Den Besten *et al.*, 2005; Paul *et al.*, 2006; Chang *et al.*, 2006) ya que no generan impacto directo sobre los niveles de oxígeno disuelto (*cf* Anexo 2, Figuras 1 y 2) pero generan un importante impacto sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, debido a que los macroinvertebrados acuáticos, en específico insectos, han mostrado una respuesta a concentraciones subletales de sustancias químicas tóxicas generando decrementos o incrementos de las tasas de respiración. Ambas respuestas tienen implicaciones fisiológicas mayores, porque un incremento en la tasa respiratoria tiene un costo metabólico significativo y la reducción en la respiración puede llevar a la muerte del organismo (Hart y Fuller, 1974; Merritt y Cummings, 1996; Welch y Jacoby, 2004).

Aplicación de los índices bióticos.

En general, podemos mencionar que existe una necesidad de adaptar Índices Bióticos ya desarrollados en otros países o desarrollar el propio para su aplicación en la determinación de la calidad del agua por medio de la utilización de macroinvertebrados y/o el monitoreo del estado de salud de los distintos cuerpos de agua por estos mismos métodos, hasta la fecha de la búsqueda bibliográfica de este trabajo sólo se había aplicado, y publicado, un Índice Biótico utilizando macroinvertebrados el cual fue el IBF (Henne *et al.*, 2002) y resultó favorable para el río que fue evaluado. En el presente trabajo el Índice Biótico más efectivo para hacer una aproximación en cuanto al estado de salud del río Lerma fue el IBF coincidiendo con los trabajos de Henne y colaboradores (2002) aunque sin los resultados tan contundentes, pero demostrando una correlación mediana ($r^2=0.5002$), que sin ser muy amplia domina sobre los otros índices examinados. Cabe resaltar que es uno de los índices que tiene mayor facilidad en su aplicación, junto con el BMWP, a diferencia del IBE el cual presenta una ligera complicación en cuanto a identificar las unidades sistemáticas (US) y a la forma correcta de utilización del cuadro de los grupos faunísticos (*cf* Anexo 1 Cuadro VI). Finalmente, el RBP-III, el cual es un índice fácil de manejar igual que el IBF pero el nivel de identificación al que llega (género) implica más tiempo invertido para llegar al mismo resultado pero con un costo de tiempo y esfuerzo mucho mayor.

Se puede decir, en términos generales, que el río Lerma está en el intervalo de Contaminado a Altamente Contaminado, de acuerdo con los valores determinados por los Índices Bióticos, IBF, BMWP e IBE.

El RBP-III es el que más difiere de los demás índices en cuanto a los resultados de calidad del agua ya que, para los otros Índices Bióticos considerados el río Lerma está contaminado, pero para el RBP-III se determinó que su calidad del agua está en el intervalo de Aceptable a Ligeramente Pobre, es decir, Ligeramente contaminado. Esta disparidad puede deberse al mayor nivel de identificación y la mayor precisión a nivel de dar valores de tolerancia, ya que este índice trabaja con valores de tolerancia a nivel de género y el resto trabaja a nivel de familia en su mayoría y en su minoría de género. Específicamente, el IBE maneja Unidades Sistemáticas; así como un marcado valor de tolerancia regional, mientras que el resto se basa más bien en valores de tolerancia empíricos (valores de tolerancia fisiológicos de los macroinvertebrados) aunque con sus adaptaciones para cada región geográfica en cuanto a los grupos que manejan y que están

incluidos en sus listas de tolerancia.

Una de las grandes ventajas de utilizar Índices Bióticos es que se puede evaluar de forma indirecta el estado de la comunidad de macroinvertebrados que habitan el sistema evaluado y su estado a lo largo del tiempo. Y referente a esto se puede decir, sin haber realizado ningún tipo de análisis de abundancia ni de índices de diversidad, que hay una progresión en la desaparición de géneros y/o familias a lo largo del río Lerma, a partir de la parte alta del Lerma hasta la entrada del río en el lago de Chapala, lo cual nos indica el estado de salud del río Lerma. Este detrimento se ve reflejado en las abundancias respectivas siguiendo la misma tendencia del alto Lerma hasta su desembocadura con el Lago de Chapala.

Además existe la necesidad de hacer los ajustes respectivos para la correcta adaptación de los Índices Bióticos al río Lerma.

CONCLUSIONES.

- ☞ Los Índices Bióticos son utilizados de acuerdo con su país ó continente de origen para monitorear ó evaluar, en la mayoría de los casos, la calidad del agua de los cuerpos de agua.
- ☞ Se demuestra una marcada estacionalidad en el área ya que los valores de correlación de los índices IBF, IBE y BMWP fueron menores en secas que en lluvias.
- ☞ Las correlaciones van de medianamente fuerte a débiles debido al efecto del aumento de la concentración de sustancias tóxicas (desechos industriales, agroquímicos y PAH) y la disminución de la concentración de oxígeno disuelto por la disminución de la solubilidad con temperaturas cálidas.
- ☞ El IBF es el que tiene una correlación global mayor al resto de los índices y el RBP-III es muy específico pero no aplicable.
- ☞ El IBF e IBE son los índices que en determinado momento se podrían adaptar para determinar la calidad del agua del río Lerma ya que sus correlaciones con los niveles de oxígeno disuelto son medianamente fuertes.
- ☞ En general, la calidad del agua del río Lerma está Contaminada.

PROPUESTAS.

- ✿ Realizar muestreos puntuales tanto río Lerma como en sus afluentes, así como de los manantiales y medir parámetros fisicoquímicos (oxígeno disuelto, pH, temperatura, velocidad de la corriente, compuestos nitrogenados y fosfatados, materia orgánica) así como determinar el tipo de contaminantes que son arrastrados por los afluentes y cuales son arrastrados directamente por el río Lerma.
- ✿ Analizar metales pesados en sedimentos así como pesticidas e hidrocarburos para medir efectos no sólo sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos sino sobre peces y sobre la población circundante al río Lerma y a los afluentes.
- ✿ Mejorar el sistema de administración del agua en la cuenca y aumentar el tratamiento de las aguas residuales domésticas y municipales, así como establecer programas de estudio para remediar los suelos de la cuenca y el lecho del río.

REFERENCIAS.

1. Literatura citada

Abel, P. D. 1989. *Water Pollution Biology*. Ellis Horwood. Chichester, England. 304 pp.

Alba-Tercedor, J. y A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). 2:203-213.

Aparicio, J. 2001. Hydrology of the Lerma-Chapala Watershed. *In*: Hansen, A. M., y M. Van Afferden (Eds). *The Lerma-Chapala Watershed*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 3-31.

American Public Health Association (APHA). 1995. *Standard Methods for the examination of water and waste water*. 19th. American Public Health Association. USA. 1368 pp.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright y M. T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water site. *Water Research* 17(3):333-347.

Beck, W. M., Jr. 1954. Studies in stream pollution biology: A. simplified ecological classification of organism. *Journal of Florida Academy Sciences* 17(4):211-227.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 1991. *Methods for Rapid Biological Assessment of Streams*. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA. 57 pp.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 1996. *Quality Assurance Work Plan for biological Stream Monitoring in New York State*. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA. 89 pp.

Bode, R. W., M. A. Novak y L. E. Abele. 2002. *Quality Assurance Work Plan for biological Stream Monitoring in New York State*. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY. USA.

Bouchard, R. W. Jr. 2004. *Guide to Aquatic Invertebrates of the upper Midwest*. Water Resources Center. University of Minnesota. St. Paul, MN. USA. 208 pp.

Boyd, C. E. 1990. *Water quality in ponds for aquaculture*. Alabama Agricultural Experimental Station. Auburn University. Alabama. USA.

Cairos, J. 1968. Suspended solids standards for the protection of the aquatic organisms. *Purdue University of England Bulletin*. Part I. 129:16-27.

Cairns, J. Jr. y J. R. Pratt. A. 1993. *History of Biological Monitoring Using Benthic*

Macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 10-27.

Cann, A. J. 2003. Maths from Scratch for Biologists. John Wiley & Sons. West Sussex, England. 135-146 pp.

Cao, Y., A. W. Bark, y W. P. Williams. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341: 1-19.

Chang, C., P. Lee, C. H. Liu, y W. Cheng. 2006. Trichlorfon, an organophosphorus insecticide, depresses the immune responses and resistance to *Lactococcus garvieae* of the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*. *Fish and Shellfish Immunology*. 20:574-585.

Comisión Nacional del Agua (CNA). 1993. Plan Maestro de la Cuenca Lerma-Chapala, documento de Referencia. CNA. México, D. F.

Comisión Nacional del Agua (CNA). 2003. Estadísticas del Agua en México. CNA. México, D. F. 105 pp.

Dahl, J. 2004. Detection of Human-Induced Stress in Streams. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Science. Uppsala. 43 pp.

Den Besten, P. J. y P. J. Van Den Brink. 2005. Bioassay responses and effects on benthos after pilot remediations in the delta of the rivers Rhine and Meuse. *Environmental Pollution*. 136:197-208.

Dunkel, F. V. y D. C. Richards. 1998. Effect of an azadirachtin formulation on six nontarget aquatic macroinvertebrates. *Environmental Entomology*. 27(3):667-674.

Eriksen, C. H., G. A. Lamberti y V. H. Resh. 1996. Aquatic Insect respiration. *In*: Merritt, R. W. y K. W. Cummings. An Introduction to aquatic insects of North America. Kendall Publishing. Dubuque, Iowa. 29-40.

FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2006. Aquatic Science and Fisheries Abstracts (ASFA). (<http://www.fao.org/fi/asfa/asfa.asp> 7/Mayo72006).

Ghetti, P. F. 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione – Indice Biotico E B. I., modificato. Provincia Autonoma di Trento.

Ghetti, P. F. 2000. L'Indice biotico Esteso (IBE). *In*: Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale*. 14(2):55-61.

Global Mapper v. 5.10. 2002-2004. Global Mapper.

- Graça, M. A. S. y C. N. Coimbra. 1998. the elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research*. 32(2):380-392.
- Hansen, A. M., y M. Van Afferden (Eds.). 2001. *The Lerma-Chapala Watershed*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 385 pp.
- Hansen, A. M., y M. Van Afferden. 2001. Toxic Substances. *In: Hansen, A. M., y M. Van Afferden (Eds.). The Lerma-Chapala Watershed*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 95-121.
- Hart, C. W. y S. L. H. Fuller (Eds.). 1974. *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press. New York, USA. 389 pp.
- Hauer, F. R., y G. A. Lamberti (Eds.). 1996. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. San Diego, CA. USA. 696 pp.
- Hawkes, H. A. 1979. Invertebrates as Indicators of River Water Quality. *In: James, A., y L. Evinson (Eds.). Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley and Sons. Chicester, UK.
- Hellawell, J. M. 1978. *Biological surveillance of rivers: a biological monitoring handbook*. Water Research Center. Stevenage, England. 331 pp.
- Hellawell, J. M. 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science. London, UK. 546 pp.
- Henne, L. J., D. W. Shenider y L. M. Martínez. 2002. Rapid Assessment of Organic Pollution in a west-Central Mexican river Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management*. 45(5):613-632.
- Hilsenhoff, W. L. 1977. Use of Arthropods to Evaluate Water Quality of Streams. Technical Bulletin No. 100. Department of Natural Resources. Madison, WI. USA.
- Hilsenhoff, W. L. 1982. Using a Biotic Index to Evaluate water Quality in Streams. Technical Bulletin No. 132. Department of Natural Resources. Madison, WI. USA. 22 pp.
- Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology*. 20:31-39.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*. 7(1):65-68.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. University of Toronto Press. Ontario, Canadá. 161-182
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 1989. *Control y Aprovechamiento del lirio acuático*. CNA. México, D. F. 151 pp.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2000. XII Censo General de Población y Vivienda. INEGI. México, D. F.

Islas G., A. 2003. Comunidad de Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores del Deterioro Ecológico del Río Lerma. Informe Servicio Social, Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. México, D. F. 72 pp.

Kolbe, Ch. M. y M. W. Luedke. 1993. A guide to freshwater ecology. Texas Natural Resource Consercation Commision. Austin, TX. USA. 138 pp.

Kolkwitz, R., y M. Masson. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversog. Abwasserreinig. 1:33-72.

Mackie, G. 2001. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall/Hunt Publishing Co. 744 pp.

Mandaville, S. M. 1999. Bioassessment of Freshwaters using Benthic Macroinvertebrates- A Primer. (<http://www.chebucto.ns.ca/Science/swcs/swcs.html>. 10/Abril/06.).

Mandaville, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax. Canada. 110 pp.

Metcalf, J. L. 1996. Biological Water-Quality Assessment of Rivers: Use of Macroinvertebrate Communities. *In*: Calow, P. y G. Petts (Eds.). The Rivers handbook. Blackwell Science. Cambridge, UK: 144-170 pp.

Michaud, J. P. 1991. A citizen's guide to understanding and monitoring lakes and streams. No. 49-149. Washington State Department of Ecology. Olympia, WA, USA. (360):407-7472.

Needham, P. R. y R. L. Usinger. 1956. Variability in the macrofauna of a single riffle in Prosser Creek, California as indicated by the Surber Sampler. *Hilgardia*. 21:383-409.

Paint Shop Pro v. 6.0. 191-1999. Jasc Software Inc. USA.

Paul, E., S. Johnson, K. M. Skinner. 2006. Fish and invertebrate sensitivity to the aquatic Herbicide AquaKleen registered. *Journal of Freshwater Ecology*. 21(1):163-168.

Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Potter, S. K. Gross, y R. M Hughes. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001.

Resh, V. H. 1996. Freshwater Benthic Macroinvertebrates and Rapid assessment Procedures for Water Quality Monitoring in Developing and Newly Industrialized Countries. *In*: Hauer, F. R., y G. A. Lamberty (Eds.). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. San Diego, CA. USA: 167-177.

Resh, V. H., y J. K. Jackson. 1993. Rapid Assessment Approaches to biomonitoring Using

Benthic Macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 195-233.

Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. Introduction to Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 1-9.

Rosenberg, D. y V. H. Resh (Eds.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA. 504 pp.

Schulz, R. y M. Liess. 1997. Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an in situ bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Oekologie*. 27:399-404.

Secretaría del Medio ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2002. Estudio Técnico para la Reglamentación de la cuenca Lerma-Chapala. SEMARNAT, CNA, IMTA. México, D. F. 55 pp.

Sharma, S., y O. Moog. 2006. The Use of Biotic Index and Store Methods in biological Water Quality Assessment of the Nepalese Rivers. (<http://www.geocities.com/sharmaku/6.htm> 20/Febrero/2006.)

Stark, J. D. 1998. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 32:55-66.

Suess, M. J. (Ed.). 1982. Examination of Water for Pollution Control. A Reference Handbook. Pergamon Press. Oxford, UK.

Tittizer, T. 1981. Erläuterungen und Kommentare Zu: "Resolutions of Meeting of ISO/TC 147/SC5/WG6/N22." Bundesanstalt für Gewässerkunde N2/826.3.

Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. 2000. Comparing among European biotic indexes. *Biologia Ambientale*. 14(2):37-80.

Van Der Geest, H. G., S. C. Stuijzand, M. H. S. Kraak, y W. Admiraal. 1997. Impact of a diatom calamita in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the river Meuse, the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*. 30(4):327-330.

Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic and similarity Indices. *Water Research*. Vol. 18(6): 653-694 pp.

Welch, E. B. y J. M. Jacoby. 2004. Pollutant effects in Freshwater. 3rd. Spon Press, New York, USA. 311-352 pp.

Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52:537-547.

Woodiwiss, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*. London. 11:443-447.

Zimmerman, M. C. 1993. The use of the biotic index as an indication of water quality. *In*: Tested studies for laboratory teaching. Goldman, C. A., P. L. Hauta, M. A. O'Domell, S. E. Andrews y R. Van der Heiden (Eds.). Proceedings of the 5th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE): 85-98.

2. Literatura consultada

Alba-Tercedor, J. 2000. I macroinvertebrati acquatici. *In*: Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. Comparing among European biotic indexes. *Biol. Amb.* 14(2):42-45.

Alba-Tercedor, J. 2000. BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *In*: Università degli Studi di Trento, Agenzia Provinciale per L'Ambiente, Istituto Agrario di San Michele. European Training course on Water Quality Measurement. Comparing among European biotic indexes. *Biol. Amb.* 14(2):65-67.

American Public Health Association (APHA). 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Publishing Health Association. USA. 1268 pp.

Bader, J. M. 1999. Experimental evaluation of community structure in aquatic ecosystems. *In*: Karcher, J. S. (Ed.). Tested studies for laboratory teaching. Proceedings of the 20th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE): 207-222.

Ball, M. V. 1991. Biological Assessment of Stream Quality. *In*: Goldman, C. A. (Ed.). Tested studies for laboratory teaching. Proceedings of the 12th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE): 75-88.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder y J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2^a. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Bouchard, W. 2004. Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest. University of Minnesota. Minneapolis, MN. USA 190 pp.

Bueno, J., J. López y C. Márquez. 1981. Consideraciones preliminares sobre la ecología de los insectos acuáticos del río Lerma. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México. 1(8):1-314.

Calow, P y G. Petts (Eds.). 1996. The Rivers handbook. Blackwell Science. Cambridge, UK. 231 pp.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2006. Biocriteria as a water quality

assessment tool in Canada: Scoping Assessment. PN1350. CCME. Vancouver, CA. 60pp.

Dávila-Poblete, S. y A. H. Treviño-Carrillo. 2001. Social Characterization of the Lerma-Chapala River Basin. *In*: Hansen, A. M. y M. Van Afferden (Eds). The Lerma-Chapala Watershed. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 269-290.

Fenogliio, S., Badino, G., y F. Bona. 2002. Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Revista de Biología Tropical*. 50(3/4): 1125-1131.

Figuroa A., J. L. y J. T. Ponce. 1998. Calidad del Agua en Acuicultura. AGT Editor. México. 222 pp.

Gordon, N., T. McMahon, B. Finlayson, C. Gippel y R. Nathan. 2004. Stream Hydrology. 2ª. John Wiley and Sons, LTD. West Sussex, UK. 233-370 pp.

Kellog, L. 1994. Save our streams. Monitor's guide to Aquatic Macroinvertebrates. 2ª. Ed. Izaak Walton League of America. 60 pp.

León-Mojarro, B., R. Medina-Mendoza, y A. González Casillas. 2001. Natural Resources Management in the Lerma- Chapala Basin. *In*: Hansen, A. M., y M. Van Afferden (Eds). The Lerma-Chapala Watershed. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 59-92.

Mackie, G. 1998. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. University of Guelph, Custom Coursepack. Ontario, CA. 12 capítulos, Indices.

Milner, A. M. 1996. System Recovery. *In*: Calow, P. y G. Petts (Eds.). The Rivers Handbook. Blackwell Science. Cambridge, UK: 76-97.

Moore, M. L. 1989. NALMS Management guide for lakes and Reservoirs. NALMS. Madison, WI, USA. 48 pp.

Norris, R. H. y A. Georges. 1993. Analysis and Interpretation of Benthic Macroinvertebrates Surveys. *In*: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 234-286.

Parr, W. 1996. Water-Quality Monitoring. *In*: Calow, P. y G. Petts (Eds.). The Rivers handbook. Blackwell Science. Cambridge, UK: 124-143.

Reice, S. R., y M. Wohlenberg. 1993. *In*: Rosenberg, D. y V. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York, N.Y. USA: 287-305.

Resh, V. H. 1979. Biomonitoring, Species Diversity Indices, and Taxonomy. *In*: Grassie, J. F., G. P. Patil, W. Smith, y C. Taillie (Eds.). Ecological diversity in Theory and Practice. International Co-operative Publishing House. Maryland, USA: 241-253.

Scott, C. A., P. Silva-Ochoa, V. Florencio-Cruz y P. Wester. 2001. Competition for Water in the Lerma-Chapala Basin. *In*: Hansen, A. M., y M. Van Afferden (Eds). The Lerma-Chapala Watershed. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York, USA. 291-323.

Sewing, R. A. 1996. River Pollution. *In*: Calow, P. y G. Petts (Eds.). The Rivers handbook. Blackwell Science. Cambridge, UK: 23-32.

Wilhm, J. y T. C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *Bio-Science*.18(6):477-481.

ANEXO 1.

INDICES BIÓTICOS UTILIZADOS

Cuadro I.- Valores de Tolerancia por familia para IBF ó RBP-II (Bouchard, 2004; Bode *et al*, 1996; Hauer y Lamberti, 1996; Plafkin *et al.*, 1989; Hilsenhoff, 1988)

Plecoptera		Trichoptera		Hemiptera	
Capniidae	1	Brachycentridae	1	Belostomatidae	10
Chloroperlidae	1	Calamoceratidae	3	Corixidae	9
Leuctridae	0	Glossosomatidae	0	Naucoridae	5
Nemouridae	2	Helicopsychidae	3	Nepidae	8
Perlidae	1	Hydropsychidae	4	Veliidae	6
Perlodidae	2	Hydroptilidae	4	Coleoptera	
Pteronarcyidae	0	Lepidostomatidae	1	Dryopidae	5
Taeniopterygidae	2	Leptoceridae	4	Dytiscidae	5
Ephemeroptera		Limnephilidae	4	Elmidae	4
Baetidae	4	Molannidae	6	Gyrinidae	4
Baetiscidae	3	Odontoceridae	0	Haliplidae	7
Caenidae	7	Philpotamidae	3	Hydraphilidae	5
Ephemerellidae	1	Phryganeidae	4	Psephenidae	4
Ephemeridae	4	Polycentropodidae	6	Scirtidae	7
Heptageniidae	4	Psychomyiidae	2	Amphipoda	
Isonychiidae	2	Rhyacophilidae	0	Gammaridae	4
Leptophlebiidae	2	Sericostomatidae	3	Hyalellidae	8
Metretopodidae	2	Uenoidae	3	Talitridae	8
Oligoneuriidae	2	Diptera		Isopoda	
Polymitarciidae	2	Athericidae	2	Asellidae	8
Potomanthidae	4	Blephariceridae	0	Decapoda	
Siphonuridae	7	Ceratopogonidae	6	Cambaridae	6
Tricorythidae	4	Chaoboridae	8	Palaemonidae	4
Odonata		Chironomidae (Chironomini)	8	Arachnida	
Aeshnidae	3	Otros Chironomidae (incluyendo el rosado)	6	Trombidiformes	4
Calopterygidae	5	Culicidae	8	Acariformes	
Coenagrionidae	9	Dixidae	1	Coelenterata	
Cordulegastridae	3	Dolichopodidae	4	Hydridae	5
Corduliidae	5	Empididae	6	Mollusca	
Gomphidae	1	Ephydriidae	6	Bivalvia	
Lestidae	9	Muscidae	6	Gastropoda	
Libellulidae	9	Psychodidae	10	Lynnaeidae	6
Macromiidae	3	Ptychopteridae	7	Physidae	8
Megaloptera		Scizyomidae	6	Sphaeridae	8
Corydalidae	0	Simuliidae	6	Annelida	
Sialidae	4	Stratiomyidae	8	Hirudinea	
Lepidoptera		Syrphidae	10	Bdellidae	10
Pyralidae	5	Tabanidae	6	Oligochaeta	
Neuroptera		Tipulidae	3	Polychaeta	
Sisyridae	5	Collembola		Sabellidae	6
				Platyhelminthes	
				Trubellaria	4

Cuadro II.- Interpretación de valores de IBF (Hilsenhoff, 1988).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	0.00-3.75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente
II	3.76-4.25	Muy Buena	Posible contaminación orgánica ligera
III	4.26-5.00	Buena	Poca contaminación orgánica
IV	5.01-5.75	Aceptable	Ligera contaminación orgánica significativa
V	5.76-6.50	Ligeramente pobre	Contaminación orgánica significativa
VI	6.51-7.25	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
VII	7.26-10.00	Muy Pobre	Alta contaminación orgánica

Cuadro III.- Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de maroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP (Hellawell, 1978).

ORDEN	FAMILIA	BMWP SCORE	ORDEN	FAMILIA	BMWP SCORE	
Turbellaria	Planariidae	5	Hemiptera	Mesoveliidae *	5	
	Dendrocoelidae	5		Hydrometridae	5	
Mollusca	Neritidae	6		Gerridae	5	
	Viviparidae	6		Nepidae	5	
	Valvatidae	3		Naucoridae	5	
	Hydrobiidae	3		Aphelocheiridae	10	
	Lymnaeidae	3		Notonectidae	5	
	Physidae	3		Pleidae	5	
	Planorbidae	3		Corixidae	5	
	Ancylidae	6		Coleoptera	Haliplidae	5
	Unionidae	6			Hygrobiidae	5
	Sphaeriidae	3			Dytiscidae	5
Oligochaeta	Oligochaeta	1			Gyrinidae	5
	Hirudinea	Piscicolidae			4	Hydrophilidae
		Glossiphoniidae	3		Clambidae	5
		Hirudididae	3		Scirtidae	5
Erpobdellidae		3	Dryopidae		5	
Crustacea	Asellidae	3	Elmidae		5	
	Corophiidae	6	Chrysomelidae *		5	
	Gammaridae	6	Curculionidae *	5		
	Astacidae	8	Neuroptera	Sialidae	4	
Ephemeroptera	Siphonuridae	10		Rhyacophilidae	7	
	Baetidae	4		Philopotamidae	8	
	Heptageniidae	10		Polycentropidae	7	
	Leptophlebiidae	10		Psychomyiidae	8	
	Ephemerellidae	10		Hydropsychidae	5	
	Potamanthidae	10		Hydroptilidae	6	
	Ephemeridae	10		Phryganeidae	10	
	Caenidae	7		Limnephilidae	7	
Plecoptera	Taeniopterygidae	10		Trichoptera	Molannidae	10
	Nemouridae	7	Beraeidae		10	
	Leuctridae	10	Odontoceridae		10	
	Capniidae	10	Leptoceridae		10	
	Perlodidae	10	Goeridae		10	
	Perlidae	10	Lepidostomatidae		10	
	Chloroperlidae	10	Brachycentridae		10	
	Odonata	Platynemidae	6		Sericostomatidae	10
Coenagriidae		6	Diptera		Tipulidae	5
Lestidae		8			Chironomidae	2
Calopterygidae		8		Simuliidae	5	
Gomphidae		8				
Cordulegasteridae		8				
Aeshnidae		8				
Corduliidae		8				
Libellulidae		8				

Cuadro IV.-Clases de calidad y significación de los valores del BMWP (Hellowell, 1978).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	>100	Muy Bueno	No contaminadas o no alteradas de modo sensible
II	71-100	Buena	Ligeramente impactadas pero limpia
III	41-70	Moderado	Moderadamente contaminadas
IV	11-40	Pobre	Contaminadas
V	0-10	Muy Pobre	Altamente contaminadas ó impactadas

Cuadro V.- Cuadro de conversiones de los valores del IBE en clases de calidad del agua (Ghetti, 2000).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	10-14	No contaminado	Ambiente no alterado de forma sensible
II	8-9	Ligeramente Contaminado	Ambiente con moderados síntomas de alteraciones, fauna afectada
III	6-7	Contaminado	Ambiente alterado
IV	4-5	Severa contaminación	Ambiente muy alterado
V	0-3	Alta contaminación	Ambiente fuertemente degradado

Cuadro VI.-Cuadro para el cálculo de los valores del IBE. Valores de las familias de acuerdo con la abundancia (Ghetti, 2000).

GRUPOS FAUNÍSTICOS QUE SE DETERMINARON CON SU PRESENCIA LA ENTRADA HORIZONTAL EN LA CUADRO		NÚMERO TOTAL DE UNIDADES SISTEMÁTICAS (U. S) CONSTITUYENTES DE LA COMUNIDAD								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-...
Ninfas de Plecoptera presente	>1U.S	--	--	8	9	10	11	12	13	14
	1 U. S	--	--	7	8	9	10	11	12	13
Ninfas de Ephemeroptera presente, excepto Baetidae y Caenidae	>1U.S	--	--	7	8	9	10	11	12	--
	1 U. S	--	--	6	7	8	9	10	11	--
Larvas de Trichoptera, más Baetidae y Caenidae	>1U.S	--	5	6	7	8	9	10	11	--
	1 U. S	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Gammaridae y/o Atyidae y/o Paleomonidae presente	Todos las U. S superiores ausentes	--	3	4	5	6	7	8	10	--
Asellidae y/o Niphargidae presente	Todos las U. S superiores ausentes	--	3	4	5	6	7	8	9	--
Oligochaeta y/o Chironomidae presentes	Todos las U. S superiores ausentes	1	2	3	4	5	--	--	--	--
Otros organismos	Todos las U. S superiores ausentes	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Cuadro VII.-Limite obligado para la definición de la Unidad Sistemática (Ghetti, 2000).

GRUPO FAUNÍSTICO	NIVEL DE DETERMINACIÓN TAXONÓMICA PARA LA DEFINICIÓN DE UNIDAD SISTEMÁTICA (US)
Plecoptera	Género
Tricoptera	Familia
Ephemeroptera	Género
Coleoptera	Familia
Odonata	Género
Diptera	Familia
Heteroptera	Familia
Crustacea	Familia
Gasteropoda	Familia
Bivalva	Familia
Tricladi	Género
Hirudinea	Género
Oligocheta	Familia
OTROS TAXA PARA CONSIDERAR EN EL CÁLCULO DEL I.B.E	
Sialidae (Megaloptera)	
Osmylidae (Neuroptera)	
Prostoma (Nemertina)	
Gordiidae (Nematomorfa)	

Cuadro VIII.-Evaluación de la calidad del agua utilizando RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989).

CLASE	VALOR	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
I	0.00-3.50	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente
II	3.51-4.50	Muy Buena	Posible contaminación orgánica ligera
III	4.51-5.50	Buena	Poca contaminación orgánica
IV	5.51-6.50	Aceptable	Ligera contaminación orgánica significativa
V	6.51-7.50	Ligeramente pobre	Contaminación orgánica significativa
VI	7.51-8.50	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
VII	8.51-10.00	Muy Pobre	Alta contaminación orgánica

Cuadro IX.-Valores de tolerancia de los macroinvertebrados según RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989) I=Insecta, M=Mollusca, C=Crustacea, A=Annelida, P=Platheminthe, Ac=Acari.

CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	VALOR	CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	VALOR
I	Collembola	Isotomidae		10	I	Diptera	Culicidae	Indet. Culicidae	8
			<i>Isotomurus</i>	5	I	Diptera	Dixidae	<i>Dixa</i>	1
I	Coleoptera	Dryopidae		5	I	Diptera	Dolichopodidae		4
			<i>Helichus</i>	5				Indet. Dolichopodidae	4
I	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabetes</i>	5	I	Diptera	Empididae		6
			<i>Agabus</i>	5				<i>Chelifera</i>	6
			<i>Hydroporus</i>	5				<i>Clinocera</i>	6
			<i>Laccophilus</i>	5				<i>Hemerodromia</i>	6
			Indet. Dytiscidae	5				<i>Wiedemannia</i>	6
I	Coleoptera	Elmidae		4	I	Diptera	Ephydriidae		6
			<i>Dubiraphia</i>	6				<i>Dimecoenia</i>	6
			<i>Optioservus</i>	4				<i>Hydrellia</i>	6
			<i>Oulimnius</i>	4	I	Diptera	Muscidae		6
			<i>Promoresia</i>	2				Indet. Muscidae	6
			<i>Stenelmis</i>	5	I	Diptera	Psychodidae		10
			Indet. Elmidae	5				<i>Pericoma</i>	4
I	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Dineutus</i>	4				<i>Psychoda</i>	10
			<i>Gyrinus</i>	4				Indet. Psychodidae	10
I	Coleoptera	Halipidae	<i>Halipus</i>	5	I	Diptera	Ptychopteridae	<i>Bittacomorpha</i>	9
			<i>Peltodytes</i>	5	I	Diptera	Scathophagidae	Indet. Scathophagidae	6
I	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Berosus</i>	5	I	Diptera	Simulidae		6
			<i>Crenitis</i>	5				<i>Simulium</i>	5
			<i>Helochaeres</i>	5				<i>Euparyphus</i>	7
			<i>Helophorus</i>	5	I	Diptera	Stratiomyidae	<i>Stratiomyis</i>	7
			<i>Hydrobius</i>	5				Indet. Stratiomyidae	7
			<i>Hydrochara</i>	5					10
			<i>Hydrochus</i>	5	I	Diptera	Syrphidae		6
			<i>Laccobius</i>	5	Diptera	Tabanidae	<i>Chrysops</i>		5
			Indet. Hydrophilidae	5				<i>Tabanus</i>	5
I	Coleoptera	Psephenidae		4				Indet. Tabanidae	5
			<i>Ectopria</i>	5				<i>Protoplasa</i>	3
			<i>Psephenus</i>	4	I	Diptera	Tanyderidae		3
I	Coleoptera	Scirtidae	Indet. Scirtidae	5	I	Diptera	Tipulidae	<i>Antocha</i>	3
I	Diptera	Anthomyiidae	Indet. Anthomyiidae	6				<i>Dicranota</i>	3
I	Diptera	Athericidae		2				<i>Helius</i>	4
			<i>Atherix</i>	4				<i>Hexatoma</i>	2
I	Diptera	Blephariceridae		0				<i>Limnophila</i>	3
			Indet. Blephariceridae	0				<i>Limonia</i>	6
I	Diptera	Ceratopogonidae		6				<i>Pedicia</i>	4
			<i>Atrichopogon</i>	6				<i>Pilaria</i>	7
			<i>Bezzia</i>	6				<i>Pseudolimnophila</i>	2
			<i>Culicoides?</i>	10				<i>Tipula</i>	6
			<i>Forcipomyia</i>	6				<i>Ulomorpha</i>	4
			<i>Probezzia</i>	6				Indet. Tipulidae	4
			<i>Sphaeromais</i>	6					
			Indet. Ceratopogonidae	6					

Continúa....

Cuadro IX.-Valores de tolerancia de los macroinvertebrados según RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989) I=Insecta, M=Mollusca, C=Crustacea, A=Annelida, P=Platheminthe, Ac=Acari.

.... Continuación

CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor	CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor
I	Diptera	Chaoboridae	<i>Chaoborus</i>	8	I	Diptera	Chironomidae	<i>Parametricnemus</i>	5
			Indet. Chaoboridae	8				<i>Paraphaenocladus</i>	4
I	Diptera	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	8				<i>Paratrichocladus</i>	5
			<i>Clinotanypus</i>	8				<i>Psectrocladius</i>	8
			<i>Coelotanypus</i>	4				<i>Pseudorthocladus</i>	0
			<i>Conchapelopia</i>	6				<i>Rheocricotopus</i>	6
			<i>Krenopelopia</i>	4				<i>Smittia</i>	6
			<i>Labrundinia</i>	7				<i>Stilocladus</i>	3
			<i>Larsia</i>	6				<i>Thienemanniella</i>	6
			<i>Natarsia</i>	8				<i>Trissocladus</i>	5
			<i>Nilotanypus</i>	6				<i>Tvetenia</i>	5
			<i>Paramerina</i>	6				<i>Orthoclaadiinae</i>	5
			<i>Pentaneura</i>	6				Indet. Orthoclaadiinae	5
			<i>Procladius</i>	9				Tribu Chironomini	8
			<i>Psectrotanypus</i>	10				<i>Chironomus</i>	10
			<i>Rheopelopia</i>	4				<i>Cladopelma</i>	9
			<i>Tanypus</i>	10				<i>Cryptochironomus</i>	8
			<i>Thienemannimyia</i>	6				<i>Cryptotendipes</i>	6
			<i>Zavrelimyia</i>	8				<i>Demicryptochironomus</i>	8
			<i>Paraboreochlus</i>	1				<i>Einfeldia</i>	9
			<i>Diamesa</i>	5				<i>Endochironomus</i>	10
			<i>Pseudokiefferiella</i>	1				<i>Glyptotendipes</i>	10
			<i>Sympotthastia</i>	2				<i>Goeldichironomus</i>	8
			Indet. Diamesinae	2				<i>Microchironomus</i>	8
			<i>Monodiamesa</i>	7				<i>Nilothauma</i>	6
			<i>Odontomesa</i>	5				<i>Pagastiella</i>	7
			<i>Prodiamesa</i>	8				<i>Parachironomus</i>	10
			<i>Brillia</i>	5				<i>Paralauterborniella</i>	87
			<i>Cardiocladius</i>	5				<i>Paratendipes</i>	6
			<i>Chaetocladus</i>	6				<i>Phaenopsectra</i>	7
			<i>Corynoneura</i>	4				<i>Polypedilum</i>	6
			<i>Cricotopus</i>	7				<i>Pseudochironomus</i>	5
			<i>Epoicocladus</i>	4				<i>Saetheria</i>	4
			<i>Gymnometricnemus</i>	4				<i>Sergentia?</i>	5
			<i>Heterotrissocladus</i>	4				<i>Stenochironomus</i>	5
			<i>Krenosmittia</i>	1				<i>Stictochironomus</i>	9
			<i>Limnophyes</i>	8				<i>Tribelos</i>	7
			<i>Lopescladius</i>	4				Indet. Chironomini	6
			<i>Nanocladus</i>	7				<i>Cladotanytarsus</i>	5
			<i>Orthocladus</i>	6				<i>Constempellina</i>	4
			<i>Parachaetocladus</i>	2				<i>Micropsectra</i>	7
			<i>Paracricotopus</i>	4				<i>Paratanytarsus</i>	6
			<i>Parakiefferiella</i>	4				<i>Rheotanytarsus</i>	6
			<i>Paralimnophyes</i>	7				<i>Stempellina</i>	2
								<i>Stempellinella</i>	4
								<i>Tanytarsus</i>	6
								<i>Zavrelia</i>	4
								Indet. Tanytarsini	6
								Indet. Chironominae	6

Continúa....

Cuadro IX.-Valores de tolerancia de los macroinvertebrados según RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989) I=Insecta, M=Mollusca, C=Crustacea, A=Annelida, P=Platheminthe, Ac=Acari.

.... Continuación

CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor	CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor
I	Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus</i>	0	I	Ephemeroptera	Potamanthidae		4
I	Ephemeroptera	Baetidae		4				<i>Anthopotamus</i>	4
			<i>Acentrella</i>	4	I	Ephemeroptera	Siphoniridae		7
			<i>Baetis</i>	6				<i>Siphonurus</i>	4
			<i>Callibaetis</i>	7	I	Hemiptera	Corixidae		5
			<i>Centropilum</i>	2				<i>Hesperocorixa</i>	5
			<i>Cloeon</i>	4				Indet. Corixidae	3
			<i>Heterocloeon</i>	2	I	Neuroptera	Sialidae		4
			<i>Plauditus</i>	4				<i>Sialis</i>	4
			Indet. Baetidae	6	I	Lepidoptera	Arctiidae	<i>Estigmene</i>	5
I	Ephemeroptera	Baetiscidae		3	I	Lepidoptera	Nepticulidae	Indet. Nepticulidae	5
			<i>Baetisca</i>	4	I	Lepidoptera	Pyralidae		5
I	Ephemeroptera	Caenidae		7				<i>Acentria</i>	5
			<i>Caenis</i>	7				<i>Nymphula</i>	7
			Indet. Caenidae	6				<i>Paraponyx</i>	5
I	Ephemeroptera	Ephemerellidae		1				<i>Petrophila</i>	5
			<i>Dannella</i>	2				Indet. Lepidoptera	5
			<i>Ephemerella</i>	12	I	Megaloptera	Corydalidae		0
			<i>Eurylophella</i>	2				<i>Chauliodes</i>	4
			<i>Serratella</i>	2	I	Neuroptera	Sisyridae	<i>Climacia</i>	5
			Indet. Ephemerellidae	2	I	Odonata	Aeshnidae		3
I	Ephemeroptera	Ephemeridae		4				<i>Basiaeschna</i>	6
			<i>Ephemerella</i>	2				<i>Boyeria</i>	2
			<i>Hexagenia</i>	6				Indet. Aeshnidae	5
I	Ephemeroptera	Heptageniidae		4	I	Odonata	Calopterygidae		5
			<i>Epeorus (Iron)</i>	0				<i>Calopteryx</i>	6
			<i>Heptagenia</i>	4				<i>Hetaerina</i>	6
			<i>Leucrocuta</i>	1				Indet. Calopterygidae	6
			<i>Nixe (Nixe)</i>	2	I	Odonata	Coenagrionidae		9
			<i>Rhithrogena</i>	0				<i>Argia</i>	6
			<i>Stenonema</i>	3				<i>Enallagma</i>	8
			Indet. Heptageniidae	3				<i>Ischnura</i>	9
I	Ephemeroptera	Isonychiidae	<i>Isonychia</i>	2				Indet. Coenagrionidae	8
I	Ephemeroptera	Leptophlebiidae		2	I	Odonata	Cordulegasteridae		3
			<i>Choroterpes</i>	2				<i>Cordulegaster</i>	3
			<i>Habrophlebia</i>	4	I	Odonata	Corduliidae		5
			<i>Habrophlebiodes</i>	6				<i>Neurocordulia</i>	2
			<i>Leptophlebia</i>	4	I	Odonata	Gomphidae		1
			<i>Paraleptophlebia</i>	1				<i>Gomphus</i>	5
			Indet. Leptophlebiidae	4				<i>Lanthus</i>	5
I	Ephemeroptera	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	4				<i>Ophiogomphus</i>	1
I	Ephemeroptera	Metreopodidae		2				<i>Stylogomphus</i>	1
I	Ephemeroptera	Oligoneuriidae		2				<i>Stylurus</i>	4
I	Ephemeroptera	Polymitarciidae		2				Indet. Gomphidae	4
			<i>Ephoron</i>	2					

Continúa....

Cuadro IX.-Valores de tolerancia de los macroinvertebrados según RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989) I=Insecta, M=Mollusca, C=Crustacea, A=Annelida, P=Platheminthe, Ac=Acari.

.... Continuación

CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor	CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor
I	Odonata	Lestidae		9	I	Trichoptera	Apataniidae	<i>Apatania</i>	3
			<i>Lestes</i>	6	I	Trichoptera	Calamoceratidae		3
I	Odonata	Libellulidae		9	I	Trichoptera	Dipseudopsidae	<i>Phylocentropus</i>	5
			<i>Erythemis</i>	2	I	Trichoptera	Glossosomatidae		0
			Indet. Libellulidae	2				<i>Agapetus</i>	0
I	Odonata	Macromiidae		3				<i>Culoptila</i>	1
			<i>Macromia</i>	2				<i>Glossosoma</i>	0
I	Plecoptera	Capniidae		1				<i>Protoptila</i>	1
			<i>Allocaupnia</i>	3				Indet. Glossosomatidae	1
			<i>Paracapnia</i>	1	I	Trichoptera	Goeridae	<i>Goera</i>	3
			Indet. Capniidae	3	I	Trichoptera	Hydropsychidae		4
I	Plecoptera	Chloroperlidae		1				<i>Arctopsyche</i>	1
			<i>Alloperla</i>	0				<i>Cheumatopsyche</i>	5
			<i>Sweltsa</i>	0				<i>Diplectrona</i>	5
			Indet. Chloroperlidae	0				<i>Hydropsyche</i>	4
I	Plecoptera	Leuctridae		0				<i>Macrostemum</i>	3
			<i>Leuctra</i>	0				<i>Parapsyche</i>	0
			<i>Zealeuctra</i>	0				<i>Potamyia</i>	5
			Indet. Leuctridae	0				Indet. Hydropsychidae	5
I	Plecoptera	Nemouridae		2	I	Trichoptera	Brachycentridae		1
			<i>Amphinemura</i>	3				<i>Micrasema</i>	2
			<i>Nemoura</i>	1				Indet. Brachycentridae	2
			<i>Ostrocerca</i>	2	I	Trichoptera	Helicopsychidae		3
			Indet. Nemouridae	2	I	Trichoptera	Hydroptilidae		4
I	Plecoptera	Peltoperlidae	<i>Tallaperla</i>	0				<i>Agraylea</i>	8
I	Plecoptera	Perlidae		1				<i>Alisotrichia</i>	6
			<i>Acroneuria</i>	0				<i>Hydroptila</i>	6
			<i>Agnatina</i>	2				<i>Ithytrichia</i>	4
			<i>Eccopectura</i>	3				<i>Leucotrichia</i>	6
			<i>Neoperla</i>	3				<i>Neotrichia</i>	2
			<i>Paragnetina</i>	2				<i>Orthotrichia</i>	6
			<i>Perlesta</i>	4				<i>Oxyethira</i>	3
			Indet. Perlidae	3				<i>Palaeagapetus</i>	1
I	Plecoptera	Perlodidae		2				Indet. Hydroptilidae	6
			<i>Diura</i>	2	I	Trichoptera	Lepidostomatidae		1
			<i>Isoperla</i>	2				<i>Lepidostoma</i>	1
			Indet. Perlodidae	2	I	Trichoptera	Leptoceridae		4
I	Plecoptera	Pteronarcidae		0				<i>Ceraclea</i>	3
			<i>Pteronarcys</i>	0				<i>Mystacides</i>	4
I	Plecoptera	Taeniopterygidae		2				<i>Nectopsyche</i>	3
			<i>Taeniopteryx</i>	2				<i>Oecetis</i>	5
								<i>Setodes</i>	2
								<i>Triaenodes</i>	6
								Indet. Leptoceridae	4

Continúa....

Cuadro IX.-Valores de tolerancia de los macroinvertebrados según RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989) I=Insecta, M=Mollusca, C=Crustacea, A=Annelida, P=Platheminthe, Ac=Acari.

.... Continuación

CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor	CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor
I	Trichoptera	Limnephilidae		4	A	Oligochaeta	Naididae	<i>Chaetogaster</i>	7
			<i>Hydatophylax</i>	2				<i>Dero</i>	10
			<i>Limnephilus</i>	3				<i>Nais</i>	8
			<i>Platycentropus</i>	4				<i>Pristina</i>	8
			<i>Pseudostenophylax</i>	0				<i>Pristinella</i>	8
			<i>Psychoglypha</i>	0				<i>Vejdovskyella</i>	6
			<i>Pycnopsyche</i>	4				Indet. Naididae	8
			Indet. Limnephilidae	4	A	Oligochaeta	Indet. Oligochaeta		8
I	Trichoptera	Molannidae		6	A	Oligochaeta	Indet. Lumbricina		6
			<i>Molanna</i>	6	A	Polychaeta	Indet. Polychaeta		6
I	Trichoptera	Odontoceridae		0	A	Hirudinia	Aeolosomatidae	Indet. Aeolosomatidae	8
			<i>Psilotreta</i>	0	A	Hirudinia	Branchiobdellidae	<i>Branchiobdella</i>	6
I	Trichoptera	Philopotamidae		3				Indet. Branchiobdellidae	6
			<i>Chimarra</i>	4	A	Hirudinia	Bdellidae		10
			<i>Dolophilodes</i>	0	A	Hirudinia	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i>	6
			<i>Wormaldia</i>	2	A	Hirudinia	Indet. Hirudinea		8
			Indet. Philopotamidae	4	Ac	Arachnoidea	Arrenuridae	<i>Arrenurus</i>	6
I	Trichoptera	Phryganeidae		4	Ac	Arachnoidea	Lebertiidae		8
			<i>Oligostomis</i>	2				<i>Lebertia</i>	7
			<i>Ptilostomis</i>	5	Ac	Arachnoidea	Atractideidae	<i>Atractides</i>	6
			Indet. Phryganeidae	4	Ac	Arachnoidea	Mideopsidae	<i>Mideopsis</i>	6
I	Trichoptera	Polycentropodidae		6	Ac	Arachnoidea	Tyrellidae	<i>Tyrellia</i>	6
			<i>Cyrnellus</i>	8	Ac	Arachnoidea	Limnesidae	<i>Limnesia</i>	6
			<i>Neureclipsis</i>	7	Ac	Arachnoidea	Limnocharidae	<i>Limnochares</i>	6
			<i>Phylocentropus</i>	5	Ac	Arachnoidea	Sperchonidae		8
			<i>Polycentropus</i>	6				<i>Sperchon</i>	6
			Indet. Polycentropodidae	6	Ac	Arachnoidea	Unionicolidae	<i>Unionicola</i>	6
I	Trichoptera	Psychomyiidae		2	Ac	Arachnoidea	Indet. Acariformes		6
I	Trichoptera	Rhyacophilidae		0	Ac	Arachnoidea	Indet. Polydesmida		6
			<i>Rhyacophila</i>	1	C	Decapoda	Cambaridae	<i>Cambarus</i>	6
I	Trichoptera	Sericostomariidae		3				<i>Orconectes</i>	6
I	Trichoptera	Uenoidae		3				Indet. Cambaridae	6
			<i>Neophylax</i>	3	C	Amphipoda	Crangonyctidae	<i>Crangonyx</i>	6
A	Oligochaeta	Haplotaxidae	Indet. Haplotaxidae	5	C	Amphipoda	Gammaridae		4
A	Oligochaeta	Lumbriculidae	<i>Eclipdrilus</i>	5				<i>Gammarus</i>	6
			Indet. Lumbriculidae	5	C	Amphipoda	Talitridae		8
A	Oligochaeta	Enchytraeidae	Indet. Enchytraeidae	10	C	Isopoda			8
A	Oligochaeta	Tubificidae		10			Idoteidae	<i>Edotea</i>	5
			<i>Aulodrilus</i>	7	C	Isopoda	Asellidae	<i>Caecidotea</i>	8
			<i>Rhyacodrilus</i>	10				<i>Lirceus</i>	8
			<i>Tubifex</i>	10	C	Copepoda			8
			Indet. Tubificidae	10	C	Ostracoda			8
					C	Cyclopoida			8
					C	Cladocera		<i>Daphnia</i>	8

Continúa....

Cuadro IX.-Valores de tolerancia de los macroinvertebrados según RBP-III (Plafkin *et al.*, 1989) I=Insecta, M=Mollusca, C=Crustacea, A=Annelida, P=Platheminthe, Ac=Acari.

.... Continuación

CLASE	ORDEN	FAMILIAS	GÉNEROS	Valor
Co	Hidroida	Hidridae	Hydra	5
M	Bivalvia/Pelecypoda			8
M	Bivalvia	Sphaeriidae		6
			<i>Musculium</i>	6
			<i>Pisidium</i>	6
			<i>Sphaerium</i>	6
			Indet. Sphaeriidae	6
M	Bivalvia	Pisidiidae		8
M	Gastropoda	Ancylidae	<i>Ferrissia</i>	6
			Indet. Ancylidae	6
M	Gastropoda	Hydrobidae		7
			<i>Amnicola</i>	5
			Indet. Hydrobiidae	8
M	Gastropoda	Lymnaeidae		6
			<i>Fossaria</i>	6
			Indet. Lymnaeidae	6
M	Gastropoda	Physidae		8
			<i>Physella</i>	8
			Indet. Physidae	8
M	Gastropoda	Planorbidae		7
			<i>Helisoma</i>	6
			Indet. Planorbidae	6
M	Gastropoda	Pleuroceridae	<i>Goniobasis</i>	6
			Indet. Pleuroceridae	6
M	Gastropoda	Thiaridae		8
M	Gastropoda	Valvatidae		6
P	Turbellaria	Dugesidae	<i>Dugesia</i>	6
P	Turbellaria	Plathelminthidae		4
P	Turbellaria	Planariidae		1
			Indet. Turbellaria	6

ANEXO 2.

LISTADOS DE PUBLICACIONES PERIÓDICAS

RESULTANTES DE LA BÚSQUEDA Y SELECCIÓN DE

ÍNDICES BIÓTICOS.

Registros de la Búsqueda de artículos elegidos para la selección de Índices Bióticos.

Jueves Feb 23 10:41:51 PST 2006 CSA Registros marcados. ASFA: Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts. Se presentan los registros de acuerdo como lo reporta el ASFA. Indicando el o los índices utilizados.

Registro 1 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Mancini, L., P. Formichetti, A. Anselmo, L. Tancioni y A. Marchini. 2005. Biological quality of running waters in protected areas: the influence of size and land use. *Biodiversity and Conservation* 14(2):351-364.

Registro 8 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Kilgour, B. W., K. M. Somer y D. R. Barton. 2004. A Comparison of the sensitivity of stream benthic community indices to effects associated with mines, pulp and paper mills, and urbanization. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23(1):212-221.

Registro 10 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Wang, L. y P. Kanehl. 2003. Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water streams. *Journal of the American Water Resources Association*. 39(5):1181-1196.

Registro 16 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Purcell, A. H., C. Friedrich y V. H. Resh. 2002. An Assessment of a Small Urban Stream Restoration Project in Northern California. *Restoration Ecology*. 10(4):685-694.

Registro 17 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Klemm, D. J., K. A. Blocksom, W. T. Thoeny, F. A. Fulk, A. T. Herlihy, P. R. Kaufmann y S. M. Cormier. 2002. Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the Mid-Atlantic Highlands region. *Environmental Monitoring and Assessment*. 78(2):169-212.

Registro 18 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Henne, L. J., D. W. Schneider y L. M. Martinez R. 2002. Rapid Assessment of Organic Pollution in a West-central Mexican River Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management*. 45(5):613-632.

Registro 20 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

García-Criado, F., M. Fernández-Alaiz y C. Fernández-Alaiz. 2002. Relationship between benthic assemblage structure and coal mining in the Boeza River basin (Spain). *Archiv fuer Hydrobiologie*. 154(4):665-689.

Registro 21 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Usseglio-Polatera, P. y J-N. Beisel. 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: Anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*. 18(2):197-211.

Registro 22 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Sorace, A., P. Formichetti, A. Boano, P. Andreani, C. Gramegna y L. Mancini. 2002. The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environmental Pollution*. 118(1):89-96.

Registro 23 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Enkhtsetseg, S. y B. Zagas. 2002. Biodiversity and water quality of Mongolian rivers. Proceedings of the 4th International Conference on Recirculating Aquaculture. [np].

Registro 24 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

Garcia-Criado, F., M. Fernandez-Alaez y C. Fernandez-Alaez. 2002. Relationship between benthic assemblage structure and coal mining in the Boeza River basin (Spain). *Archiv fur Hydrobiologie*. 154(4):665-689.

Registro 26 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Stewart, J. S., L. Wang, J. Lyons, J. A. Horwath y R. Bannerman. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*. 37(6):1475-1488.

Registro 32 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Ravera, O. 2001. A comparison between diversity, similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small stream: the Ravella River (Como Province, North Italy). *Aquatic Ecology*. 35(2):97-107.

Registro 37 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Whiles, M. R., B. L. Brock, A., C. Franzen, y S. C. II. Dinsmore. 2000. Stream Invertebrate Communities, Water Quality, and Land-Use Patterns in an Agricultural Drainage Basin of Northeastern Nebraska, USA. *Environmental Management*. 26(5):563-576.

Registro 39 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP, IBE

Solimini, A. G., P. Gulia, M. Monfrinotti y G. Carchini. 2000. Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River. *Hydrobiologia*. 422/423:197-208.

Registro 42 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

National Water-Quality Assessment Program. 2000. Benthic Invertebrates of Fixed Sites in the Western Lake Michigan Drainages, Wisconsin and Michigan, 1993-95. National Water-Quality Assessment Program. Western Lake Michigan Drainages. Report Number: USGS/WRI-95-421 1-D. 44 pp.

Registro 44 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Sorace, A., P. Colombari y E. Cordiner. 1999. Bird communities and extended biotic index (EBI) in some tributaries of the Tiber river. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 9(3):279-290.

Registro 45 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Rabeni, C. F., N. Wang y R. J. Sarver. 1999. Evaluating adequacy of the representative stream reach used in invertebrate monitoring programs. *Journal of the North American Benthological Society*. 18(2):284-291.

Registro 46 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Krulia, K. A. y K. Korfmacher. 1999. Stressed stream analysis and biomonitoring of the Clear Run watershed, Licking County, Ohio. *Ohio Journal of Science*. 99(1):A-30.

Registro 47 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

DeWalt, R. E., D. W. Webb y M. A. Harris. 1999. Summer Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) species richness and community structure in the lower Illinois River basin of Illinois. *Great Lakes Entomologist*. 32(3):115-132.

Registro 48 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Linke, S., R. C. Bailey y J. Schwindt. 1999. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*. 42(3):575-584.

Registro 51 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Leppanen, C. J., P. M. Blanner, R. S. Allan, W. H. Benson y K. J. Maier. 1998. Using a triad approach in the assessment of hazardous waste site leaching from a Superfund site to an adjacent stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 17(10):2106-2113.

Registro 54 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Mason, WT Jr. 1998. Macrobenthic monitoring in the Lower St. Johns River, Florida. *Environmental Monitoring and Assessment*. 50(2):101-130.

Registro 57 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Graca, M. A. S., y C. M. Coimbra. 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research*. 32(2):380-392.

Registro 61 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Lobinske, R. J., A. Ali e I. J. Stout. 1997. Benthic macroinvertebrates and selected physico-chemical parameters in 2 tributaries of the Wekiva River, central Florida, USA. *Medical Entomology and Zoology*. 48(3):219-231.

Registro 63 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE, BMWP

Koussouris, T., K. Gritzalis y O. Giannakou. 1997. Ecological classification of some rivers in Evritania, Central Greece. 5th Hellenic Symposium on Oceanography and Fisheries. Kavala, Greece, April 15-18, 1997. Proceedings. Volume 2. Fisheries, Aquaculture, Inland Waters. 5o Panellinio Symposio Okeanografias kai Alieias. Kavala, 15-18 Apriliou 1997. Praktika. Tomos 2. Alieia, Ydatokalliergeies, Esoterika Nera. Vol. 2, pp. 285-288.

Registro 65 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

Pozo, J., E. Orive, H. Fraile y A. Basaguren, A. 1997. Effects of the Cernadilla-Valparaiso reservoir system on the River Tera. *Regulated Rivers: Research & Management*. 13(1):57-73.

Registro 67 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Ioppolo, A., M. Vischetti, S. Melchiorre, M. G. Cappella, L. Volterra y L. Mancini. 1997. Pollution from fish farms: Methods applied and evaluation of results. *Rivista italiana di acquacoltura*. Verona. 32(3):97-104.

Registro 68 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Zanolin, B., M. Specchi. 1997. Benthic macroinvertebra and biological quality of Natisone River basin (north-eastern Italy). *Quaderni dell'Ente tutela pesca, Udine*. Nuova serie. Udine. 26: 47-57.

Registro 69 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Klobucar, G., G. Moro. 1997. The water quality of River Cormor downstream of Mortegliano (north eastern Italy). A brief note. *Quaderni dell'Ente tutela pesca, Udine*. Nuova serie. Udine. 26:111-113.

Registro 71 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

Zamora-Munoz, C., J. Alba-Tercedor. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*. 15(3):332-352.

Registro 72 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Friedman, E. S. 1996. Status & Trends in Benthic Macroinvertebrate Communities as an Indicator of Water Quality at Maryland's Core Monitoring Stations, 1976-1992. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Nontidal Assessment Division Annapolis MD USA. [np].

Registro 73 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Southerland, M. T., J. H. Volstad. 1996. Ecological Characterization of the Murley Run Watershed, Garrett County, Maryland. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Nontidal Assessment Division 580 Taylor Ave Annapolis MD 21401 USA. [np].

Registro 76 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP, IBE

Krusnik, C., B. Cernac. 1996. The dam on the Dravinja River and its impact on macroinvertebrate communities and river water quality. *Ichthyos*. Ljubljana. 13(1):29-49.

Registro 77 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

Ferreira, M. T., R. M. V. Cortes, F. N. Godinho, y J. M. Oliveira. 1996. Biological indicators of water quality applied to the Guadiana basin. *Recursos hidricos*. Lisbon. 17(2-3):9-20.

Registro 78 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Chessman, B. C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Australian journal of ecology*. Oxford. 20(1):122-129.

Registro 82 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

North American Lake Management Society (NALMS). 1995. The water quality of the Milwaukee River, southeastern Wisconsin, as determined by the family biotic index of arthropods, 1995. *Lake and Reservoir Management*. 11(2):140.

Registro 83 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

North American Lake Management Society (NALMS). 1995. The water quality of the Menomonee River, Milwaukee, Wisconsin, as determined by the family biotic index of arthropods, 1995. *Lake and Reservoir Management*. 11(2):140.

Registro 84 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

Docampo, L., B. G. De Bikuna. 1994. Development and application of a diversity index (D) to the benthic macroinvertebrate communities in the rivers of Biscay (North of Spain). *Archiv fur Hydrobiologie*. Stuttgart. 129(3):353-371.

Registro 85 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Friday, G. 1994. The water quality of the Menomonee River, Milwaukee, Wisconsin, as determined by the family biotic index of arthropods. *Lake and Reservoir Management*. 9(2). 74 p.

Registro 86 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Lillie, R. A. y R. A. Schlessler. 1994. Extracting additional information from biotic index samples. *Great Lakes Entomologist*. 27(3):129-136.

Registro 87 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Lenat, D. R., J. K. Crawford. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina piedmont streams. *Hydrobiologia*. 294(3):185-199.

Registro 90 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Resh, V. H. 1994. Variability, accuracy, and taxonomic costs of rapid assessment approaches in benthic

macroinvertebrate biomonitoring. Bollettino di zoologia. Naples. 61(4):375-383.

Registro 94 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Duzzin, B. 1993. (Presentation of research on the state of biological quality of River Livenza). (The Livenza: A river of national interest. Proceedings of the Sacile Meeting, 25 May 1991). Il Livenza: Un fiume di interesse nazionale. Atti del Convegno di Sacile del 25 maggio 1991. 21:19-23.

Registro 95 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Campaioli, S., N. De Marco y M. Martin. 1993. (Biological quality of the waters of River Livenza). (River Livenza: A river of national interest. Proceedings of the Sacile Meeting, 25 May 1991). Il Livenza: Un fiume di interesse nazionale. Atti del Convegno di Sacile del 25 maggio 1991. 21:24-40.

Registro 96 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Faessel, B., M. C. Roger y B. Cazin. 1993. Effects of point and nonpoint pollution on benthic invertebrate communities in the river Ardieres (Beaujolais). Annales de limnologie. Toulouse. 29(3-4):307-323.

Registro 97 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Rafferty, J. P., J. J. Czajkowski y J. R. Hodgson. A comparison of benthic macroinvertebrate communities of the lower Fox River and the upper East River, Brown County, Wisconsin.

Registro 100 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Charbonneau, R. y V. H. Resh. 1992. Strawberry Creek on the University of California, Berkeley Campus: A case history of urban stream restoration. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 2(4):293-307.

Registro 103 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

Camargo, J. A. 1992. Temporal and spatial variations in dominance, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent. Water, Air, & Soil Pollution. 63(3-4):343-359.

Registro 107 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Novak, M. A. y P. W. Bode. 1992. Percent model affinity: A new measure of macroinvertebrate community composition. Journal of the North American Benthological Society. 11(1):80-85.

Registro 108 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Rico, E., A. Rallo, M. A. Sevillano y M. L. Arretxe. 1992. Comparison of Several Biological Indices Based on River Macroinvertebrate Benthic Community for Assessment of Running Water Quality. Annales de Limnologie ANLIB3, 28(2):147-156, 2 fig, 3 tab, 30 ref.

Registro 113 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Whitehurst, Ian T. 1991. The Gammarus: Asellus ratio as an index of organic pollution. *Water Research*. 25(3):333-339.

Registro 114 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Petersen, C. E. 1991. Water quality of the west branch of the Dupage River and Kline Creek, Illinois, as evaluated using the arthropod fauna and chemical measurements. *Great Lakes Entomologist*. 24(3):127-131.

Registro 116 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Prato, S. y B. Rossaro. 1991. Macroinvertebrates of the Amaseno stream. *Rivista di idrobiologia. Monte del Lago sul Trasimeno*. 30(2-3):249-261.

Registro 117 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE, BMWP

Whitehurst, I. T. y B. I. Lindsey, BI. 1990. The impact of organic enrichment on the benthic macroinverte communities of a lowland river. *Water Research*. 24(5):625-630.

Registro 118 de 149

INDICES UTILIZADOS: BMWP

Bargos, T., J. M. Mesanza, A. Basaguren, y E. Orive. 1990. Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water course of Biscay. *Water Research*. 24(1):1-10.

Registro 119 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Modde, T. y H. G. Drewes. 1990. Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrates. *Freshwater biology. Oxford*. 23(2):171-180.

Registro 122 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBE

Zullini, A. 1988. The ecology of the Lambro River. *Rivista di idrobiologia. Monte del Lago sul Trasimeno*. 27(1):39-58.

Registro 125 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Majeed, S. A. 1987. Organic matter and biotic indices on the beaches of North Brittany. *Marine Pollution Bulletin*. 18(9):490-495.

Registro 132 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Nakajima, S., J. Oda e Y. Matsunami. 1984. Interrelationship between some environmental factors of riverbed gravels and pollution index of bottom fauna in the river. *Japanese journal of limnology*. 45(3):220-230.

Registro 133 de 149

INDICES UTILIZADOS: IBF

Narf, R. P., E. L. Lange y R. C. Wildman. 1984. Statistical procedures for applying Hilsenhoff's biotic index.

Journal of freshwater ecology. La Crosse, WI. 2(5):441-448.

Registro 136 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Monnot, A. 1982. (A biological index of general quality of streams. Application of the methodology.). ANN. SCI. UNIV. BESANCON (4 SER.) (BIOL. ANIM.). 3:22-31.

Registro 137 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Jones, J. R., B. H. Tracy, J. L. Sebaugh, D. H. Hazelwood, y M. M. Smart. 1981. Biotic index tested for ability to assess water quality of Missouri Ozark streams. Transactions of the American Fisheries Society. 110(5):627-637.

Registro 141 de 149

INDICES UTILIZADOS: RBP-III

Best, G.A. 1978. Recovery of two polluted rivers. Effluent Water Treatment Journal. 18(6): 267-273.

ANEXO 3.

**LISTADOS DE ORGANISMOS BENTÓNICOS
IDENTIFICADOS, ORGANIZADOS POR ESTACIÓN
MUESTREADA EN EL RÍO LERMA. NIVELES DE
OXÍGENO DISUELTO MEDIDOS POR ESTACIÓN
(ISLAS, 2003).**

Cuadro I.-Número de organismos colectados en Mayo del año 2000, ordenados por Estación, Orden, Familia y Género.

ESTACIÓN		ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	NO. DE ORG
Atacomulco	16/V/00	HETERODONATA	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> (Scopoli,	1
		PHARYNGOBDELLIDA	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>	2
		ISOPODA	Asellidae	<i>Lirceus</i>	1
		AMPHIPODA	Gammaridae	<i>Gammarus</i> (Hobbs,1942)	111
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Callibaetis</i> (Eaton,1881)	101
		EPHEMEROPTERA	Tricorythydae	<i>Leptohyphes</i>	13
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i> (Latr, 1807)	1
		TRICOPTERA	Polycentropopidae	<i>Polycentropus</i> (Curtis,1835)	8
		COLEOPTERA	Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> (Leach, 1817)	2
TOTAL					240
Chupícuaro	16/V/00	DECAPODA	Cambaridae	<i>Cambarellus</i> (Ortmann,1905)	2
		ODONATA	Coenagrionidae	<i>Enallagma</i>	2
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	2
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Sigara</i>	1
TOTAL					7
El Sabino	16/V/00	EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Callibaetis</i> (Eaton, 1881)	2
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	1
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Sigara</i>	16
TOTAL					19
Pueblo Nvo.	17/V/00	HEMIPTERA	Corixidae	<i>Sigara</i>	1
		HEMIPTERA	Notonectidae	<i>Notonecta</i>	1
TOTAL					2
La Calle	17/V/00	PULMONATA	Physidae		11
		ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	2
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Baetis</i> (Leach, 1815)	18
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Callibaetis</i> (Eaton, 1881)	5
		ODONATA	Coenagrionidae	<i>Enallagma</i>	3
		ODONATA	Coenagrionidae	<i>Ischnura</i>	3
		ODONATA	Lestidae	<i>Lestes</i>	1
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	21
		HEMIPTERA	Notonectidae	<i>Notonecta</i>	2
TOTAL					66
Yurécuaro	18/V/00	PULMONATA	Physidae		1
		HETERODONATA	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> (Scopoli,	1
		ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	1
		DIPTERA	Chironominae	<i>Chironomus</i> (Meigen,1803)	1
TOTAL					4
La Barca	18/V/00	DECAPODA	Cambaridae	<i>Cambarellus</i> (Ortmann,1905)	1
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Sigara</i>	1
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	8
TOTAL					10
Ibarra	18/V/00	HEMIPTERA	Corixidae	<i>Sigara</i>	1
		HEMIPTERA	Notonectidae	<i>Notonecta</i>	1
TOTAL					2

Cuadro II.-Número de organismos colectados en Julio del año 2000, ordenados por Estación, Orden, Familia y Género

ESTACIÓN	FECHA	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	NO. DE ORG
Atlacmulco	12/VII/00	DECAPODA	Cambaridae	<i>Cambarellus</i> (Ortmann,1905)	1
		ISOPODA	Asellidae	<i>Lirceus</i>	1
		AMPHIPODA	Gammaridae	<i>Gammarus</i> (Hobbs,1942)	82
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Baetis</i> (Leach, 1815)	21
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Callibaetis</i> (Eaton, 1881)	156
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i> (Latr, 1807)	6
		HEMIPTERA	Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> (Hoffmann, 1932)	1
		DIPTERA	Simuliidae	<i>Simulium</i> (Latreille, 1804)	58
		DIPTERA	Culicidae	<i>Culex</i> (Linnaeus, 1758)	4
TOTAL					330
Chupícuaro	12/VII/00	PULMONATA	Physidae		4
		HETERODONATA	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> (Scopoli,	9
		PHARYNGOBDELLIDAE	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>	12
		DIPTERA	Culicidae	<i>Culex</i> (Linnaeus, 1758)	1
TOTAL					26
El Sabino	12/VII/00	HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	1
TOTAL					1
Pueblo Nvo.	13/VII/00	DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	1
TOTAL					1
La Calle	13/VII/00	COLEOPTERA	Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> (Leach, 1817)	1
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen,1803)	2
TOTAL					3
Yurécuaro	13/VII/00	ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	2
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	2
TOTAL					4
La Barca	NO HUBO AGUA				0
Ibarra	13/VII/00	DECAPODA	Cambaridae	<i>Cambarellus</i> (Ortmann,1905)	3
TOTAL					3

Cuadro III.-Número de organismos colectados en Mayo del año 2001, ordenados por Estación, Orden, Familia y Género

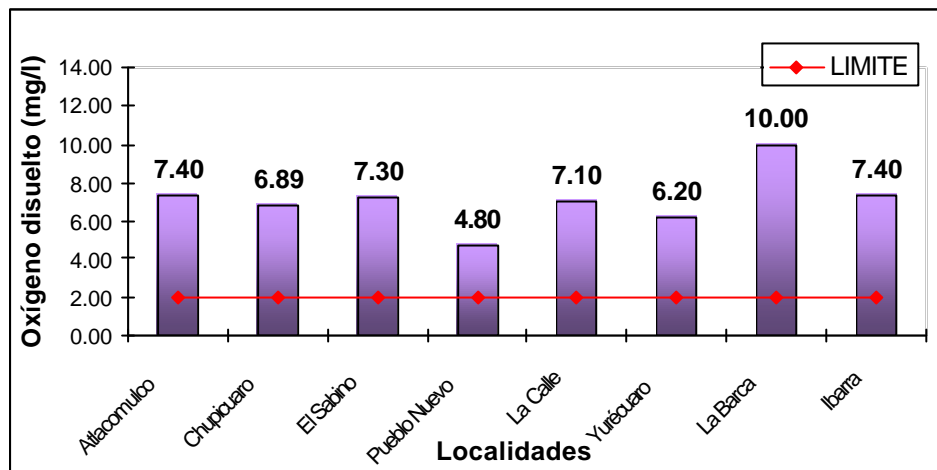
ESTACIÓN	FECHA	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	NO. DE ORG
Atlacmulco	18/V/01	PULMONATA	Physidae		3
		DECAPODA	Cambaridae	<i>Cambarellus</i> (Ortmann,1905)	1
		ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	3
		AMPHIPODA	Gamma ridae	<i>Gammarus</i> (Hobbs, 1942)	21
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Baetis</i> (Leach, 1815)	5
		EPHEMEROPTERA	Tricorythidae	<i>Tricorythodes</i> (Ulmer, 1920)	39
		HEMIPTERA	Notonectidae	<i>Notonecta</i>	1
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i> (Latr, 1807)	1
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Lethocerus</i>	1
		TRICOPTERA	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> (Curtis, 1835)	3
		COLEOPTERA	Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> (Leach, 1817)	2
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Pentaneura</i> (Johannsen,1946)	3
TOTAL					83
Chupícuaro	19/V/01	PULMONATA	Physidae		5
		ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	1
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Callibaetis</i> (Eaton, 1881)	2
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	1
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i> (Latr, 1807)	2
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Pentaneura</i> (Johannsen,1946)	5
TOTAL					16
El Sabino	19/V/01	ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	16
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Callibaetis</i> (Eaton, 1881)	1
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Sigara</i>	2
TOTAL					19
Pueblo Nvo.	23/V/01	HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	6
		COLEOPTERA	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> (Geoffrey, 1762)	1
		DIPTERA	Culicidae	<i>Culex</i> (Linnaeus, 1758)	1
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	34
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Pentaneura</i> (Johannsen,1946)	10
		DIPTERA	Stratiomyidae	<i>Stratiomys</i>	2
TOTAL					54
La Calle	23/V/01	HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	5
		ODONATA	Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> (Charpentier, 1840)	2
		COLEOPTERA	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> (Geoffrey, 1762)	1
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	1
TOTAL					9
Yurécuaro	23/V/01	PULMONATA	Physidae		1
		HEMIPTERA	Gerridae	<i>Gerris</i> (Fabr, 1794)	2
		COLEOPTERA	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> (Geoffrey, 1762)	1
		COLEOPTERA	Hydrophilidae	<i>Sperchopsis</i> (LeConte, 1862)	1
TOTAL					5
La Barca	20/V/01	ODONATA	Libellulidae	<i>Libellula</i> (Linnaeus, 1758)	2
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	37
		COLEOPTERA	Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> (Leach, 1817)	1
		COLEOPTERA	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> (Geoffrey, 1762)	1
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen,1803)	3
TOTAL					44
Ibarra	20/V/01	HEMIPTERA	Corixidae	<i>Sigara</i>	1
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	2
TOTAL					3

Cuadro IV.-Número de organismos colectados en Julio del año 2001, ordenados por Estación, Orden, Familia y Género

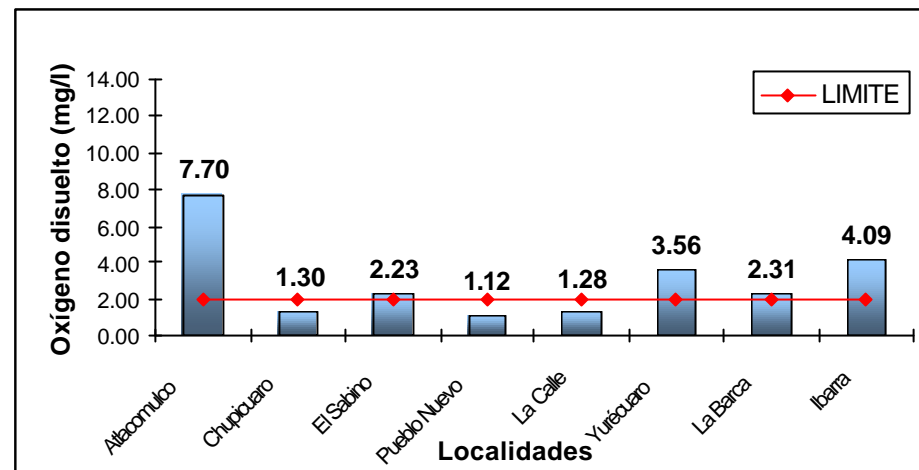
ESTACIÓN	FECHA	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	NO. DE ORG
Atlacmulco	13/VII/01	TRICLADIDA	Planariidae	<i>Cura</i>	1
		DECAPODA	Cambaridae	<i>Cambarellus</i> (Ortmann,1905)	2
		ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	5
		AMPHIPODA	Gammaridae	<i>Gammarus</i> (Hobbs, 1942)	23
		EFEMEROPTERA	Baetidae	<i>Baetis</i> (Leach,1815)	10
		EFEMEROPTERA	Baetidae	<i>Callibaetis</i> (Eaton, 1881)	7
		EFEMEROPTERA	Tricorythidae	<i>Tricorythodes</i> (Ulmer, 1920)	2
		HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i> (Latr, 1807)	4
		HEMIPTERA	Veliidae	<i>Trochopus</i> (Carpentier, 1898)	1
		TRICOPTERA	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> (Curtis, 1835)	1
		COLEOPTERA	Elmidae	<i>Macronychus</i>	1
		DIPTERA	Tipulidae	<i>Tipula</i> (Linnaeus, 1763)	1
		DIPTERA	Simuliidae	<i>Simulium</i> (Latreille, 1804)	10
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	1
TOTAL					69
Chupícuaro	14/VII/01	ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	1
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	1
TOTAL					2
El Sabino	14/VII/01	PHARYNGOBDELLIDA	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>	3
		ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	13
		HEMIPTERA	Veliidae	<i>Rhagovelia</i> (Mayr, 1865)	1
		HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	3
TOTAL					4
Pueblo Nvo.	15/VII/01	DIPTERA	Culicidae	<i>Culex</i> (Linnaeus, 1758)	9
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	1
TOTAL					34
La Calle	15/VII/01	HEMIPTERA	Corixidae	<i>Corisella</i>	3
		DIPTERA	Culicidae	<i>Culex</i> (Linnaeus, 1758)	1
		DIPTERA	Chironomidae	<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	3
TOTAL					7
Yurécuaro	16/VII/01	ODONATA	Libellulidae	<i>Libellula</i> (Linnaeus, 1758)	1
		ODONATA	Corduliidae	<i>Epitheca</i>	2
		TRICOPTERA	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> (Curtis, 1835)	1
TOTAL					4
La Barca	16/VII/01	ISOPODA	Asellidae	<i>Asellus</i> (Williams, 1970)	1
TOTAL					1
Ibarra	16/VII/01	DECAPODA	Cambaridae	<i>Cambarellus</i> (Ortmann,1905)	1
		AMPHIPODA	Gammaridae	<i>Gammarus</i> (Hobbs, 1942)	1
TOTAL					2

Gráfica 1.-Valores de Oxígeno disuelto(mg/l) en las distintas localidades, para el año 2000, línea roja límite mínimo de oxígeno disuelto (2mg/l). A)Mayo, B)Julio.

A

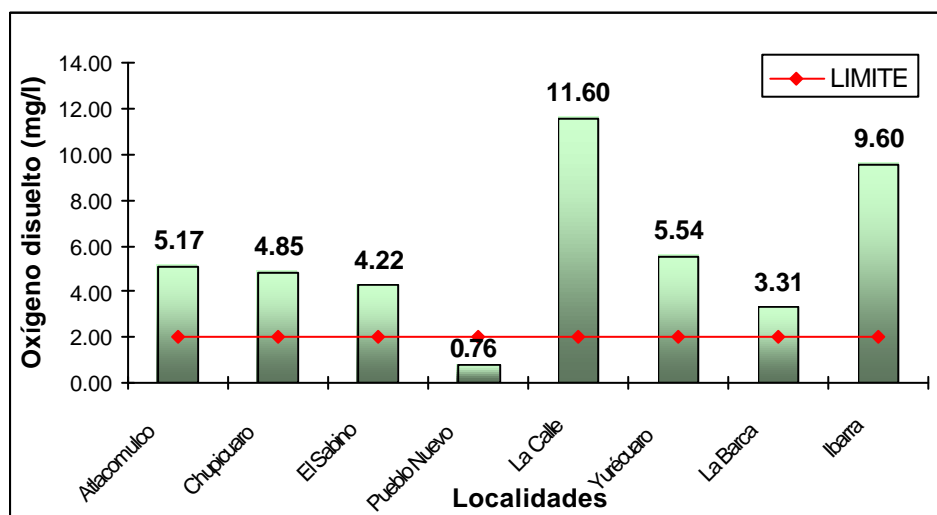


B

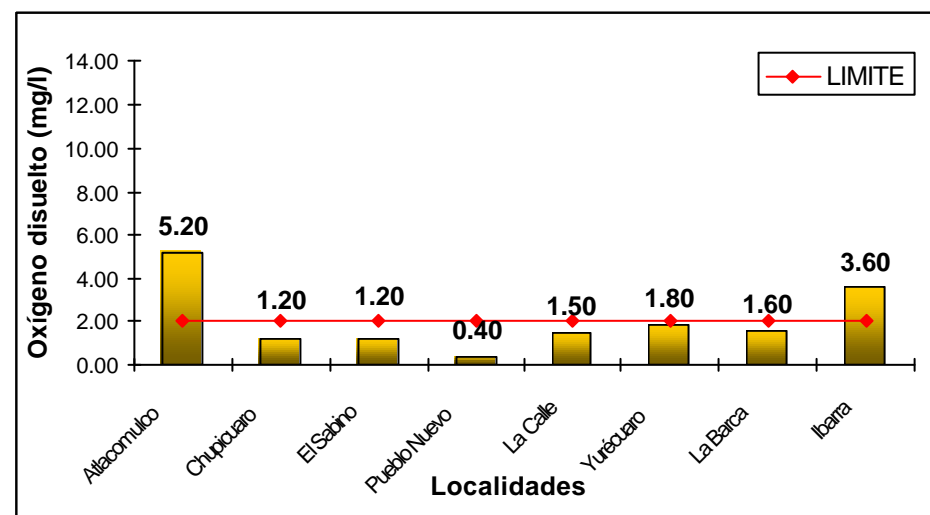


Gráfica 2.-Valores de Oxígeno disuelto(mg/l) en las distintas localidades, para el año 2001, línea roja límite mínimo de oxígeno disuelto (2mg/l). A)Mayo, B)Julio.

A



B



LISTADO DE ABREVIATURAS.

ASFA	Aquatic Science and Fisheries Abstracts
ASPT	Sistema de Promedio por Taxón (Average System per Taxon)
BMWP	Grupo de Trabajo para el Monitoreo Biológico (Biological Monitoring Working Party)
CCME	Canadian Council of Ministries of the Environment
CEE	Comunidad Económica Europea
CNA ó CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
EPA	Environmental Pollution Agency (Agencia de Contaminación Ambiental)
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
EUA	Estados Unidos de América
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (United Nations for Food and Agriculture Organization)
IB ó BI	Índice Biótico
IBB	Índice Biótico Belga
IBE	Índice Biótico Extendido
IBF	Índice Biótico de Familia
IBT	Índice Biótico del río Trent
ICA	Índice de Calidad del Agua
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
INEGI	Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática
msnm	metros sobre el nivel del mar
ppm	partes por millón
RBP	Protocolo Rápido de Bioevaluación (Rapid Bioassessment Protocol)
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
USEPA	United States Environmental Pollution Agency (Agencia de Contaminación Ambiental de Estados Unidos)