

Integridad biótica de ambientes acuáticos

Ricardo Pérez Munguía,* Raúl Pineda López[§]
y Martina Medina Nava*

El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos ha venido demandando el desarrollo de sistemas y métodos, que permitan conocer su grado de alteración debido a causas naturales y/o antropogénicas. Entre los conceptos y aproximaciones metodológicas más recientes se encuentra el de integridad biótica, que conjuga elementos estructurales y funcionales de los ecosistemas acuáticos para conocer el estado aproximado de sus procesos ecológicos y evolutivos.

Este concepto se desarrolló de manera principal para ecosistemas lóticos de agua dulce, que están entre los más afectados por las actividades humanas y poco a poco se ha ido incrementando su nivel de aplicación a otros sistemas acuáticos.

Este capítulo contiene los elementos conceptuales y metodológicos para el desarrollo de índices de integridad biótica y algunos ejemplos recientes de su aplicación en sistemas acuáticos, principalmente de carácter lótico, en nuestro país. Juzgamos conveniente ofrecer en una primera sección una visión de los distintos sistemas de evaluación biótica disponibles.

Las siguientes tres secciones exploran aspectos que permiten un mejor entendimiento de los ecosistemas lóticos y que complementan y/o validan la información obtenida a través de la aplicación de los índices de integridad biótica: la geomorfología de ríos, la determinación del estado más probable y la determinación de la calidad ambiental. En las secciones finales se presentan los fundamentos del diseño de índices de integridad biótica, mostrando algunos ejemplos de su aplicación en nuestro país.

Protocolos de evaluación biótica en ecosistemas acuáticos

La valoración biótica es una evaluación de las condiciones de un cuerpo de agua usando estudios y medidas directas de la biota residente en aguas superficiales (Barbour *et al.*, 1999). Las técnicas desarrolladas para estas evaluaciones son conocidas como “protocolos rápidos de evaluación biótica”, y fueron concebidas como estrategias con buen balance costo beneficio, científicamente válidas y orientadas a: 1) facilitar el análisis de múltiples sitios en campo; 2) obtener resultados rápidos para la toma de decisiones; 3) proveer reportes científicos de fácil acceso para el público y 4) promover procedimientos ambientalmente sanos.

* Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo.

§ Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro.

Además de estos objetivos principales, los protocolos que se han desarrollado también pueden aplicarse para: i) caracterizar la existencia y severidad de daños en los recursos acuáticos; ii) ayudar a identificar las fuentes y causas de los daños; iii) evaluar la efectividad de las acciones de control de la contaminación y restauración en ambientes acuáticos; iv) validar estudios accesibles y acumular valoraciones de impacto; y, v) caracterizar los atributos bióticos de las condiciones de referencia, es decir, de hábitat en buen estado de conservación (Barbour *et al.*, 1999).

Estos protocolos parten del principio de que las alteraciones de cualquier tipo en los sistemas acuáticos se reflejan en daños sobre la condición y el funcionamiento de sus comunidades bióticas; entre ellos están la pérdida de los taxa sensibles y los cambios en la estructura de las comunidades. El monitoreo biológico es esencial para evaluaciones de riesgo ecológico, porque mide las condiciones biológicas presentes y no sólo las químicas, y se convierte en una fuente significativa de comparación con las condiciones esperadas en ausencia de los impactos humanos (Gibbson *et al.*, 1999; Barbour *et al.*, 1999).

En México las aguas corrientes han sido negativamente impactadas; es difícil encontrar arroyos y ríos prístinos en la actualidad. En 1998, la red de medición de la calidad del agua en cuerpos de agua superficiales informó que 75% de nuestros ríos y arroyos presentan algún grado de contaminación (CNA/SEMARNAP, 1999). Los impactos más comunes sobre estos ambientes son alteraciones en la forma física, cambios en la descarga de agua y la introducción de materia orgánica, y presencia de sustancias químicas (Lindgaard, 1995).

A la biota que puede tolerar esos impactos se le ha denominado indicadora de alteraciones. Para el monitoreo de la biota en los sistemas acuáticos se han diseñado distintos índices; entre los más comunes están los índices de diversidad, los índices de similitud y los índices bióticos (incluyendo los índices sapróbicos).

De los índices de diversidad, el más utilizado es el de Shannon y Wiener (H') el cual, para el caso de ambientes acuáticos, se ha hallado correlacionado con la calidad del agua en cuanto a la contaminación orgánica (Tabla I).

TABLA 1. RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DE ÍNDICE DE DIVERSIDAD CON LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA (WILHM Y DORRIS, 1968 EN DALL, 1995)

VALOR DEL ÍNDICE DE SHANNON Y WIENER	INTERPRETACIÓN
$H > 3$	Aguas limpias
$H = 2-3$	Aguas ligeramente contaminadas
$H = 1-2$	Aguas medianamente contaminadas
$H = 0-1$	Aguas fuertemente contaminadas

Sin embargo, éste y otros índices de diversidad, por sí mismos, tampoco reflejan la condición del ecosistema, pues la diversidad no necesariamente covaría con la estabilidad del sistema (Calow, 1992).

Entre los métodos que emplean la similitud para el monitoreo se encuentran el índice de similitud de Sorensen y los diferentes algoritmos que se han desarrollado para el análisis de grupos de los valores que arroja (*cluster*), entre los que históricamente se han privilegiado el método jerárquico de Ward y el método de promedio no ponderado (UPGMA). Estos índices solamente miden la semejanza en los componentes de dos o más sitios, pero no necesariamente están relacionados con la causalidad de fenómenos de degradación u otros.

Los índices bióticos, frecuentemente llamados índices bióticos rápidos o protocolos rápidos de biovaloración, parecen ser los mejores métodos para evaluar la calidad del ambiente de los sistemas lóticos, aunque lo deseable es combinar la medición de la diversidad con índices sapróbicos y con el uso de organismos indicadores (Dall, 1995). Estos índices emplean con frecuencia como nivel deseable de identificación taxonómica la familia y/o el género (excepto los índices sapróbicos que requieren del nivel de especie), por lo que exhiben un buen nivel costo-beneficio y son fáciles de usar. Además, permiten no sólo detectar la contaminación orgánica sino también otros tipos de contaminación (Dall, 1995; Barbour *et al.*, 1999). Entre los más comunes se encuentran: IBI (Índice de Integridad Biótica; S (Índice Sapróbico); TBI (Índice

Biótico de Trent); CBS (Calificación Biótica de Chandler); EBI (Índice Biótico Extendido) y DFI (Índice de Fauna Danés).

Generalmente ningún índice, sapróbico o biológico, puede evaluar la totalidad de los cambios (Fleituch, 1992). Su sensibilidad dependerá del nivel de contaminación química, por lo que es posible que en sitios donde la contaminación química sea débil, la biodiversidad estará determinada principalmente por las características físicas e históricas del sitio, y los organismos indicadores quizá tendrán que soportar condiciones inhabitables, pero esto no implica que desaparezcan de la comunidad. Es importante mencionar que los métodos biológicos se complementan con los obtenidos mediante análisis químicos.

Las evaluaciones clásicas de la calidad de aguas corrientes incluyen métodos saprobiológicos estandarizados que requieren de mucho tiempo y determinaciones taxonómicas muy precisas y, aún así, no proveen de información precisa sobre la situación ecológica y la estructura de las comunidades de estos ambientes. Además, no permiten discernir entre los efectos antropogénicos de la alteración y los que resultan de la dinámica misma de los ecosistemas (Simic, 1996). Por otro lado, los listados de organismos indicadores dependen del autor y son a veces contradictorios, limitados a ciertas regiones (Europa y Norteamérica), o bien, simplemente no se cuenta con información suficiente para otras especies de potencial utilidad.

Además de los métodos de monitoreo anteriormente señalados, otro índice usado con éxito es el Índice Biológico Global Normalisé (IBGN), creado en 1992 por la Asociación Francesa de Normalización (AFNOR, 2003; www.inrp.fr/biogeo/cooper/eau/html/ibgnsom.htm). Este método mide las diferencias en proporción entre taxa sensibles y resistentes, en términos de su composición, abundancia y diversidad, empleando a los macroinvertebrados como una expresión de la calidad ecológica.

Geomorfología de los ríos

La definición de los sistemas lóticos sólo como flujos de agua que van de la cabecera a la boca de una cuenca (dimensión longitudinal) es limitada. Los movimien-

tos verticales y laterales del agua, la energía, los materiales y los organismos; influyen sobre el carácter de los corredores lóticos, incluyendo sus entornos riparios. Asimismo, los cambios de esos factores en el tiempo son especialmente críticos en la comprensión de estos sistemas, de tal manera que para definir a un sistema lótico es necesario considerar estos procesos como tetradimensionales (Figura 1).

Los cauces de los sistemas lóticos son construidos por procesos geomórficos transversales (erosión), longitudinales (transporte y deposición de sedimentos), verticales (columna de agua y sustrato) y todos ellos ocurren simultáneamente. En su base, estos procesos están regulados por “el poder del agua”, fenómeno que resulta de la combinación de la magnitud del flujo y de la pendiente.

En general, se reconocen tres tipos de descargas de agua: la *formadora de canal* (o *dominante*), la *efectiva* y la de *máxima ribera* (*bankfull*). De ellas, es la *formadora del canal* la que provoca procesos geomórficos longitudinales y transversales. Estos fenómenos dependen de la conformación de la línea de máxima profundidad o *thalweg* (camino del valle en alemán), a partir de la cual se disipa la energía que permite la erosión del cauce así como el transporte y depósito de sedimentos. La línea de máxima profundidad no necesariamente se encuentra en el centro del cauce, sino que modela la sinuosidad del cauce dependiendo de la naturaleza del terreno (Figura 2).

Las relaciones entre la disipación de la energía dentro de los cauces de la corriente y la pendiente provocan la conformación de las secciones del sistema: estanques, rabiones y escalones. Lo que permite reconocer dos tipos de sistemas longitudinales: 1) Sistemas de rabión-estanque (Figura 3a) y 2) Sistemas de escalón-estanque (Figura 3b).

Los tres tipos de descarga determinan la forma final del cauce en conjunto con el “pulso de la corriente”, que está representado por las variaciones cíclicas del caudal. Por ello la estructura del cauce incluye tres límites: la línea de máxima ribera (*bankfull stage*), que es aquella donde el flujo del agua alcanza su máximo al menos cada dos años; el otro límite de la ribera corresponde a la corriente activa; el tercero es el límite o línea de la llanura de inundación, que corresponde al

FIGURA 1. DIMENSIONES PARA LA DEFINICIÓN DE UN ECOSISTEMA LÓTICO

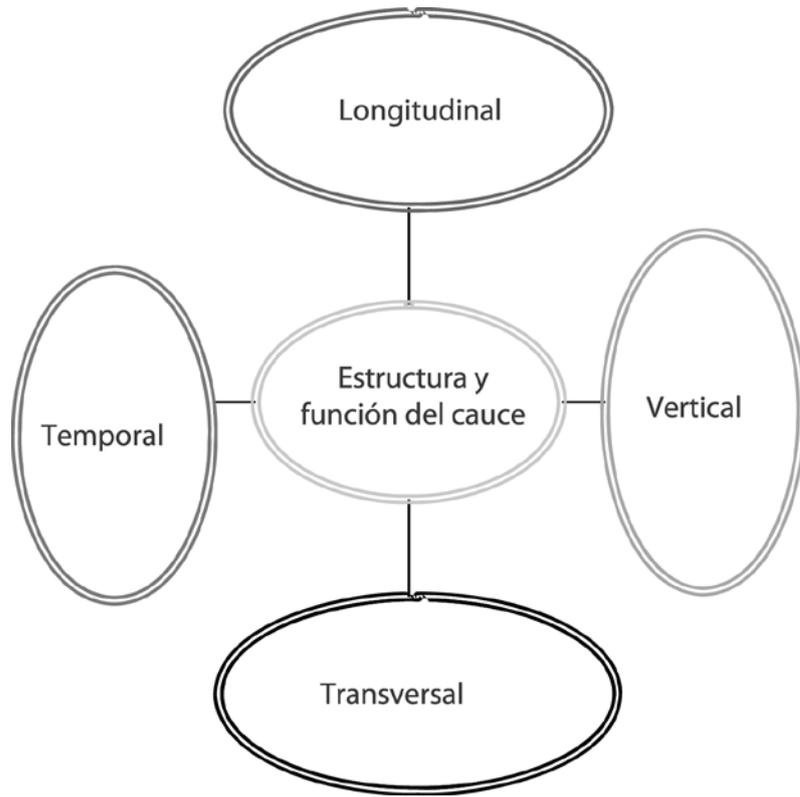


FIGURA 2. LÍNEA DE MÁXIMA PROFUNDIDAD O *THALWEG*



FIGURA 3A. SISTEMA RABIÓN-ESTANQUE 1
RABIÓN Y 2 ESTANQUE



FIGURA 3B. SISTEMA ESCALÓN-ESTANQUE 1
ESCALÓN Y 2 ESTANQUE



punto que la corriente alcanza por lo menos una vez cada cinco años (Figura 4). Estos límites se obtuvieron de análisis de varias décadas con más de 35,000 puntos para arroyos y ríos de Estados Unidos de América por lo que su aplicabilidad se considera amplia para nuestro país (Rosgen, 1998).

Las relaciones entre estos puntos clave permiten reconocer algunos de los parámetros que afectan la estabilidad de las corrientes: ancho del canal, profundidad del canal, velocidad del flujo, descarga, pendiente, materiales del fondo del canal, entrada de sedimentos y la distribución del tamaño de las partículas del sedimento (Rosgen, 1996; Rosgen y Silvey, 1998). Estas variables no son independientes entre sí, sino que interactúan en la conformación del cauce y permiten estimar el tipo de cauce esperado de

acuerdo con su posición topográfica y con el relieve del paisaje, a lo que se le conoce como “estado más probable”.

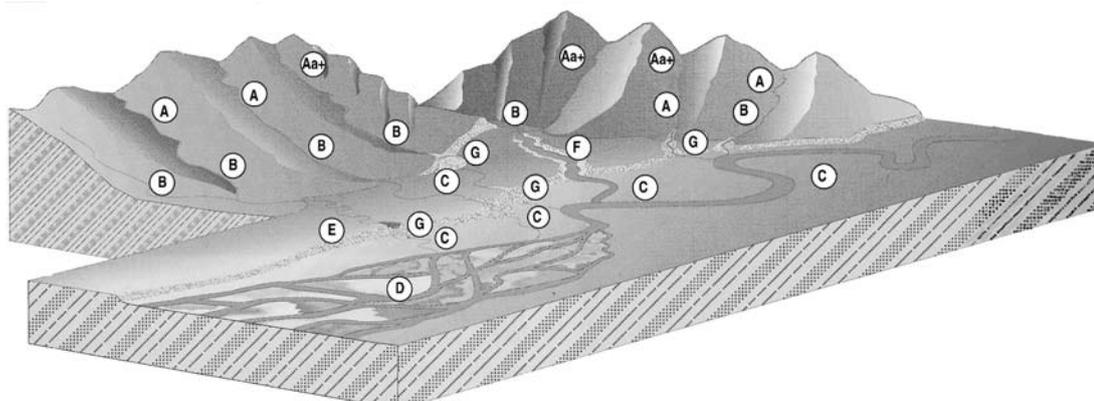
En 1996, Rosgen, basado en la sinuosidad del cauce, en el movimiento de la corriente y las relaciones del ancho y la profundidad del cauce, en la pendiente y el tipo de sustrato, propuso un modelo de clasificación de las corrientes para determinar el estado más probable del sistema (Figura 5).

Desde el punto de vista hidrológico, si una corriente no ha sufrido alteraciones provocadas por el hombre (que suelen ser suficientes para modificar su estado más probable), los procesos de disipación de la energía siguen siendo ordenados por las fuerzas geomórficas y, en consecuencia, el río conserva su resistencia a la alteración.

FIGURA 4. VISTA TRANSVERSAL DE LA UBICACIÓN DE LOS NIVELES DEL CAUCE DE UN ECOSISTEMA LÓTICO



FIGURA 5. CLASIFICACIÓN DE LOS TIPOS DE CAUCE CONFORME SU POSICIÓN TOPOGRÁFICA Y AL RELIEVE DEL PAISAJE (TOMADO DE ROSGEN, 1996)



Nota: la descripción de la clasificación que aquí aparece puede verse en el apéndice 3 de este artículo.

Determinación del estado más probable

El procedimiento para establecer el “estado más probable” de ríos y arroyos requiere mediciones sencillas pero laboriosas y, para ello, se recomienda seguir la metodología de Rosgen y Silvey (1998), anotando los datos en la hoja de campo para la clasificación de corrientes (Apéndice 1), siguiendo los pasos incluidos en el Apéndice 2.

Todos estos datos permiten reconocer el tipo de cauce que se analiza, aplicando los criterios propuestos por Rosgen y Silvey (1998), los cuales clasifican a los cauces naturales de las corrientes. Los datos pueden referirse a la clave gráfica de Rosgen (1996) y Rosgen y Silvey (1998), o pueden aplicarse en la clave que se presenta en los apéndices 3 al 11.

Rosgen y Silvey (1998) han encontrado que los tipos de arroyos están relacionados con la topografía de las cuencas, de manera que encontrar un tipo de cauce en un intervalo topográfico diferente al esperado, debiera ser motivo de atención, ya que podría significar una alteración de la condición natural (Figura 5).

Calidad del hábitat

La necesidad de monitorear los ambientes acuáticos ha traído como consecuencia el desarrollo de distintos protocolos que ayudan al entendimiento de los deterioros, principalmente desde los puntos de vista fisicoquímico y físico.

Índice de calidad del hábitat

El índice de calidad de hábitat desarrollado por Binns (1979, citado en Culpin 1985), fue diseñado para monitorear la calidad del hábitat en arroyos de Norteamérica. Relaciona la calidad del hábitat con la biomasa de truchas (*Onchorhynchus* spp. y *Salmo* spp.) en arroyos y ríos (Cuplin, 1985). En el campo, el primer autor mencionado en esta sección probó 13 atributos físicos del hábitat, cinco atributos correspondientes a la química del agua, y cuatro relacionados con aspectos biológicos (Tabla 2).

Índice de calidad del agua

En nuestro país se cuenta con un método estandarizado para medir la calidad del agua, denominado Índice de Calidad del Agua (ICA), el cual está siendo aplicado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Comisión Nacional del Agua (CNA). Se basa en el índice modificado propuesto por León-Vizcaíno (1991). El ICA establece el grado de contaminación del agua a la fecha del muestreo y está expresado como porcentaje de agua pura; así, agua altamente contaminada tendrá un ICA igual o cercano a 0 %, en tanto que en el agua en excelentes condiciones el valor del índice será cercano a 100% (<http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Pages/sniarn.aspx>). El ICA se calcula sobre

TABLA 2. ATRIBUTOS PARA DETERMINAR EL ÍNDICE DE CALIDAD DE HÁBITAT, BINNS 1979 (TOMADO DE CUPLIN, 1985)

CLASES	ATRIBUTOS
Riqueza de especies y composición	<ol style="list-style-type: none"> 1. Flujo del agua del arroyo en el último verano 2. Variación del flujo del agua en el arroyo 3. Temperatura máxima de la corriente en verano 4. Velocidad del agua 5. Turbidez 6. Cobertura 7. Anchura del arroyo 8. Profundidad del arroyo 9. Morfología del arroyo 10. Susceptibilidad de las riberas a la erosión 11. Sustrato 12. Materia orgánica 13. Deposición de cieno
Composición trófica	<ol style="list-style-type: none"> 1. Nitratos 2. Alcalinidad total 3. Fósforo total 4. Sólidos disueltos totales 5. Ion hidrógeno
Abundancia de peces y composición	<ol style="list-style-type: none"> 1. Vegetación de las riberas del arroyo 2. Abundancia de alimento de peces de la familia Salmonidae 3. Diversidad de alimento para los peces salmónidos 4. Tipo de alimento de los peces

la base de 18 parámetros destacados, seleccionados por su importancia relativa para reconocer el grado de contaminación (Tabla 3).

Para facilitar el uso de los resultados del ICA con miras a la toma de decisiones en el manejo de los recursos acuáticos, existe una clasificación de la calidad del agua para usos específicos según el valor del Índice de Calidad del Agua (CNA/SEMARNAP, 1999) disponible en la página web de la Comisión Nacional del Agua: www.cna.gob.mx.

El ICA puede ser un índice confiable para determinar el grado de contaminación del agua, sin embargo, su aplicación requiere de equipo e instalaciones, así como de personal calificado para tomar las muestras y hacer los análisis de laboratorio. Por ello, los programas de monitoreo usando este procedimiento son caros. Por esta razón se ha extendido

el uso del Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISCA) como un protocolo de monitoreo más simple, y que es el resultado de combinar cinco parámetros: temperatura, oxidabilidad (de la materia orgánica), materias suspendidas, oxígeno disuelto en el agua y conductividad eléctrica.

En función de estos parámetros se establece una clasificación en la que el ISCA varía entre 0 y 100. Cuanto mayor es el índice, mejor es la calidad del agua. Así pues, un agua para todos los usos debe tener un ISCA superior a 85, en tanto que por debajo de 30 no es apta para ningún uso.

Índice de calidad ambiental visual

Este protocolo se diseñó para monitorear la calidad ambiental con base en los componentes de la estructu-

TABLA 3. PARÁMETROS PARA CALCULAR EL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)

PARÁMETRO	PESO (W _i)	PARÁMETRO	PESO (W _i)
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	5	Nitrógeno en nitratos NO ₃ -1	2
Oxígeno disuelto	5	Alcalinidad	1
Coliformes fecales	4	Color	1
Coliformes totales	3	Dureza total	1
Sustancias activas al azul de metileno (detergentes)	3	Potencial de hidrógeno (pH)	1
Conductividad eléctrica	2	Sólidos suspendidos	1
Fosfatos totales (PO ₄ -3)	2	Cloruros (Cl-1)	0.5
Grasas y aceites	2	Sólidos disueltos	0.5
Nitrógeno amoniacal (NH ₃)	2	Turbiedad	0.5

ra del hábitat que disipan energía, como la sinuosidad, los materiales del sustrato y de las riberas, la presencia de puntos de retención de sedimentos y flujo del agua, condiciones de la vegetación de las riberas y de la zona riparia y la condición de la planicie de inundación.

Con el conjunto de estos componentes, Barbour *et al.* (1999) diseñaron un sencillo y elegante método para calificar la calidad ambiental visual. El protocolo toma en cuenta diez criterios, que se califican en un tramo representativo de río, considerando como representativo el equivalente a 40 veces el ancho del cauce. La aplicación de los criterios de evaluación se hace con base en la topografía del lugar en estudio. Así, este último factor se divide en dos grandes categorías: como de gradiente alto cuando los sitios tienen pendiente de moderada a alta, típica de zonas de montaña; o como de gradiente bajo en sitios con pendiente suave, propia de valles. Los criterios de evaluación son:

1. *Sustrato disponible para la epifauna.* Se refiere a la cantidad y variabilidad de sustratos disponibles para el asentamiento de macroinvertebrados (se califica en ambos gradientes).
2. *Embebimiento.* Considera a la cantidad de sustratos que se encuentran cubiertos por partículas finas o por algas filamentosas (se califica para el gradiente alto).
3. *Caracterización del sustrato de los estanques.* Califica la heterogeneidad del fondo de los estanques (se califica para el gradiente bajo).
4. *Patrones de velocidad/profundidad.* Se refiere a la presencia de cuatro patrones de velocidad/profundidad: suave-somero, suave-profundo, rápido-somero y rápido-profundo (se califica para el gradiente alto).
5. *Variabilidad de los estanques.* Considera la variabilidad en el tamaño y profundidad de los estanques. Con cuatro patrones: estanques pequeños y someros, estanques pequeños y profundos, estanques grandes y someros y estanques grandes y profundos (se califica para el gradiente bajo).
6. *Gradiente de sedimentación.* Califica la acumulación anómala de sedimentos (se califica en ambos gradientes).
7. *Estatus del flujo.* Considera la forma como la corriente toca las riberas (se califica en ambos gradientes).
8. *Alteraciones del canal.* Se consideran aquellas evidencias de modificaciones y/o alteraciones en el canal como resultado de obras construidas por el hombre (se califica en ambos gradientes).
9. *Frecuencia de rabiones.* Se refiere a la frecuencia en la presencia de rabiones en el tramo bajo estudio. Se considera la representación proporcional entre la distancia promedio entre los rabiones y el ancho del canal (se califica para el gradiente alto).
10. *Sinuosidad del canal.* Califica la tasa entre la longitud de la línea de máxima profundidad y la longitud del canal en línea recta (se califica para el gradiente bajo).

TABLA 4. RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD AMBIENTAL VISUAL

CATEGORÍA	INTERVALO	CALIFICACIÓN
Óptimo	16 - 20	200 - 166
Subóptimo	11 - 15	165 - 113
Marginal	6 - 10	112 - 60
Pobre	0 - 5	59 - 0

11. *Estabilidad de las riberas.* Se refiere a la proporción que ocupan en el tramo las evidencias de erosión y/o fallas de las riberas.
12. *Protección vegetal de las riberas.* Estima la proporción de las riberas del cauce que se encuentran con vegetación ribereña nativa.
13. *Ancho de la zona de vegetación riparia.* Estima el ancho de la zona de amortiguamiento proporcionado por la vegetación nativa de la zona riparia en ambas riberas.

El protocolo considera cuatro categorías para calificar a cada variable en forma independiente, y la suma total de puntos indica la categoría de la calidad ambiental visual del cauce bajo estudio (Tabla 4).

La evaluación visual de la calidad ambiental emplea variables en microescala con respecto al tamaño de la sección de río que se quiera estudiar, así como la estimación del embebimiento de los sustratos y otras en macroescala a nivel de cuenca, como ocurre con el tipo de corriente presente. En su conjunto este protocolo es una forma de evaluar las posibilidades de asentamiento de la biota, calificando en forma individual a cada variable, lo que permite estimar aquellas situaciones en las que se encuentre algún grado de degradación.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA) ha puesto a disposición una guía completa de este protocolo en la página www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.

Índice de calidad ambiental para manantiales

Como ejemplo de la aplicación del Índice de Calidad Ambiental se presenta el desarrollado para los ma-

nantiales cársticos de la huasteca mexicana (Pérez-Munguía, 2004) y que se basa en las variables que mostraron sensibilidad para clasificar a los manantiales: magnitud del flujo, temperatura, conductividad y tamaño del manantial. Las variables del ambiente circundante, como las actividades humanas y uso del suelo, no fueron significativas para la elaboración del índice de calidad ambiental, debido a que los manantiales seleccionados tenían un alto nivel de conservación. Las variables de sustrato disponible para la epifauna y de sustrato embebido, representan posibilidades de establecimiento de la biota lo cual afecta considerablemente a la composición y estructura de las asociaciones (en este caso de coleópteros acuáticos), por lo que se requirió ponderarlas en el diseño de este índice.

El algoritmo con que se calculó el Índice de Calidad Ambiental (ICAm) es:

$$ICAm = 2 (VF) + VA/2(n - 1)$$

Donde:

ICAm = Índice de Calidad Ambiental

VF = La suma de las variables físicas (SE + S)

VA = La suma de las variables ambientales (TM + MF + TA + C) / 2 (n - 1)

Variables físicas:

SE = Sustrato embebido

S = Sustrato disponible para la epifauna

Variables ambientales:

TM = Tamaño del manantial

MF = Magnitud del flujo

TA = Temperatura del agua

C = Conductividad

n = Número de variables ambientales consideradas (el denominador 2(n - 1) se empleó para ajustar las variables

La aplicación de la fórmula propuesta a 38 manantiales analizados mostró que sus valores oscilaron entre 2.7 y 15.7. El universo de valores distribuido en categorías, permitió "calificar" a los sitios con base en una condición determinada de calidad ambiental, dentro de cuatro categorías en una serie: pobre, marginal, subóptima y óptima (Tabla 5).

TABLA 5. RESULTADOS DEL ÍNDICE DE CALIDAD AMBIENTAL PARA MANANTIALES DE LA HUASTECA MEXICANA

	CATEGORÍA 1	CATEGORÍA 2	CATEGORÍA 3	CATEGORÍA 4
Nominación de la categoría	Pobre	Marginal	Subóptimo	Óptimo
Rango del ICAM	2.7 = Y < 8.7	8.7 = Y < 9.8	9.8 = Y < 14.5	Y > 14.5

El índice desarrollado tiene la fortaleza de que puede ser aplicado en las diferentes condiciones de topografía, relieve y magnitud del flujo dentro de la huasteca mexicana, sin embargo, su debilidad radica en que no puede ser usado fuera del contexto regional mencionado. Sin embargo, la metodología se encuentra disponible para proponer otros índices similares para otras regiones de nuestro país. Esta circunstancia es común cuando se trabaja con índices detallados, pues el modelo puede ser sensible al contexto y a la región geográfica.

Integridad biótica de ecosistemas acuáticos

En 1981, Karr propuso el uso de los Índices de Integridad Biótica (IIB, o IBI por sus siglas en inglés) para entender la calidad de los sistemas acuáticos, suponiendo que las propiedades de los ecosistemas acuáticos son el resultado de fuerzas evolutivas que están interactuando en la configuración de los ecosistemas. En 1987, este mismo autor presentó una definición de la integridad biótica como: “La capacidad de soportar y mantener una comunidad adaptada, integrada y balanceada, con una composición, diversidad y organización funcional comparable con el hábitat natural de la región”.

Este novedoso método para expresar de manera comparativa el estado de los ecosistemas, con respecto a sistemas con poca o sin alteración por actividades humanas, es una manera rápida para proveer información sobre la organización de las comunidades ecológicas, al mismo tiempo que emplea un amplio grupo de mediciones biológicas que permiten hacer predicciones sobre la compleja dinámica de los ambientes acuáticos.

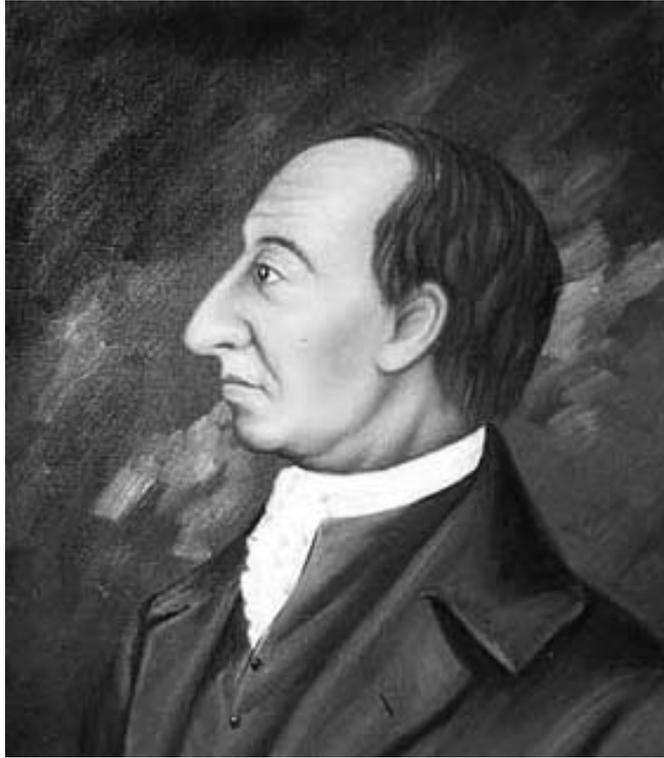
Los conceptos de salud de los ecosistemas no son nuevos, entre el 7 de marzo y 4 de abril de 1789, en la

reunión de la Real Sociedad de Edimburgo, el doctor Joseph Black, descubridor del dióxido de carbono, dio lectura a un documento de James Hutton (Figura 6), en el que aparecen las siguientes palabras: “I consider the Earth to be a super-organism and that its proper study should be by physiology.” (Considero a la Tierra como un super organismo, cuyo estudio adecuado debiera ser mediante la fisiología). Parece que ésta fue la primera vez que se presentó formalmente un comentario que hacía referencia a la teoría del superorganismo. Sin embargo, es común encontrar en culturas antiguas conceptos que refieren que el planeta está vivo y que son un referente para el desarrollo de la teoría de Gaia, presentada en la década de los 70. Esta teoría propone que nuestro planeta funciona como un organismo que mantiene las condiciones necesarias para su propia supervivencia (Lovelock, 1979).

En 1995, Karr propuso que: “El debate sobre salud e integridad ecosistémica necesita ir más allá de la validez y credibilidad científica, para reconocer el status legal y uso de estos conceptos en manejo y protección del ambiente”. De esta forma se plantea la necesidad de continuar con el desarrollo de modelos que permitan monitorear a los ecosistemas. En aras de mayor claridad, se propone a los lectores diferenciar claramente entre salud e integridad en los siguientes términos:

Salud. Es un estado definido como preferencial para sitios influenciados por la gente (por ejemplo, los cultivos), donde las acciones efectuadas por el hombre están dirigidas a la producción. En este contexto, en tanto se obtengan los resultados esperados por las acciones ejercidas sobre un cultivo, éste es sano. Pero estos sitios no tienen integridad funcional entre sus distintos componentes bióticos, pues las especies ahí cultivadas en la mayoría de los casos no han evolucionado en estos sitios.

FIGURA 6. RETRATO DE JAMES HUTTON (1726-1797)



Fuente: http://www.usgs.gov/aboutusgs/who_we_are/museum/collections/james_hutton.asp.

Integridad. Se define en términos de sitios con poca o sin influencia humana, en ellos los organismos son producto de procesos evolutivos y biogeográficos.

Diseño de índices de integridad biótica

La medición de la integridad biótica exige que los índices sean diseñados sobre bases conceptuales que permitan reconocer la variación natural de las comunidades empleadas como elementos de medición, así como las variaciones debidas a alteraciones antropogénicas.

La medición de la integridad biótica tiene las siguientes ventajas:

1. Costo-eficiente. Se trata de una herramienta rápida que no requiere de la inversión en equipos costosos para el monitoreo.
2. Válida científicamente. Es el resultado de profundos análisis aplicando el rigor científico, para

garantizar que su aplicación permita contar con datos confiables.

3. Provee datos múltiples en un muestreo. Para que se genere una herramienta práctica, como óptimo, un solo muestreo es suficiente para obtener información válida. Se recomienda que en sistemas lóticos el muestreo se haga en la época de sequía, cuando las condiciones hidrológicas permiten encontrar las comunidades acuáticas más estables que reflejen mejor las variaciones de origen antropogénico.
4. Ofrece resultados rápidos para la toma de decisiones. Atiende a los manejadores de los recursos acuáticos, quienes requieren de métodos efectivos que permitan establecer una manifestación claramente indicativa de los impactos sobre los ecosistemas acuáticos.
5. Produce reportes científicos de más fácil acceso al público. Los protocolos y sus resultados pueden diseñarse de forma que puedan aplicarse e

- interpretarse por personas sin estricta formación científica.
6. Utiliza procedimientos ambientalmente benignos. La toma de datos no impacta a las comunidades bióticas ni a los procesos del ecosistema que se halla bajo monitoreo.
 7. Es multimétrica. Un evento de toma de datos debe proveer varias mediciones. Éstas son las variables (métricas) que componen al índice.
 8. Es multivariada. El diseño del índice debe emplear el poder de la estadística multivariada. La certidumbre de un índice es una de sus mayores fortalezas, por lo que su simplicidad no debe poner en riesgo su confiabilidad, lo que se logra a través del rigor de los análisis durante su diseño.
 9. Tiene enfoque regional. Las debilidades de otros modelos pueden estar relacionadas con la distribución geográfica de las especies o con particularidades de los ecosistemas. Por ello un sistema de monitoreo con principios de integridad biótica se diseña teniendo en mente que su aplicación debiera restringirse a regiones en las que sea posible pronosticar una composición biológica similar.

En su libro *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring* (1998) Karr y Chu establecen 37 premisas asociadas con la teoría y práctica, en la generación de índices multimétricos, de las cuales y para un mejor entendimiento de los elementos de un índice de integridad biótica, se resaltan las siguientes:

Premisa 8. Comprensión de las respuestas biológicas. El entendimiento de las respuestas biológicas requiere de mediciones a través de diferentes grados de influencia humana. Se resalta la necesidad de contar con una medida fidedigna de la variación provocada por impactos humanos en las respuestas biológicas y no confundirla con la variación natural de los atributos biológicos de las poblaciones.

Premisa 9. Atributos biológicos. Los índices deben ser sencillos, por lo que deben considerarse sólo aquellos atributos biológicos que proporcionan señales confiables acerca de la condición biológica. Esta premisa tiene significado como un nuevo enfoque de

los indicadores biológicos, e implica que con éstos no se trata de encontrar “especies indicadoras” sino encontrar atributos en las comunidades biológicas que permitan reconocer impactos provocados por actividades humanas.

Premisa 10. Los análisis gráficos revelan las respuestas biológicas. El informe gráfico de los análisis estadísticos ayuda, con frecuencia, a mejorar la comprensión sobre los fenómenos bajo estudio.

Premisa 12. Integración de múltiples factores. Los fenómenos en la naturaleza son multidimensionales, por lo mismo su entendimiento tiene su explicación en análisis multimétricos. Por esta característica, los índices proveen información integrada.

Premisa 23. La apropiada clasificación de sitios es clave. Los sitios de referencia considerados para el diseño de un índice de este tipo deben considerar los siguientes aspectos: 1) mostrar una gradación al menos aparente de los impactos, desde altos grados de degradación hasta sitios cercanos a la condición prístina; 2) pertenecer a una misma región o a un mismo sistema y, dependiendo de la escala de análisis, es deseable trabajar al menos dentro de una misma cuenca o región hidrológica.

Premisa 33. Análisis estadístico multivariado. El poder de la estadística multivariada frecuentemente provee de un amplio panorama sobre el conocimiento biológico.

Siguiendo estas premisas se pueden generar índices que utilicen variables (métricas específicas) que permitan discernir entre sitios con diferentes grados de impacto y, de esta forma, generar estrategias de monitoreo que reconozcan entre sitios con diferentes grados de integridad biótica y que no se confundan con la variación naturalmente esperable en las comunidades empleadas para el diseño del índice.

De igual forma, un índice es una herramienta de información integrada significativa, que proviene de varias mediciones de atributos biológicos. Los distintos modelos de monitoreo ambiental han seguido distintas estrategias fundadas en bases ecológicas y biogeográficas, que derivan del grado de conocimiento de la biota acuática y su entorno.

Las ideas sobre el uso de organismos indicadores se encuentran ampliamente difundidas y han derivado en modelos de monitoreo bajo la perspectiva del “Sín-

drome de ecosistemas deprimidos”, la que considera que los ecosistemas acuáticos afectados muestran los siguientes indicadores de estrés:

- § Alteración de la estructura de las comunidades bióticas a favor de las formas de vida pequeñas.
- § Reducción de la diversidad de especies.
- § Incremento de la dominancia de especies con estrategia reproductiva “r”.
- § Incremento de la dominancia de especies exóticas.
- § Reducción del número de componentes de la secuencia funcional en las cadenas tróficas locales.
- § Incremento en la prevalencia del daño.
- § Reducción de la estabilidad poblacional.

Estos síntomas pueden aparecer en diferentes combinaciones, dependiendo del tipo de daño. Por ejemplo, en la acidificación de los lagos los ciclos de nutrientes pueden permanecer cerca de los valores de referencia, mientras que las especies más sensibles desaparecen en el corto plazo.

Los principios de integridad biótica prefieren el uso de variables sensibles a los impactos humanos sobre los sistemas acuáticos y no enfatizan el uso de especies indicadoras. De esta forma, los protocolos se han desarrollado empleando comunidades del perifiton, macroinvertebrados acuáticos, peces y, más recientemente, comunidades vegetales y aves acuáticas.

Perifiton

Estos organismos, al vivir pegados al sustrato, reflejan los cambios ocurridos por alteraciones físicas, químicas y biológicas. Las diatomeas son útiles por su abundancia; la mayoría, además, proporciona múltiples indicadores sensibles a cambios específicos del hábitat. Adicionalmente, están adaptadas a un amplio intervalo de condiciones ecológicas y las valencias de tolerancia ambiental se conocen para la mayoría de las especies. Tienen la desventaja de requerir de personal experimentado y de expertos en la identificación de las especies, y de microscopios y otros implementos de laboratorio. Los índices construidos con base en el perifiton han mostrado ser robustos, pero se recomienda que se acompañen de modelos de monitoreo que incluyan a los macroinvertebrados.

Macroinvertebrados acuáticos

En el diseño de índices para efectos de monitoreo ambiental se ha privilegiado el uso de las comunidades de macroinvertebrados, según Dall (1995) y Barbour *et al.* (1999), por las razones siguientes:

- a. La estructura de la comunidad de macroinvertebrados refleja las condiciones ambientales de la corriente, pues tienen diferentes grados de tolerancia a los contaminantes.
- b. Las asociaciones de macroinvertebrados son buenas indicadoras de condiciones localizadas porque son aparentes, abundantes y relativamente sedentarias.
- c. Son fáciles de identificar hasta el nivel de familia y pueden ser reconocidas por personas no experimentadas, empleando para ello sistemas visuales (como registros fotográficos regionales) de identificación taxonómica.
- d. Tienen ciclos de vida más o menos largos, por lo que pueden reflejar cambios ambientales en el corto tiempo.
- e. Son fáciles de coleccionar y se requiere de poco equipo; además la colecta se hace con poco personal, lo que vuelve barata la recolección de material biológico.
- f. El muestreo de asociaciones de macroinvertebrados tiene poco impacto en el detrimento de la biota residente, siempre que se mantenga al mínimo estrictamente indispensable.
- g. Estas comunidades son una fuente primaria de recursos alimentarios para muchas especies de peces, incluyendo algunas que son comercialmente importantes y otras de uso recreativo, lo que destaca su importancia.
- h. Son relativamente abundantes en muchas corrientes de primer y segundo orden, en las cuales las asociaciones de peces son limitadas o no existen.

Peces

El empleo de los peces para el monitoreo de los ecosistemas acuáticos está muy extendido, debido principalmente a que en general se tiene amplio conocimiento

de este grupo zoológico, acumulado sistemáticamente desde el siglo XVIII y, aunque en México aún no se cuenta con un inventario total, se trata del grupo de la biota acuática mejor conocido.

La comunidad de peces posee varios atributos que la hacen útil como indicador de la integridad biótica: son un componente altamente visible y sensible de los ecosistemas de agua dulce, los peces responden previsiblemente a cambios en los factores abióticos, como la calidad del agua y del hábitat, y a los bióticos, como la explotación del hombre y la adición de especies. Permiten evaluar tanto la estructura y función de la comunidad en los diferentes niveles tróficos, incorporando atributos a nivel de población y de la condición individual. Las métricas derivadas de las características comunitarias de este grupo tienen en general un alto poder de discriminación, ya que son sensibles a varios tipos de degradación, además de que las restricciones legales para su colecta son mínimas, exceptuando las especies incluidas en la norma de protección (Yoder, 1994, De la Lanza *et al.*, 2000).

Entre las desventajas de usar este grupo están la movilidad y las formas de migración de los peces en el caso de ríos y arroyos.

Vegetación

La vegetación ribereña estabiliza las riberas en los sistemas acuáticos, además es un filtro importante de

sólidos finos que provienen de los taludes del cauce. Es notable que las formas vegetales de las riberas sean principalmente herbáceas, pues tienen una biomasa mayor en las raíces (Figura 7a), las cuales son profusamente ramificadas, lo que confiere mayor estabilidad al suelo del área ribereña (Figura 7b).

La protección que confieren las herbáceas a las riberas no es comparable con la otras formas de vida, pues en el área ribereña la presencia de arbustos y árboles (sobre todo si fueron plantados allí) tiende a convertirse en un problema, debido a que los procesos laterales de disipación de energía derriban a los árboles o forman "islas" que modifican la estructura del cauce y con ello alteran la disipación de la energía, y de esta forma alteran los procesos geomórficos laterales y longitudinales que regulan la estructura del cauce (Figura 8).

En cambio las herbáceas acuáticas y subacuáticas, además de la estabilidad que le otorgan a las riberas, son también una importante fuente de heterogeneidad ambiental, son fundamentales como sustrato para el establecimiento de la biota acuática, y participan en la producción de materia y flujos de energía autóctona en los sistemas lóticos (Figura 9).

También se han empleado las asociaciones de plantas acuáticas para estimar la integridad biótica de ecosistemas acuáticos. Recientemente se presentó un índice para arroyos de primer orden en el suroeste de Montana, basado en la vegetación (Jones, 2005). Este índice está

FIGURA 7. IZQUIERDA: RAÍCES DE *CAREX*, CULTIVADAS EN EL VIVERO DE ROCKY MOUNTAIN RESEARCH STATION, FLAGSTAFF, ARIZONA, EE.UU. DERECHA: PROTECCIÓN VEGETAL DE LAS RIBERAS DEL ARROYO LA CONCHA, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO



FIGURA 8. IZQUIERDA: FORMACIÓN DE UNA "ISLA" EN EL CAUCE DEL ARROYO CHARCO AZUL, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO. DERECHA: RETENCIÓN ANORMAL DE SEDIMENTOS POR EL DIQUE FORMADO POR LA CAÍDA DE ÁRBOLES DENTRO DEL CAUCE DEL ARROYO PUERTO GARNICA, MICHOACÁN, MÉXICO



constituido por ocho métricas sensibles para estimar los impactos provocados por el hombre, entre ellas la cubierta de gramíneas y de especies exóticas dentro de la zona de inundación, la relación entre la cubierta de plantas anuales y bianuales, la cubierta de hidrófitas y la estabilidad de las riberas. La selección de las variables se hizo, en este caso, con base en su respuesta al estrés provocado por el pastoreo (Figura 10).

Aves

Los indicadores terrestres pueden ser importantes porque responden directamente a las perturbaciones que frecuentemente preceden a los cambios en las características físicas y acuáticas en ecosistemas acuáticos (Gregory *et al.*, 1991; Bryce y Hughes, 2002). De acuerdo con Block *et al.* (1986), Morrison (1986)

FIGURA 9. IZQUIERDA: VEGETACIÓN RIBEREÑA Y ACUÁTICA EN EL CAUCE DEL ARROYO CHARCO AZUL, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO. DERECHA: VEGETACIÓN ACUÁTICA EN EL RÍO HUICHIHUAYÁN, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO



FIGURA. 10. IZQUIERDA: ABREVADERO EN EL RÍO CHIQUITO DE MORELIA, MICHOACÁN.
DERECHA: IMPACTOS EN LAS RIBERAS DEL ARROYO EL SOLDADO, ARIZONA, EE.UU.



y Cronquist y Brooks (1991), las comunidades de aves pueden ser propuestas como buenos indicadores porque reflejan una amplia variación ecosistémica que incluye: la calidad del agua, la productividad, la estructura y complejidad de la vegetación, y la integridad del ecosistema. Las aves acuáticas y no acuáticas, además, se muestrean con técnicas costo-eficientes en áreas pequeñas y permiten el desarrollo de índices sensibles al nivel de comunidad.

Construyendo un índice de integridad biótica

Con la intención de mostrar el uso de comunidades de peces y de coleópteros, en esta sección se presentan dos ejemplos, para construir índices capaces de evaluar la integridad biótica de ambientes acuáticos.

Comunidades de peces

Inicialmente en el Índice de Integridad Biótica (IIB), Karr (1981) propuso 12 atributos que reflejaban riqueza y composición de especies, número y abundancia de especies indicadoras, organización y función trófica, comportamiento reproductivo, abundancia de peces y condición individual. Cada atributo recibía un valor de cinco puntos si tenía una condición similar al esperado para una comunidad de peces característica de un sistema con poca influencia humana, un valor de un punto si tenía un valor similar al esperado para una

comunidad significativamente diferente de la condición de referencia, y un valor de tres puntos si se encontraba en una condición intermedia. El valor total del IIB es la suma de los valores de los 12 atributos; con esto se puede clasificar a un sistema dado como el mejor si la suma da 60, o como un ambiente en mal estado si la suma es de hasta 12 puntos (Tabla 6). Cabe señalar que ese índice se desarrolló considerando taxa de peces de latitudes altas en el continente americano (Tabla 7).

La flexibilidad del IIB ha permitido su aplicación —mediante modificaciones y adaptaciones— a varias regiones ecológicas de los EE.UU. y otros sitios de Norteamérica, así como en diferentes sistemas acuáticos y regiones biogeográficas tanto en Europa, África, Canadá, Asia, Sudamérica y Australia (Hughes y Oberdorff, 1998).

A partir de la propuesta original se han formulado varias versiones del Índice de Integridad Biótica y éstas se han incorporado a programas de evaluación cuantitativa de recursos acuáticos en diversos estados de los EE.UU. Algunos se han adecuado a las diferencias en estructura y zoogeografía de las comunidades de peces y a las condiciones propias de los arroyos (Miller *et al.*, 1988).

El IIB basado en peces presenta, con respecto a otros índices, mayores ventajas por sus bases ecológicas, su sensibilidad a diferentes fuentes de degradación ambiental, y por producir resultados manejables y reproducibles. Sus desventajas aparecen en el sentido

TABLA 6. CATEGORÍAS Y MÉTRICAS EMPLEADAS EN LA CONSTRUCCIÓN DEL IIB ORIGINAL (KARR ET AL., 1987)

CATEGORÍA	MÉTRICAS (VARIABLES)
Riqueza de especies y composición	1. Número de especies nativas de peces
	2. Número e identidad de especies de percas (familia Percidae)
	3. Número e identidad de peces sol (familia Centrarchidae)
	4. Número e identidad de peces succionadores (familia Catostomidae)
	5. Número e identidad de especies intolerantes
	6. Proporción de individuos de especies tolerantes
	7. Proporción de individuos omnívoros
Composición trófica	8. Proporción de individuos insectívoros
	9. Proporción de individuos carnívoros
	10. Número de individuos en la muestra
	11. Proporción de individuos híbridos
Abundancia de peces y composición	12. Proporción de individuos con enfermedades, tumores, daños o anomalías en el esqueleto

de que requiere una cifra importante de riqueza de especies, abundante información básica y el uso de métodos subjetivos para la determinación de algunas métricas (Faush *et al.*, 1990).

El uso y aplicación del IIB también se ha extendido a lagos interiores, donde se ha ensayado la

sensibilidad de 13 atributos de la comunidad de la zona litoral, cinco de los cuales miden la riqueza de especies: número de especies nativas, especies de centrárquidos (lobinas), especies de ciprínidos (carpas), especies intolerantes y pequeñas especies bénticas; y ocho miden la abundancia relativa: por-

TABLA 7. INTERPRETACIÓN DE LOS VALORES DEL IIB PARA PECES EN ARROYOS (TOMADO DE KARR, 1981)

PUNTUACIÓN	CATEGORÍA (CLASE)	ATRIBUTOS
58 – 60	Excelente	Comparable con la condición prístina; están presentes todas las especies de peces regionalmente esperadas.
48 – 52	Bueno	Riqueza específica por debajo de la esperada se ha perdido la mayoría de las especies intolerantes; algunas especies se hallan con abundancias menores a las esperadas y con una distribución de tallas alterada respecto a la original conocida o de referencia; la estructura trófica muestra algunos síntomas de estrés.
40 – 44	Medio	Pocas especies están presentes. Se han perdido las intolerantes; los adultos (clase de mayor edad) de las especies depredadoras son escasos; la estructura trófica está dominada por omnívoros.
28 – 34	Pobre	Dominan las especies hábitat-generalistas y formas tolerantes; hay pocos depredadores; los factores de condición y tasa de crecimiento están deprimidos; los híbridos y peces con daños son comunes.
12 – 22	Muy pobre	Pocos peces están presentes, la mayoría son especies introducidas y formas tolerantes; los híbridos son comunes; los peces con daños, parásitos, aletas dañadas y otras anomalías son regulares.
	Sin peces	En repetidos muestreos no se encuentran peces.

centaje de especies bénticas del total de individuos capturados, especies intolerantes, especies tolerantes, peces exóticos, omnívoros, carnívoros estrictos, desovadores litófilos y especies habitantes de la zona de vegetación, mediante datos de al menos 15 años (Jennings *et al.*, 1998).

Comunidades de coleópteros acuáticos

Aunque existen diferentes modelos para diseñar un índice, es recomendable seguir una secuencia, la cual se ejemplifica aquí con un caso de estudio para construir un Índice de Integridad Biótica (IIBACA) para manantiales cársticos de la huasteca mexicana, empleando a las asociaciones de coleópteros acuáticos (Pérez-Munguía, 2004).

Al seleccionar los sitios de referencia se debe considerar que exista una gradación al menos aparente de impactos sobre los ambientes (Figura 11). Igualmente, deben elegirse sitios de una misma clase de sistemas (arroyos, ríos, manantiales; de tipo termal, cárstico, frío), y que pertenezcan a una misma región hidrológica, una cuenca o que, como mínimo, tengan una historia geológica similar.

Los sitios de referencia del IIBACA fueron manantiales cársticos, lo cual requirió un análisis previo usando un sistema de información geográfica (SIG), para determinar las cuencas hidrogeológicas en la huasteca mexicana mediante mapas de la geología, la hidrología subterránea y los climas, para

ubicar las cuencas hidrogeológicas de origen cárstico (Figura 12).

Además, con la información topográfica se intentó pronosticar las áreas en las que potencialmente se encontrarían manantiales de distinta magnitud de flujo (Figura 13).

Es importante conocer bien los protocolos estandarizados de muestreo para el grupo biológico que se ha elegido como base para diseñar el índice. En la construcción del IIBACA las muestras se obtuvieron considerando las propuestas teóricas de Spangler (1982) respecto de la distribución temporal y espacial de los coleópteros acuáticos. Para ello se hizo uso de la red acuática "D" de abertura de malla de 300 mm, y 33 cm de abertura máxima del aro (Figura 14).

Se obtuvieron los datos de composición y estructura de las asociaciones con base en los siguientes parámetros: riqueza (S), abundancia (N), índice de diversidad de Shannon y Wiener (H'), índice de diversidad alfa de la serie logarítmica (ALFA), índice de equitatividad de Pielou (E), índice de dominancia de Simpson (C), y los índices de similitud de Jaccard y Czekanovski-Dice-Sorensen (Magurran, 1988 y Southwood, 1978).

Posteriormente, para agrupar las semejanzas entre los datos obtenidos, se realizó un análisis de sitios (*cluster*), mediante la técnica de ligamiento promedio no ponderado (UPGMA) (McCune y Mefford, 1999). Para reconocer las diferencias en composición y estructura de las asociaciones así como el efecto que sobre éstas tie-

FIGURA 11. IZQUIERDA: MANANTIAL AGUA BUENA, SAN LUIS POTOSÍ, MUY MODIFICADO POR OBRAS DE EXTRACCIÓN. DERECHA: MANANTIAL EL PLÁTANO, QUERÉTARO, POCO IMPACTADO POR LAS ACTIVIDADES HUMANAS



FIGURA. 14. VISTAS DEL USO DE LA RED "D" PARA LA COLECTA DE COLEÓPTEROS



nen los parámetros ambientales, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (SAS Institute, 1989-1997). Además se realizó un análisis de ordenación mediante la técnica de análisis canónico de correspondencia (DECORANA), (McCune y Mefford, 1999).

Con la finalidad de conocer la estructura trófica de las asociaciones, se partió de categorizar la composición taxonómica de familias y géneros encontrada en los sitios de muestreo en grupos funcionales, de acuerdo con los criterios de Stehr (1987); Merrit y Cummins (1996); Barbour *et al.* (1999); Mandaville (2002); Perry (2002); Wood-Pawcatuck Watershed Association (2002); Australian Water Quality Centre (2003); SWCSMH (2003) y WRIA (2003).

En términos generales la huasteca mexicana es muy rica en familias y géneros de coleópteros acuáticos. Se encontraron 101 géneros comprendidos en 25 familias, de las que el 62.37 % de los géneros es aportado por las familias Dytiscidae (26.73%), Elmidae (18.81%) e Hydrophilidae (16.83%) (Pé-

rez-Munguía, 2004). Asimismo, la similitud y las relaciones de sinergia entre los sitios se explican por las diferencias en la composición y estructura de estas mismas familias. Por esto, en el diseño del índice se puso énfasis en la presencia de géneros pertenecientes a estas familias. También fue posible determinar que los manantiales son sitios en los que la coleopterofauna está respondiendo a las condiciones de cada manantial particular, por lo que las asociaciones parecen conformarse por procesos de colonización aleatoria y de extinción continua selectiva.

Con los datos extraídos del material biológico muestreado, se integró una matriz en la que se acomodaron los diferentes taxa ordenados para cada sitio de muestreo por abundancia y por gremios tróficos e indicando su valencia de tolerancia. Esta última variable es un índice, cuyos valores se asignan con base en la sensibilidad y tolerancia que muestra la familia (también están calculadas para

géneros y especies) respecto a diferentes alteraciones ambientales, por ejemplo, anoxia, embebimiento del hábitat y otros.

Con la información reunida fue posible proponer las variables de respuesta al ambiente (llamadas *métricas*), mismas que fueron seleccionadas y categorizadas de acuerdo con lo propuesto por Barbour *et al* (1999); Citizens' Environment Watch (2002); Mandaville (2002); Llansó (2002); Klemm *et al.* (2003) y Perry (2002). Véase Tabla 7. Estas variables se definen como sigue:

- § Riqueza de taxa. Se consideró como el número de géneros que conforman a las asociaciones de coleópteros en los sitios de muestreo.
- § Número de géneros de Dytiscidae. Se incluyó el número de géneros que pertenecen a la familia Dytiscidae, principalmente constituida por organismos depredadores y con atributos variables de tolerancia.
- § Número de géneros de Hydrophilidae. Los atributos de los organismos de esta familia la tipifican como tolerante a la contaminación orgánica.

TABLA 8. CATEGORÍAS Y VARIABLES INICIALMENTE PROPUESTAS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL ÍNDICE BIOLÓGICO, QUE EMPLEA A LAS ASOCIACIONES DE COLEÓPTEROS ACUÁTICOS EN LOS MANANTIALES CÁRSTICOS DE LA HUASTECA MEXICANA.

CATEGORÍA	VARIABLES DE RESPUESTA AL AMBIENTE	TENDENCIA CON LA ALTERACIÓN DEL AMBIENTE
Medidas de riqueza	Riqueza de taxa	Disminuye
	Número de géneros de Dytiscidae	Variable
	Número de géneros de Hydrophilidae	Variable
	Número de géneros de Elmidae	Disminuye
Medidas de estructura	Densidad de taxa	Disminuye
	Abundancia del taxón dominante	Aumenta
	Índice de Equitatividad de Pielou	Disminuye
Medidas de composición	Abundancia de organismos de Dytiscidae	Variable
	Abundancia de organismos de Hydrophilidae	Variable
	Abundancia de organismos de Elmidae	Disminuye
Medidas de tolerancia	Número de taxa sensibles	Disminuye
	Número de taxa tolerantes	Aumenta
	Proporción de taxa sensibles	Disminuye
	Proporción de taxa tolerantes	Incrementa
	Abundancia relativa de organismos sensibles	Disminuye
	Abundancia relativa de organismos tolerantes	Aumenta
	Índice de Sensibilidad Ponderado	Disminuye
	Índice de Tolerancia	Aumenta
Medidas tróficas	Porcentaje de taxa filtradores	Variable
	Porcentaje de taxa desgarradores	Disminuye
	Porcentaje de taxa omnívoros y recolectores	Aumenta
	Porcentaje de abundancia de taxa depredadores	Variable
	Proporción de abundancia entre taxa raspadores y colectores filtradores	Disminuye
Medidas de hábitos	Número de taxa fijos	Disminuye
	Porcentaje de taxa fijos	Disminuye

- § Número de géneros de Elmidae. Los géneros encontrados en la huasteca mexicana, en su mayoría son poco tolerantes o intolerantes a la contaminación orgánica. Por otro lado, en su mayoría viven prácticamente fijos, lo que hace que la disminución en la disponibilidad de sustrato por efecto del embebimiento o por alteraciones físicas, conduzca hacia la extirpación de estos géneros.
- § Densidad de taxa. Para obtenerla se emplea el valor total de densidad de todos los taxa obtenidos por muestra, mediante la siguiente fórmula:
- $$D = \sum n_i / m^2$$
- Donde:
- D = Densidad total de los taxa encontrados, expresado en número de individuos por metro cuadrado, que fue la unidad muestral.
- n_i = Número de individuos del *iésimo* taxón.
- § Abundancia del taxón dominante. Representa la proporción del aporte al índice de dominancia del taxón más dominante para cada sitio de muestreo. Se estimó con la siguiente fórmula:
- $$Ar = a_i/A(100)$$
- Donde:
- Ar = Abundancia relativa del taxón más dominante
- a_i = El aporte del taxón más dominante
- A = El total de la abundancia de todos los taxa
- § Índice de equitatividad de Pielou. Se considera como una medida de uniformidad que relaciona a la máxima diversidad esperada con la observada en un sitio. Esta variable es un reflejo de la distribución de las abundancias de la especies en una colección (Magurran, 1988).
- § Abundancia de organismos de Dytiscidae. Se consideró como la sumatoria de los individuos que pertenecen a esta familia.
- § Abundancia de organismos de Hydrophilidae. Se consideró como la sumatoria de los individuos que pertenecen a esta familia.
- § Abundancia de organismos de Elmidae. Se consideró como la sumatoria de los individuos que pertenecen a esta familia.
- § Medidas de tolerancia. Los valores de tolerancia de los géneros son un reflejo de los modelos adaptativos que ha seguido su evolución para enfrentar cambios en la calidad del agua, provocados principalmente por contaminación orgánica. Se espera que los géneros intolerantes sean extirpados en sistemas alterados, son los que Lindegaard (1995) reconoce como indicadores de alteración. Para obtener los valores de tolerancia, gremios tróficos y hábitos se adecuaron los criterios que aportan, Merrit y Cummins (1996); Barbour *et al.* (1999); Mandaville (2002); Perry (2002); Wood-Pawcattuck Watershed Association (2002); Australian Water Quality Centre (2003); SWCSMH (2003) y WRIA (2003).
- § Los géneros de los que no se tiene información, no fueron incluidos en los análisis.
- § Número de taxa sensibles. Con base en los valores conocidos de sensibilidad, se conformaron dos grupos, los que van de 1 a 5 en su calificación de tolerancia se consideran taxa intolerantes.
- § Número de taxa tolerantes. Con base en la calificación de tolerancia, los taxa que tuvieron valores de 6 a 10 se consideraron en la categoría de tolerantes. En estas dos últimas categorías se empleó la riqueza de taxa, para definirlos.
- § Abundancia relativa de organismos sensibles. Se empleó la tasa de las abundancias de los organismos que pertenecen a un taxón intolerante, bajo la siguiente fórmula:
- $$Ars = \sum t_s/A(100)$$
- Donde:
- Ars = Abundancia relativa de organismos que pertenecen a un taxón sensible.
- $\sum t_s$ = Aporte de abundancia de los taxa sensibles.
- A = Abundancia total de todos los taxa de las categorías de tolerancia/intolerancia.

§ Abundancia relativa de organismos tolerantes. Se empleó la tasa de las abundancias de los organismos que pertenecen a un taxón tolerante, bajo la siguiente fórmula:

$$Art = \Sigma t_i / A(100)$$

Donde:

Art = Abundancia relativa de organismos que pertenecen a un taxón tolerante.

Σt_i = Aporte de abundancia de los taxa tolerantes.

A = Abundancia total de todos los taxa de las categorías de tolerancia/intolerancia.

§ Índice de Sensibilidad Ponderado (ISP). Este índice fue diseñado para obtener un valor de sensibilidad para cada sitio. Representa la importancia de las especies intolerantes en términos de abundancia. Se obtuvo como la suma ponderada de las abundancias de los taxa intolerantes (sensibles), y se ajustó a un universo limitado de valores que van de 0 a 2, correspondiendo 0 a la menor sensibilidad (o mayor tolerancia) y 2 representa el mayor grado de sensibilidad (menor intolerancia), empleando la siguiente fórmula:

$$ISP = \frac{2 \cdot \Sigma[(Abr_i)(VT)] + \Sigma[(Abr_t)(VT)]}{(N-1)2}$$

Donde:

ISP = Valor del índice de Sensibilidad Ponderado.

Abr_i = Abundancia relativa de los taxa intolerantes.

Abr_t = Abundancia relativa de los taxa tolerantes.

VT = Valencia de tolerancia para el *i*-ésimo taxa.

N = Corresponde al aporte del producto de la abundancia relativa por la valencia de tolerancia de todos los taxa.

§ Índice de tolerancia. Este índice se generó como un referente del valor de importancia de los taxa tolerantes en cada sitio y tiende a ser inverso al ISP. Se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$IT = \frac{\Sigma[(Abr_i)(VT)]}{NT}$$

Donde:

IT = Índice de tolerancia.

Abr_i = Abundancia relativa de los taxa.

VT = Valencia de tolerancia para el *i*-ésimo taxón.

N = Número de taxa que aportan al valor de tolerancia total.

T = Corresponde al aporte del producto de la abundancia relativa por la valencia de tolerancia de todos los taxa.

§ Porcentaje de taxa filtradores. Representa el porcentaje que ocupan los taxa filtradores.

§ Porcentaje de taxa desgarradores. Son los taxa que fragmentan materia orgánica; representan un valioso indicador de impactos sobre ambientes riparios (Perry, 2002).

§ Porcentaje de taxa omnívoros y recolectores. Representa el porcentaje de taxa generalistas en sus estrategias de alimentación.

§ Porcentaje de abundancia de taxa depredadores. Puede hacerse restrictivo para excluir a los omnívoros.

§ Proporción de abundancia entre taxa raspadores y colectores filtradores. Considera el balance entre dos fuentes de alimento; los colectores filtradores pueden indicar un incremento en materia orgánica disponible en el ambiente; los taxa raspadores tienden a decrecer cuando aumentan las poblaciones de algas filamentosas y diatomeas (Perry, 2002).

§ Número de taxa fijos. Es el número de taxa cuyos modelos adaptativos les permiten vivir fijos al sustrato, que generalmente son rocas o estructuras de plantas acuáticas vivas.

§ Porcentaje de taxa fijos. Representa el porcentaje de organismos cuyos modelos adaptativos les permiten vivir pegados a un sustrato sumergido.

Las matrices de datos resultantes del conjunto de variables inicialmente propuesto fueron sometidas a diferentes análisis de correlación, de componentes principales y de ordenación, para eliminar aquellas que estuvieran fuertemente correlacionadas y que aportaran información redundante. Durante el desarrollo de un índice se debe contar con métodos que permitan validarlo, por lo que en este caso fue necesario desarrollar un Índice de Calidad Ambiental (ICAM) que, como elemento de contraste (por procedimientos de regresión u otros) permitiera encontrar las variables biológicas que fueran sensibles a la perturbación. Durante la selección de variables es muy útil emplear análisis de varianza de una sola vía (ANOVA), que permiten reconocer en forma individual aquellas variables propuestas que son sensibles al impacto negativo de las actividades humanas. Este paso requiere que previamente se tenga un agrupamiento de los sitios con base en su calidad ambiental. Esto permite seleccionar rápidamente a las variables de mejor respuesta al impacto, además de encontrar la relación entre el comportamiento de la variable y el tipo y cuantía de la perturbación provocada por las actividades humanas.

Para reconocer el grado de coherencia entre los índices de calidad ambiental y de integridad biótica, en este caso se usó un análisis de regresión utilizando el índice de calidad ambiental como el conjunto de variables independientes, y el índice de integridad biótica como el conjunto de variables dependientes. Asimismo, se comparó el índice de integridad biótica con los índices de sensibilidad ponderada y de tolerancia desarrollados.

Con base en los análisis se seleccionaron únicamente ocho variables, que explicaron la mayor parte de la variación entre los sitios de referencia y que no fueron redundantes: riqueza de taxa (RT), densidad de taxa (DT), número de taxa sensibles (TS), porcentaje de taxa de organismos omnívoros y recolectores (% OMN/REC), porcentaje de la abundancia de organismos depredadores (%ATD), proporción de abundancia entre taxa raspadores y colectores filtradores (TARAS/COL), número de taxa fijos (#TF) y porcentaje de taxa fijos (%TF).

Un análisis estadístico (distribución de percentiles) permitió obtener los intervalos de distri-

bución de datos y, con ello, se estandarizaron los valores obtenidos en cuatro categorías. Los criterios de calificación de las variables corresponden con los puntos extraídos de las categorías (Tabla 11). Únicamente el porcentaje de taxa omnívoros y recolectores (%OMN/REC) se consideró con valores negativos, pues se trata de la única variable seleccionada que se incrementa con la alteración del ambiente. Con base en los valores correspondientes a las variables, se calificaron los sitios de referencia (Tabla 9).

Con base en los valores correspondientes a las variables, se calificaron los sitios de referencia (Tabla 11). El algoritmo con el cual se calculó el índice de integridad biótica empleando a las asociaciones de coleópteros acuáticos (IIBACA) es una suma no ponderada de las variables de respuesta al ambiente, por parte de las asociaciones de coleópteros acuáticos. Como resultado se propuso la siguiente fórmula para obtener el IIBACA.

$$IIBACA = \sum VRA$$

Donde:

IIBACA = Índice de Integridad Biótica empleando a las Asociaciones de Coleópteros Acuáticos.

$\sum VRA$ = Sumatoria de las Variables de Respuesta Ambiental (riqueza de taxa, densidad de taxa, número de taxa sensibles, porcentaje de taxa de omnívoros/ recolectores, porcentaje de taxa depredadores, proporción de abundancia entre taxa raspadores y colectores filtradores, el número de taxa fijos y el porcentaje de taxa fijos).

El algoritmo propuesto tiene un intervalo de 3 a 27 puntos como valores extremos. Con un análisis de percentiles se obtuvieron las categorías, que se nombraron para referencia (Tabla 10).

Estas categorías se aplican a los sitios de referencia, de forma tal que se pueden hacer las clasificaciones gráficas como la mostrada en la Figura 15.

TABLA 9. CATEGORÍAS Y CRITERIOS DE CALIFICACIÓN DE LAS VARIABLES DE RESPUESTA AL AMBIENTE (VRA) SELECCIONADAS PARA CONSTRUIR EL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA CON BASE EN LAS ASOCIACIONES DE COLEÓPTEROS ACUÁTICOS EN MANANTIALES CÁRSTICOS DE LA HUASTECA MEXICANA. LOS CÓDIGOS DE LAS VARIABLES SE ENCUENTRAN EN EL TEXTO

CRITERIOS PARA CALIFICAR A LAS VARIABLES DE RESPUESTA AL AMBIENTE EN CATEGORÍAS					
VARIABLE	INTERVALO 1	INTERVALO 2	INTERVALO 3	INTERVALO 4	TENDENCIA DE RESPUESTA
RT	$1 \leq Y \leq 2$	$2 < Y = 6$	$Y = 7$	$Y > 7$	Decrece
DT	$1 \leq Y < 7$	$7 \leq Y < 15$	$15 \leq Y < 35$	$Y > 35$	Decrece
TS	$Y = 1$	$2 \leq Y < 4$	$4 \leq Y < 6$	$Y > 6$	Decrece
% OMN/REC	$0 \leq Y < 30$	$30 = Y < 33$	$33 \leq Y < 50$	$Y > 50$	Aumenta
% ATD	$0 \leq Y < 2.5$	$2.5 \leq Y < 27.4$	$27.4 \leq Y < 65.2$	$Y > 67.2$	Decrece
TARAS/COL	$Y = 0$	$0 < Y < 0.5$	$0.5 \leq Y < 1$	$Y > 1$	Decrece
#TF	$Y = 0$	$1 \leq Y \leq 3$	$Y = 4$	$Y > 4$	Decrece
%TF	$0 \leq Y < 7.14$	$7.14 \leq Y < 50$	$50 \leq Y < 66.66$	$Y > 66.66$	Decrece

CALIFICACIONES DE LAS CATEGORÍAS				
VARIABLE	CATEGORÍA 1	CATEGORÍA 2	CATEGORÍA 3	CATEGORÍA 4
RT	1	2	3	4
DT	1	2	3	4
TS	1	2	3	4
% OMN/REC	-1	-2	-3	-4
% ATD	1	2	3	4
TARAS/COL	1	2	3	4
#TF	1	2	3	4
%TF	1	2	3	4

El uso del IIB en México

La prevalencia del uso de la comunidad de peces como indicadores de la salud ambiental y/o biomonitoreos aún es reducida en México y más aún la utilización del Índice de Integridad Biótica y del Índice de Calidad Ambiental (Lyons *et al.*, 1995; De la Lanza *et al.*, 2000; Medina, 2003).

Se han desarrollado investigaciones acerca del uso de la comunidad de peces como indicadores de la integridad de los ecosistemas acuáticos y biomonitoreo principalmente para la Mesa Central y el Occidente de México por Lyons *et al.* (1998) y Soto-Galera *et al.*

(1998) quienes examinan cambios de distribución y la reducción de las comunidades de peces en cuencas específicas. Posteriormente a la investigación sobre el estado de las comunidades se inicia la utilización del IIB para ríos y lagos, especialmente de la cuenca del Lerma-Chapala. Lyons *et al.* (1995) presentan una propuesta de utilización del IIB en ríos de la zona centro-oeste de México, específicamente de la zona de Jalisco en la Sierra de Manantlán y la parte alta del río Duero. Los valores obtenidos del índice y las evaluaciones de la integridad biótica, para las 27 localidades, mostraron una alta correlación positiva con evaluaciones independientes de la calidad

Tabla 10. DEFINICIÓN FINAL DE LAS CATEGORÍAS DEL IIBACA

IIBACA	CATEGORÍA 1	CATEGORÍA 2	CATEGORÍA 3	CATEGORÍA 4
Intervalo	$6 \leq Y < 11$	$11 \leq Y < 14$	$14 \leq Y < 17$	$Y \geq 17$
Código	Pobre	Regular	Bueno	Excelente

del hábitat y la calidad del agua. Lyons *et al.* (1995) argumentaron que el IIB promete ser útil para identificar cuencas claves en los ríos y arroyos del occidente de México, para la protección de comunidades de peces nativos, de especies amenazadas y en peligro de extinción, así como para el monitoreo y evaluación de la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas.

Los criterios empleados por Lyons *et al.* (1995) para calcular el IIB en arroyos y pequeños ríos se muestran en la Tabla 11 y han sido consistentes en otras pruebas del índice. Por ejemplo, Mercado-Silva *et al.* (2002)

evaluaron los atributos y criterios anteriores en diez cuencas de México Central y concluyeron que esta versión puede ser utilizada sin modificaciones para evaluar la calidad ambiental en ríos y arroyos no costeros en cinco subcuencas (Armería, Purificación, Marabasco, Ameca y Coahuayana). Sin embargo, no resulta del todo recomendable para la cuenca del río Grande de Morelia.

De igual manera, Lyons *et al.* (2000) desarrollaron un índice preliminar de integridad biótica para evaluar la condición de 19 lagos de México central, sobre la base de datos históricos de comunidades de peces. Esta ver-

FIGURA 15. CLASIFICACIÓN DE LOS MANANTIALES DE LA HUASTECA MEXICANA DE ACUERDO CON UN ÍNDICE PROPIO DE INTEGRIDAD BIÓTICA, BASADO EN LAS ASOCIACIONES DE COLEÓPTEROS ACUÁTICOS

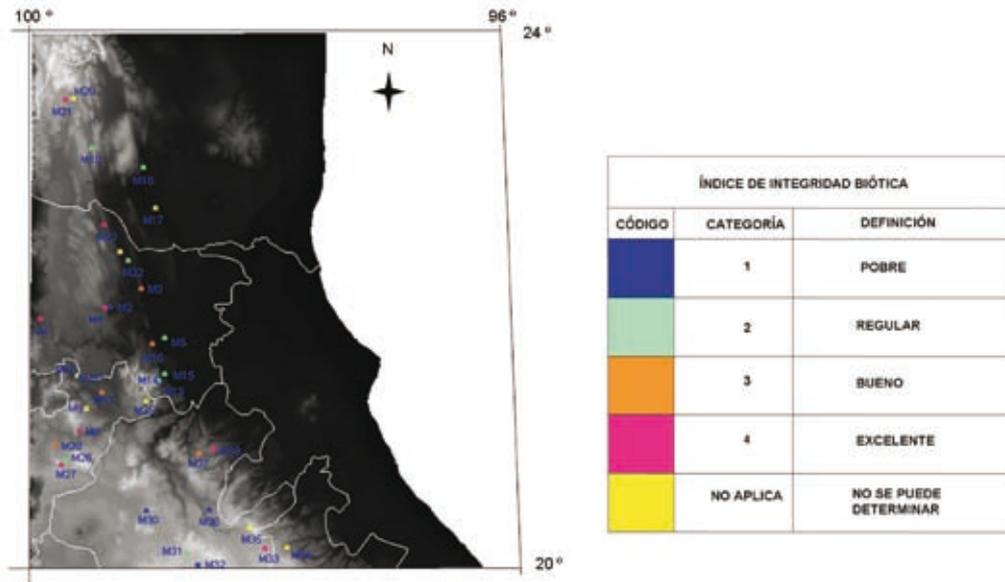


Tabla 11. CRITERIOS PARA EVALUAR LOS VALORES DE LOS ATRIBUTOS USADOS PARA CALCULAR EL IIB
EN ARROYOS Y PEQUEÑOS RÍOS, (LYONS ET AL., 1995)

ATRIBUTO	CRITERIOS PARA CADA CATEGORÍA			
	ÁREA DE CUENCA (KM ²)	POBRE (0)	REGULAR (5)	BUENO (10)
1. Número de especies nativas	> 400 = 400	> 4 0-1	4-6 2-4	>6 >4
2. Porcentaje de especies bénticas	Todas	< 5	5-25	> 25
3. Número de especies de la columna de agua o pelágicas	> 400 = 400	< 2 0	2-4 1-2	>4 >2
4. Número de especies sensitivas	Todas	0	1-2	>2
5. Porcentaje de especies tolerantes	Todas	> 90	90-10	< 10
6. Porcentaje de especies exóticas	Todas	> 25	25-5	<5
7. Porcentaje de omnívoros	Todas	> 95	95-85	<85
8. Porcentaje de nativos vivíparos	Todas	<25	25-75	> 75
9. Número de peces por 30 minutos de muestreo	> 400 = 400	<60 <30	_____	> 60 >30
10. Porcentaje de individuos enfermos, deformados, aletas lesionadas, lesiones o tumores	Todas	> 5	5-1	> 1

sión propone diez atributos que se presentan en la Tabla 12. El índice se aplicó a cuatro lagos: Xochimilco (15 puntos), Cuitzeo (15), Chapala (30) y Pátzcuaro (70), concluyéndose que los resultados reflejan claramente el grado de degradación de estos ecosistemas.

Validación de los índices

No es suficiente con diseñar índices para monitorear la calidad ambiental o la integridad biótica. Antes de proponerlos para su uso extendido es necesario validarlos. Para esto existen dos aproximaciones:

1. Si se cuenta con otros índices diseñados para sitios parecidos en la misma región, puede hacerse la validación del índice propuesto con base en la correlación que muestre con el índice ya probado.
2. Si no se cuenta con otros índices ya probados para la región y tipo de sistemas acuáticos bajo estudio, como es el caso de México, donde apenas hemos

iniciado el diseño de protocolos para monitorear la calidad y la integridad de nuestros ecosistemas acuáticos, la opción es buscar las relaciones entre índices que midan la calidad ambiental y la integridad biótica a través de análisis de correlación y de regresión.

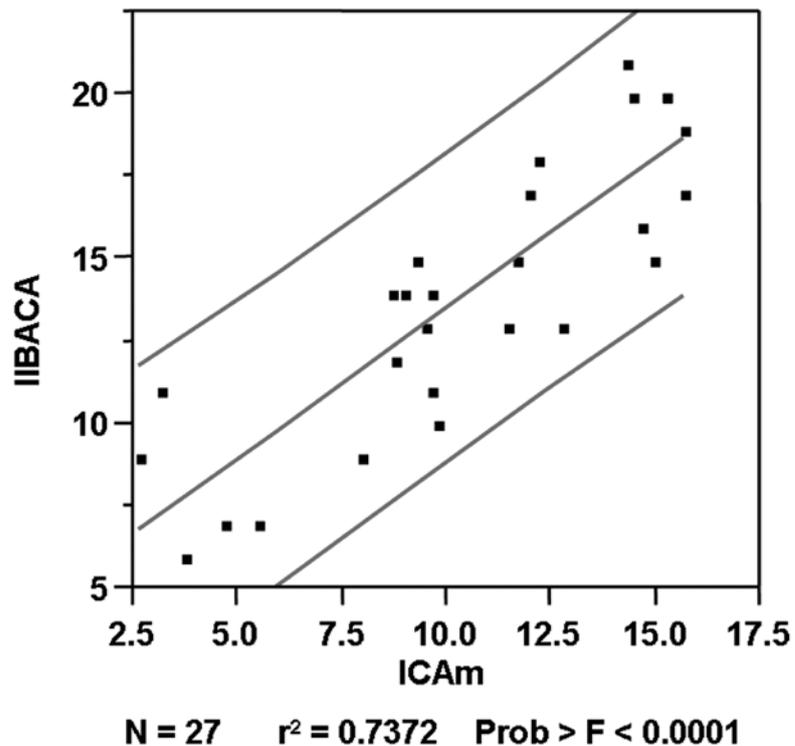
En un primer caso de aplicación de este enfoque, se muestran los análisis de regresión y correlación entre los valores de los índices de calidad ambiental y de integridad biótica para los manantiales cársticos de referencia en la huasteca mexicana (Figura 16). Los resultados muestran que el Índice de Integridad Biótica con base en las Asociaciones de Coleópteros Acuáticos (IIBACA), para manantiales cársticos de la huasteca mexicana es un buen estimador de la calidad ambiental de estos ecosistemas acuáticos en la región señalada.

En un segundo caso, la validación de los índices de integridad biótica basada en peces para ambientes

TABLA 12. CRITERIOS PARA EVALUAR LOS VALORES DE LOS ATRIBUTOS DEL IIB EN SISTEMAS LÉNTICOS.
 VE ES EL VALOR ESPERADO PARA CADA ATRIBUTO EN AUSENCIA DE GRAN DEGRADACIÓN HUMANA (LYONS ET AL., 2000)

ATRIBUTO	CRITERIOS PARA CADA CATEGORÍA		
	POBRE (CERO PUNTOS)	REGULAR (5 PUNTOS)	BUENO (10 PUNTOS)
1. Número total de especies nativas	< 50 % de <i>ve</i>	50-74 % de <i>ve</i>	> 74 % de <i>ve</i>
2. Número de especies nativas comunes	< 66 % de <i>ve</i>	66-79 % de <i>ve</i>	> 79 % de <i>ve</i>
3. Número de especies nativas de goodeidos	< 60 % de <i>ve</i>	60-84 % de <i>ve</i>	> 84 % de <i>ve</i>
4. Número de especies nativas del género <i>Chirostoma</i>	< 60 % de <i>ve</i>	60-84 % de <i>ve</i>	> 84 % de <i>ve</i>
5. Numero de especies nativas sensitivas	< 40 % de <i>ve</i>	40-84 % de <i>ve</i>	> 84 % de <i>ve</i>
6. Porcentaje de biomasa de especies tolerantes	> 90 %	90-50 %	< 50 %
7. Porcentaje de biomasa de especies exóticas	> 85 %	85-50 %	< 50 %
8. Porcentaje de biomasa de carnívoros nativos	< 5 %	5-20 %	> 20 %
9. Máxima longitud patrón de especies nativas	< 50 % de <i>ve</i>	50-74% de <i>ve</i>	> 74 % de <i>ve</i>
10. Porcentaje de especies de ectoparásitos exóticos en peces nativos	> 60 %	60-25 %	< 25 %

FIGURA 16. CORRELACIÓN ENTRE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA (IIBACA) Y EL DE CALIDAD AMBIENTAL (ICAM) PARA MANANTIALES DE LA HUASTECA



lóticos y lénticos incluyó una correlación entre estos índices, un Índice de Calidad del Hábitat y un índice de calidad del agua para analizar la sensibilidad del Índice de Integridad Biótica. Éste resultó ser una excelente herramienta para el monitoreo de la degradación ambiental (Tabla 13).

Concluyendo: el IIB en la toma de decisiones

Diferentes estudios muestran que el esquema metodológico de Índice de Integridad Biótica provee una estructura que facilita decisiones acerca de actividades de conservación a nivel de ecosistema (Noss 1990; Angermeier y Karr, 1994). Mediante los valores obtenidos del IIB puede aportarse una fuerte base para identificar ecosistemas que requieren de protección, restauración o, en su caso, rehabilitación, permitiendo establecer criterios y valores más objetivos en la toma de decisiones sobre la conservación y manejo de recursos (en este caso acuáticos), ya que al reflejar la salud de los ecosistemas y, por ende, de la comunidad de organismos acuáticos, como peces en el ejemplo mencionado puede utilizarse por región, enfatizando así la necesidad de ubicar correctamente los esfuerzos de conservación en tiempo y espacio. Bajo estas premisas Medina (2003) utilizó los resultados del IIB en cinco subcuencas del sistema fluvial Lerma-Chapala en Michoacán, asignándolos en dos grupos: subcuencas y sitios clave y protección de especies (Moyle y Yoshiyama, 1994; Lyons *et al.*, 1995; Bibby, 1998, Lyons *et al.*, 2000). De acuerdo con los resultados de Medina (2003), las tendencias determinadas para estas cinco subcuencas indican que, de 38 sitios en los que se calculó el IIB, sólo ocho obtuvieron una clasificación de buena (85-70), quince regular (40-60), nueve pobre (0-35) y muy pobre (sin registro). Los valores del ICAM indican que siete son clasificados como *buenos* (7-8), 18 como *regulares* (5-6), y 12 como *pobres* (0-4). Así los datos se clasificaron en dos categorías de protección:

a) Como cuencas y sitios clave. Ocho sitios quedaron en esta categoría, la mayoría para el medio Lerma en Michoacán, considerándose entonces las subcuencas del lago de Cuitzeo y Angulo como cuencas clave, y los ocho sitios como sitios clave;

b) En el grupo de protección de especies se toma el criterio para poder conservar especies que se encuentren dentro de las categorías de amenazadas, en riesgo y/o en peligro o de hábitat restringido. El IIB provee información a fin de detectar hábitats críticos para especies como el caso de los peces *Hubbsina turneri*, *Allotoca zacapuensis*, *Tetrapleurodon geminis* y *T. spadicea*, especies de requerimientos específicos (por ejemplo *T. spadicea* que necesita de varios asociados que, a su vez, son especies sensibles a cambios en la calidad del agua (Lyons *et al.*, 1995). Las especies de goodeidos requieren de ecosistemas en condiciones de alta integridad biótica, no toleran concentraciones altas de contaminantes ni cambios en la estructura del hábitat. Los sitios que resulten dentro de la clasificación como regulares son, en algunos casos, importantes para considerar en el mediano plazo actividades de restauración y/o rehabilitación que permitan al menos la continuidad de las especies existentes.

La creciente necesidad de tomar decisiones rápidas sobre los sistemas lóticos, surgida de las alteraciones y pérdida de estos recursos, es la que ha conducido hacia el diseño de sistemas de monitoreo sobre estos ambientes acuáticos. Como se expuso con anterioridad, en México sólo se ha normalizado el Índice de Calidad del Agua (ICA) que, sin embargo, no reconoce las alteraciones morfológicas sobre los cauces y que con frecuencia se ve limitado al tratar de explicar la integridad biótica que existe en ellos. Esto se debe a que no necesariamente aguas con excelente calidad significan que los ambientes están conservados (incluso por sistemas canalizados, fuertemente alterados en más de un sentido, pueden correr aguas de excelente calidad).

En cambio, protocolos de valoración rápida como los expuestos, orientados a determinar el estado más probable, la calidad ambiental visual y la integridad biótica, pueden explicar rápidamente el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos y, en virtud de su simplicidad de uso (no obstante el considerable esfuerzo y detalle necesarios para su construcción), pueden integrarse en sistemas de monitoreo, teniendo como características deseables: ser costo-eficientes, vá-

TABLA 13. VALORES CUALITATIVOS DE CALIDAD DEL HÁBITAT. EN EL CASO DE SISTEMAS LÓTICOS SE PRESENTAN LOS CRITERIOS PROPUESTOS POR LYONS *ET AL.*, 1995, PARA SISTEMAS LÉNTICOS SE PROPONE UNA ESCALA DE ATRIBUTOS GENERADA POR MEDINA (2003)

INTERVALO	ATRIBUTOS DE CALIDAD HÁBITAT	
	Sistemas lénticos (Lyons <i>com. pers.</i> , 2003; Medina-Nava, 2003)	Sistemas lóticos (Lyons, 1995)
Bueno 7-10	Natural sin modificaciones en su contorno (Línea de costa). Mantiene su profundidad media. Poco lodosos. Con vegetación riparia y acuática nativa, sin grandes masas de vegetación flotante y arraigada. Vegetación riparia presente. Heterogeneidad de hábitat.	Natural, sin modificaciones en su hidromorfología. Diversidad en el rango de micro y macrohábitats. Cobertura y refugios para peces. Poco lodoso. Vegetación riparia bien desarrollada.
Regular 5-6	Zonas más extensas en la periferia, con algunas modificaciones debido a obras hidráulicas. Vegetación riparia sólo en manchones. Sedimentos con evidencias de aporte de materia orgánica, (Fuentes no puntuales de contaminación) lodos, cienos, desarrollo de plantas acuáticas, sumergidas, emergentes y arraigadas. Utilizadas para usos domésticos y agrícola-pecuarios.	Algunas modificaciones de canalización evidentes. Limitada heterogeneidad del hábitat. Poca cobertura y refugios o aguas profundas. Sedimentación (lodo) común. Vegetación riparia pobremente desarrollada en algunas áreas.
Pobre 0-4	Pérdida evidente de profundidad, sin vegetación riparia y acuática nativa. Extensas áreas de vegetación arraigada y flotante especialmente lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i> , grandes masas de algas. Excesiva sedimentación producto de fuentes no puntuales de contaminación (erosión), con áreas someras cenagosas, empantanadas, con olor fétido. Modificaciones evidentes por obras hidráulicas para fines de uso doméstico, industrial, agrícola y/o ganadero, que generan cambios en los patrones de corrientes y circulación. Pérdida evidente de estructura del hábitat.	Fuertemente modificado por canalización u otras modificaciones hidráulicas. Refugios y cobertura para peces ausentes. Poca variación de la profundidad del agua a lo largo del cause. Vegetación riparia pobremente desarrollada y extensas áreas desnudas, tierra expuesta. Agua en sitios con gran estancamiento o con flujo de excesiva velocidad. Gran cantidad de sedimentos. Excesivo crecimiento de algas o macrofitas.
Calidad del agua. ICA		

Bueno 7-10	Aguas claras, poca cantidad de sólidos suspendidos, pH por lo general ácido. Oxígeno disuelto arriba de 5 mg/L, sin evidencias de sustancias o residuos tóxicos.	Agua clara, con pocos sólidos suspendidos en el flujo base. Oxígeno disuelto en el día consistentemente arriba de 5 mg/L pero no sobresaturado, y sin evidencias de sustancias tóxicas como aceites, metales pesados, o pesticidas. Contaminación no puntual limitada a partes altas en la cuenca.
---------------	--	--

(Continúa)

TABLA 13. VALORES CUALITATIVOS DE CALIDAD DEL HÁBITAT. EN EL CASO DE SISTEMAS LÓTICOS SE PRESENTAN LOS CRITERIOS PROPUESTOS POR LYONS ET AL., 1995, PARA SISTEMAS LÉNTICOS SE PROPONE UNA ESCALA DE ATRIBUTOS GENERADA POR MEDINA (2003)

(CONTINÚA)

CALIDAD DEL AGUA. ICA		
Regular 5-6	Con menor valor de transparencia. Oxígeno disuelto algunas veces debajo de 5 mg/L, algunas evidencias de aporte de contaminantes y/o arrastre de sólidos.	Agua moderadamente turbia en el flujo base. Oxígeno disuelto en el día algunas veces debajo de 5 mg/L o sobresaturado, algunas evidencias de sustancias tóxicas en el agua. Fuentes comunes no puntuales de contaminación en la parte alta de la cuenca.
Pobre 0-4	Aguas con menor transparencia (turbias), evidencia de la gran cantidad de sólidos y crecimientos algales, clara evidencia de su naturaleza de aguas de desecho (doméstico, agrícola y pecuario). Oxígeno disuelto generalmente debajo de 2 mg/L. Olor desagradable en las zonas pantanosas.	Agua usualmente turbia. Flujo frecuentemente dominado por irrigación de aguas de retorno o por aguas con descarga municipal y/o industrial. Oxígeno disuelto frecuentemente debajo de 2.5 mg/L, o sustancias tóxicas evidentes en concentraciones sustanciales. La mayoría de las aguas altas de la cuenca con severos problemas de contaminación de fuentes no puntuales. Agua frecuentemente con un fuerte olor desagradable.

lidos científicamente, aportadores de datos múltiples en una estación de muestreo, oferentes de resultados rápidos para toma de decisiones, fuente básica para reportes científicos de fácil acceso al público, y dependientes de procedimientos ambientalmente benignos, además de ser multimétricos, multiparamétricos y regionales. Todo lo anterior hace de ellos herramientas útiles y de fácil aplicación en la toma de decisiones sobre la conservación de nuestros recursos acuáticos.

Al final de este capítulo se proveen tablas de referencia y algunos formatos de campo aplicables a tareas relacionadas con el uso de Índices como los descritos (véanse los apéndices 3 al 12).

Bibliografía

- Association Francaise de Normalisation (AFNOR). 2003. *Norme Indice Biologique Global Normalise (I.B.G.N.)*. Project de Norme IBGN.
- Angermeier, P.L. y J.R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives, protecting biotic resources. *Bioscience* 44: 690-697.
- Australian Water Quality Centre. 2003. *Aquatic Macroinvertebrate Identification Key*. Waterwatch South Australia, Australia.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen; B.D. Zinder y J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Segunda edición. EPA 841-B41-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.
- Bibby, C.J. 1998. Selecting areas for conservation. En: Sutherland J.W. (eds.) *Conservation Science and Action*. Blackwell Science, Inc. EE.UU. Pp. 176-201.
- Block, W.M., L.A. Brennan y R.J. Gutiérrez. 1986. The use of Guilds and guild indicator species for assessing habitat suitability En: J. Verner; M.L. Morrison y C.J. Ralph (eds.) *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press. Madison, EE.UU., pp. 109-111.
- Bryce, S.A. y R.M. Hughes. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30(2): 294-310.
- Bunte, K. y S. R. Abt. 2001. Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel- and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and stream-bed monitoring: U.S. Department of Agriculture Forest Service Rocky Mountain Research Station General Technical Report RMRS-GTR-74, 428 pp.

- Calow, P. 1992. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. *Journal of Aquatic Ecosystems Health* 1:1-5.
- Citizens' Environment Watch. 2002. *Benthic Macroinvertebrate Data Analysis*. Disponible en: utoronto.ca/envstudy/cew/cew.html.
- CNA, SEMARNAP. 1999. *Compendio básico del agua en México*. CNA, México.
- Croonquist, M.J. y R.P. Brooks. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management* 15:701-714.
- Culpin, P. 1985. Riparian area inventory and monitoring using large scale color infrared photography. En: *Riparian ecosystems and their management symposium*. Tucson: University of Arizona, pp. 69-71.
- Dall, P.C. 1995. Commonly used methods for assessment of water quality. En: Toman, M.J. y F. Steinman (eds.) *Biological Assessment of stream water quality*. Special Issue TEMPUS S_JEP 4724. University of Ljubljana, pp. 49-70.
- De La Lanza, E., G., S. Hernández P. y J. L., Carvajal P. (comps.) 2000. *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación*. Comisión Nacional del Agua, Instituto de Biología, UNAM, México.
- Fausch, K.D., Lyons, J.R. Karr, y P.L. Angermier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8:123-144.
- Fleituch, T.M. 1992. Evaluation of the water quality of future tributaries to the planned Dobczyce reservoir (Poland) using acroinvertebrates. *Hydrobiologia* 237: 103-116.
- Gibbs, G.R., M.T. Barbour, J. B. Stribling, J. Gerritsen y J. R. Karr. 1999. *Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers*. U. S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. EPA 822-B-96-001.
- Gregory, S.V., F.J. Swanson, W.A. McKee y K.W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: Focus on links between land and water. *Bioscience* 41: 540-551.
- Hughes, R.M. y T. Oberdorff, 1998. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States. En: T.D. Simon (eds.). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Using Fish Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida. Pp. 79-93.
- Jennings, M.J., J. Lyons, E. Emmmons, G.R. Hatzenbeler, M. Bozek, T.D. Simonson, T.D. Beard, Jr y D. Fago. 1998. Toward the development of an index of biotic integrity for inland lakes in Wisconsin. En: T.D. Simon, (eds.), *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 541-562.
- Jones, C. 2005. *A vegetation index of biotic integrity for small-order streams in southwest Montana and a floristic quality assessment for western Montana wetlands*. Montana Department of Environmental Quality and U.S. Environmental Protection Agency. EE.UU.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- . 1987. Biological Monitoring and Environmental Assessment: a Conceptual Framework. *Environmental Management* 11(2): 249-256.
- . 1995. Risk assessment: we need more than an ecological veneer. *Human and Ecological Risk Assessment* 1: 436-442.
- J. R. Karr y E. W. Chu. 1998. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, EE.UU.
- Klemm, D.J., K.A. Blocksom, F.A. Fulk, A.T. Herlihy, R. M. Hughes, P.R. Kaufmann, D.V. Peck, J.L. Stoddard, W.T. Thoeny, M.B. Griffith y W. S. Davis. 2003. Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Index (MBII) for Regionally Assessing Mid-Atlantic Highlands Streams. *Environmental Management* 31 (5): 656-669.
- León-Vizcaíno, R. 1991. *Índices de calidad del agua (ICA) forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala*. IMTA, México, D.F.
- Lindgaard, C. 1995. Chironomidae (Diptera) of European Cold Springs and Factors Influencing Their Distribution. *Journal of the Kansas Entomological Society* 68 (2) suppl.: 108-131.
- Llansó, R.R. 2002. Methods for Calculating The Chesapeake Bay Benthic Index of Biotic Integrity. Versar. Disponible en: <http://www.baybenthos.versar.com>.
- Lovelock, James E. 1979. *Gaia: A New Look at Life on Earth*. Oxford University Press, Nueva York.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P. Cochran A., E. Santana C. y M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of Biotic integrity based on Fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. *Conservation Biology* 9: 569-584.
- Lyons, J., S. González-Hernández, E. Soto-Galera y M. Guzmán-Arroyo, 1998. Decline of Freshwater fishes and

- fisheries in selected drainages of west-central México. *Fisheries* 23(4):10-18.
- Lyons J., A. Gutiérrez-Hernández., E. Díaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava. y R. Pineda-López, 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central México. *Hydrobiologia* 418:57-72.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Nueva Jersey.
- Mandaville, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics and Protocols. *Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax* (Project H-1). Disponible en: <http://chebucto.ca/Sciences/SWCS/SWCS.html>.
- McCune, B. y M.J. Mefford. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. V. 4.10 MjM Software. Glenden Beach. EE.UU.
- Medina-Nava M. 2003 Utilización del Índice de Integridad Biótica (IIB) para determinar Áreas de Conservación de Peces en la Cuenca Lerma-Chapala en Michoacán. Tesis de Maestría. Facultad de Biología. UMSNH, Morelia, México.
- Mercado-Silva N, J. Lyons, G. Salgado Maldonado y M. Medina-Nava. 2002 Reviews in Fish Biology and Fisheries, Kluwer Academic Publishers. *Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico* 12(2): 179-191.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins. 1996. *Introduction to aquatic insect of North America*. Tercera edición. Michigan University, EE.UU.
- Miller, D. L., R. M. Hughes, J. R. Karr, P. M. Leonard, P. B. Moyle, L. H. Schrader, B. A. Thompson, R. A. Daniels, K. D. Fausch, G. A. Fitzhugh, J. R. Gammon, D. B. Halliwell, P. L. Angermeier y D. J. Orth. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries (Bethesda)* 13(5): 12-20.
- Morrison, M. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. *Current Ornithology* 3: 429-451.
- Moyle P.B. y R.M. Yoshiyama. 1994. Protection of aquatic biodiversity in California. A Five-tiered approach. *Fisheries* 19(2): 6-18.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Pérez-Munguía, R.M. 2004. Patrones y procesos determinantes para el establecimiento de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos en manantiales cársticos de la Huasteca Mexicana. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Querétaro, México.
- Perry, B. 2002. IBI and Diversity Index. Disponible en: <http://www.bio.ilstu.edu/Perryclass/stream/macroinverts/ibi and Diversity index 2002>.
- Rosgen, D. y L. Silvey. 1998. *Field Guide for Stream Classification*. Second edition. Wildland Hydrology, EE.UU.
- Rosgen, D. 1996. *Applied River Morphology*. Second edition. Wildland Hydrology. Pagosa Spring, Colorado SAS Institute, EE.UU.
- SAS Institute. 1989-1997. *JMP v. 3.2.2*. SAS Institute Inc. EE.UU.
- Simic, V. 1996. A study on the trgoviski timok-assessment of river conditions by ecological benthic fauna analysis. *Arch. Biol. Sci. Belgrade* 48 (3-4): 101-19.
- Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo, E. López-López y J. Lyons, 1998. Fishes as indicators of environmental quality in the Río Lerma basin. *Aquat. Ecosys. Health Manage* 1: 267-276.
- Spangler, P.J. 1982. Coleoptera. En: *Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies*. Stuart, H. H. y A. Villalobos-Figueroa (Eds.). San Diego State University, EE.UU., pp. 328-397.
- Stehr, F. 1987. *Immature Insects*. Kendall/Hunt. EE.UU.
- Southwood, T.R.E. 1978. *Ecological Methods.: With particular reference to the study of Insect populations*. Chapman & Hall, Nueva York.
- SWCSMH. 2003. *Freshwater Benthic Ecology and Aquatic Entomology Homepage*. Soil & Water Conservation Society Metro Halifax.
- Wood-Pawcatuck Association. 2002. *Aquatic Benthic Macroinvertebrates Sampling Project*. University of Rhode Island.
- WRIA. 2003. Food Web-Macroinvertebrates as Indicators of Stream Health. *WRIA 12 Technical Assessment*: 7-33-7-39.
- Yoder C.O. 1994. Policy and management Applications of Biological Criteria, En: Davis W.S. y Simon T.P. (Eds.). *Biological Assessment and Criteria, Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, Londres, Lewis Publishers, pp. 327-343.

Apéndice 1. Guía de campo para toma de datos para la clasificación de ríos y arroyos

Nombre del arroyo: _____

Cuenca : _____ Microcuenca: _____

Localidad: _____

Latitud: _____ Longitud: _____ Altitud _____

Orden: _____ Sección: _____

Observaciones: _____

Ancho de la Máxima Ribera (AMR) _____ m

Profundidad media ($\bar{P} = \frac{\sum P_i}{P_n}$): _____ m

Tasa ancho/profundidad ($TA/\bar{P} = \frac{AMR}{\bar{P}}$): _____

Profundidad máxima: _____ m

(máxima distancia entre el nivel de la máxima ribera y el fondo).

Ancho del área de inundación (AAI): _____ m

(distancia máxima de los márgenes en el nivel del doble de la profundidad máxima)

Tasa de confinamiento ($TC = \frac{AAI}{AMR}$): _____

Diámetro promedio de las partículas del sedimento (D_{50}): _____

(Esta información viene del anexo 2)

Pendiente ($GP = \frac{h}{d}$): _____

(Diferencia de nivel de la superficie del agua en una distancia mayor de 30 metros)

Sinuosidad ($S = \frac{lc}{lv}$): _____

(Tasa de la distancia de la longitud del canal entre la longitud del valle)

Tipo de corriente _____

Apéndice 2. Pasos para determinar el estado más probable de un río o arroyo

- 1) Para localizar el estado máximo de profundidad, se marca con una estaca la altura de la ribera máxima (*bankfull stage*). Esta marca indica el nivel máximo del agua, el cual se alcanza por lo menos cada dos años. La ribera máxima se localiza de varias formas, pero una manera sencilla es encontrar pequeñas terrazas en donde cambia la estructura del sedimento debido al depósito de materiales finos (ecuación apartado 6). Empleando un nivel de hilo, se tensa la cuerda tomando como referencia la orilla en donde está colocada la estaca, preferentemente en donde claramente se distinga una marca de la ribera máxima, al llevar con el nivel esta marca a la otra orilla, podremos conocer el ancho de esta ribera (AMR).
- 2) Tomando como referencia este nivel se obtiene el estado máximo de profundidad (EMP) que es la mayor lectura de altura al fondo del cauce. Al mismo tiempo esta cuerda permite registrar el corte seccional de profundidad del cauce, tomando las distancias del nivel al fondo del cauce (separadas por magnitudes no mayores a 5 cm, si el ancho del sitio es menor a dos metros, por lo que la distancia puede variar dependiendo del ancho del cauce); se trata de que haya una buena representación de la variación de la profundidad. Al restar la altura del nivel del agua a estas lecturas, obtenemos las profundidades del cauce activo (el que en ese momento lleva agua). La profundidad promedio se estima dividiendo la suma de todas las lecturas de altura a la ribera máxima entre el número de lecturas obtenidas.
- 3) El estado máximo de profundidad (EMP) se multiplica por dos y la cifra resultante nos indica la marca del área de inundación (AI). Se estima que por lo menos cada cinco años el agua inunda hasta esta altura.
- 4) Con el nivel de hilo se tensa una nueva cuerda que nos indique esta altura en ambos márgenes del cauce y así podemos determinar el ancho del área de inundación (AAI).

- 5) Al dividir el ancho de la máxima ribera entre la profundidad media se obtiene la Tasa del ancho/profundidad (TA/P)

$$TA/P = \frac{AMR}{\bar{P}}$$

- 6) Otro valor, la tasa de confinamiento (TC), se obtiene al dividir el ancho del área de inundación entre el ancho de la máxima ribera. Este dato orienta sobre cómo las paredes del cauce confinan a la corriente, lo que también se puede interpretar como la manera en que se inunda la zona cuando hay avenidas o “crecidas” del agua.

$$TC = \frac{AAI}{AMR}$$

- 7) La determinación de los materiales del sustrato se hace usualmente con el método de Bunte y Abt (2001), el cual estima el diámetro dominante (D_{50}) de las partículas de origen rocoso del fondo. Esto se logra midiendo en diagonal el diámetro de una partícula que se extraiga al azar del fondo siguiendo los esquemas siguientes:

ESQUEMAS PARA GUIAR LA MEDICIÓN
DE LAS PARTÍCULAS DE SEDIMENTO DE UN ARROYO



Las partículas se recogen de la siguiente manera: sin ver el fondo, se camina por toda el área bajo medición y a cada paso se toma la primera partícula que se toque con los dedos, se registra su diámetro en el formato presentado en el apéndice 12 y se miden tres partículas cada vez. En la columna del número total, se suman todas las partículas que hayan caído en cada intervalo, en la siguiente columna se anota el porcentaje de cada intervalo; y en la tercera columna se anota el porcentaje acumulado que tiene cada intervalo de tamaño. Al llegar al 50% del porcentaje acumulado, se determina este rango como el diámetro dominante en las partículas del sustrato. Esta estimación también nos permite conocer la

variedad de sustratos disponibles para la epifauna, y con esta técnica también es posible registrar la proporción en los diferentes tamaños y tipos de sustrato (arenoso, grava, cantos rodados).

Para calcular el número de repeticiones que es deseable hacer en cada sección (estanque o rápido) del cauce, se mide la proporción entre estas secciones en un corte longitudinal de 200 metros de cauce. Por ejemplo, si 150 metros están ocupados por estanques y 50 por rápidos, en porcentajes esto representa 75% del área total ocupada por estanques y 25 % por rápidos. Al mismo tiempo este dato permite conocer la tasa de frecuencia de rápidos. También habrá que registrar cuál es la proporción del área que tiene los sustratos cubiertos por sedimentos finos.

- 8) El gradiente de la pendiente (GP) del cauce se estima colocando dos marcas, en la superficie del agua, separadas por una distancia mayor a 30 metros. De esta forma se registra la diferencia de altura (h) entre las marcas. Al dividir esta diferencia entre la distancia (d), se obtiene el gradiente de la pendiente. Si el resultado se divide entre 100 se obtiene el porcentaje de pendiente.

$$GP = \frac{h}{d}$$

- 9) La sinuosidad del cauce (S) es un dato relevante para reconocer la calidad física del ambiente. Ésta

se mide colocando entre al menos dos meandros (punto medio de una curvatura, como se observa en la figura 2) del cauce activo una cuerda marcada en metros. Ésta deberá seguir la parte más profunda de la corriente; a este tramo se le reconoce como longitud el cauce (LC).

También se mide la distancia que separa en línea recta a los puntos extremos de la medición. Este dato representa la longitud del valle (LV). Al dividir la longitud del cauce entre la longitud del valle se obtiene el gradiente de sinuosidad.

$$S = \frac{LC}{LV}$$

Para anotar el orden de la corriente se emplea la jerarquía de acuerdo al origen del río o arroyo:

1er. orden	Si la corriente emana de un manantial
2º orden	Si el río nace de la unión de dos corrientes de primer orden
3er orden	Si el río nace de la unión de dos corrientes de segundo orden
4º orden	Si el río nace de la unión de dos corrientes de tercer orden
5º orden	Si el río nace de la unión de dos corrientes de cuarto orden
6º orden	Si el río nace de la unión de dos corrientes de quinto orden

Apéndice 3. Clave principal de Rosgen para reconocer los tipos mayores de cauce

A	Canal de un solo hilo	3
Aa+	Canal de hilos múltiples	2
B	Tasa de ancho/profundidad muy alta (> 40); con muy baja sinuosidad	Tipo D Apéndice 7
Ba	Tasa de ancho/profundidad altamente variable, pero menor de 40; con sinuosidad altamente variable	Tipo Da Apéndice 8
C	Cauce confinado a moderadamente confinado	4
Ca	Cauce suavemente confinado, > 2.2	7
D	Tasa de confinamiento < 1.4	5
Da	Tasa de confinamiento moderada 1.4 – 2.2; Tasa de ancho /profundidad moderada > 12 y sinuosidad moderada > 1.2	Tipo B Apéndice 5
E	Tasa de ancho/profundidad baja < 12	6
Ea	Tasa de ancho/profundidad moderada a alta > 12; con sinuosidad moderada > 1.2	Tipo F Apéndice 10
F	Baja sinuosidad < 1.2	Tipo A Apéndice 4
Fa	Sinuosidad moderada > 1.2	Tipo G Apéndice 11
G	Tasa de ancho/profundidad muy baja < 12; muy alta sinuosidad > 1.5 (condición de mayor estabilidad de los cauces naturales)	Tipo E Apéndice 9
Ga	Tasa de ancho/profundidad moderada a alta >12; sinuosidad moderada a alta > 1.2	Tipo C Apéndice 6

Apéndice 4. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo "a"

1	Pendiente alta > 0.10	2
1'	Pendiente moderada a suave 0.04 a 0.099	2'
2	Roca madre en el sustrato	A2a+
	Sustrato rocoso	A1a+
	Sustrato con guijarros	A3a+
	Sustrato con gravas	A4a+
	Sustrato arenoso	A5a+
	Sustrato arcilloso o con cieno	A6a+
2'	Roca madre en el sustrato	A1
	Sustrato rocoso	A2
	Sustrato con guijarros	A3
	Sustrato con gravas	A4
	Sustrato arenoso	A5
	Sustrato arcilloso o con cieno	A6

Apéndice 5. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo “b”

1	Pendiente 0.04 a 0.099	2
1'	Pendiente 0.02 a 0.039	2'
1''	Pendiente < 0.02	2''
2	Roca madre en el sustrato	B1a
	Sustrato rocoso	B2a
	Sustrato con guijarros	B3a
	Sustrato con gravas	B4a
	Sustrato arenoso	B5a
	Sustrato arcilloso o con cieno	B6a
2'	Roca madre en el sustrato	B1
	Sustrato rocoso	B2
	Sustrato con guijarros	B3
	Sustrato con gravas	B4
	Sustrato arenoso	B5
	Sustrato arcilloso o con cieno	B6
2''	Roca madre en el sustrato	B1c
	Sustrato rocoso	B2c
	Sustrato con guijarros	B3c
	Sustrato con gravas	B4c
	Sustrato arenoso	B5c
	Sustrato arcilloso o con cieno	B6c

Apéndice 6. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo "c"

1	Pendiente 0.02 a 0.039	2
1'	Pendiente 0.001 a 0.02	2'
1''	Pendiente < 0.001	2''
2	Roca madre en el sustrato	C1b
	Sustrato rocoso	C2b
	Sustrato con guijarros	C3b
	Sustrato con gravas	C4b
	Sustrato arenoso	C5b
	Sustrato arcilloso o con cieno	C6b
2'	Roca madre en el sustrato	C1
	Sustrato rocoso	C2
	Sustrato con guijarros	C3
	Sustrato con gravas	C4
	Sustrato arenoso	C5
	Sustrato arcilloso o con cieno	C6
2''	Roca madre en el sustrato	C1c
	Sustrato rocoso	C2c
	Sustrato con guijarros	C3c
	Sustrato con gravas	C4c
	Sustrato arenoso	C5c
	Sustrato arcilloso o con cieno	C6c

Apéndice 7. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo "d"

1	Pendiente 0.02 a 0.039	2
1'	Pendiente 0.001 a 0.02	2'
1''	Pendiente < 0.001	2''
2	Sustrato con guijarros	D3b
	Sustrato con gravas	D4b
	Sustrato arenoso	D5b
	Sustrato arcilloso o con cieno	D6b
2'	Sustrato con guijarros	D3
	Sustrato con gravas	D4
	Sustrato arenoso	D5
	Sustrato arcilloso o con cieno	D6
2''	Sustrato con gravas	D4c
	Sustrato arenoso	D5c
	Sustrato arcilloso o con cieno	D6c

Apéndice 8. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo "da"

1	Sustrato con gravas	Da4
1'	Sustrato arenoso	Da5
1''	Sustrato arcilloso o con cieno	Da6

Apéndice 9. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo "e"

1	Pendiente 0.02 a 0.039	2
1'	Pendiente < 0.02	2'
2	Sustrato con guijarros	E3b
	Sustrato con gravas	E4b
	Sustrato arenoso	E5b
	Sustrato arcilloso o con cieno	E6b
2'	Sustrato con guijarros	E3
	Sustrato con gravas	E4
	Sustrato arenoso	E5
	Sustrato arcilloso o con cieno	E6

Apéndice 10. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo "f"

1	Pendiente 0.02 a 0.039	2
1'	Pendiente < 0.02	2'
2	Roca madre en el sustrato	F1b
	Sustrato rocoso	F2b
	Sustrato con guijarros	F3b
	Sustrato con gravas	F4b
	Sustrato arenoso	F5b
	Sustrato arcilloso o con cieno	F6b
2'	Roca madre en el sustrato	F1
	Sustrato rocoso	F2
	Sustrato con guijarros	F3
	Sustrato con gravas	F4
	Sustrato arenoso	F5
	Sustrato arcilloso o con cieno	F6

Apéndice 11. Clave de Rosgen para reconocer los subtipos de los cauces de tipo "g"

1	Pendiente 0.02 a 0.039	2
1'	Pendiente < 0.02	2'
2	Roca madre en el sustrato	G1
	Sustrato rocoso	G2
	Sustrato con guijarros	G3
	Sustrato con gravas	G4
	Sustrato arenoso	G5
	Sustrato arcilloso o con cieno	G6
2'	Roca madre en el sustrato	G1c
	Sustrato rocoso	G2c
	Sustrato con guijarros	G3c
	Sustrato con gravas	G4c
	Sustrato arenoso	G5c
	Sustrato arcilloso o con cieno	G6c

Apéndice 12. Forma para la cuenta de las partículas del sustrato

Cuenta De Partículas del Sustrato														
Localidad:			Total de secciones:				Estanque			Rápidos				
Cuerpo de agua:			Fecha:				Fecha:			Fecha:				
Partículas	Tamaño (Mm)		1	2	3	Tot	%	%	Tot	%	%	Tot	%	%
			#			#	Item	Acum.	#	Item	Acum.	#	Item	Acum.
Cieno/Arcilla	< 0.062	S/C												
Muy fina	0.062 - 0.125	Arena												
Fina	0.125 - 0.25													
Mediana	0.25 - 0.50													
Gruesa	0.50 - 1.0													
Muy gruesa	1.0 - 2.0													
Muy fina	2.0 - 4.0	Grava												
Fina	4.0 - 7.8													
Mediana	7.8 - 16													
Gruesa	16 - 32													
Muy gruesa	32 - 64													
Pequeños	64 - 128	Guijarros												
Grandes	128 - 256													
Pequeñas	256 - 512	Rocas												
Medianas	512 - 1024													
Muy grandes	1024 - 2048													
Lecho rocoso	> 2048	Roca madre												