

LOS PECES COMO INDICADORES DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA

Alonso Aguilar Ibarra
Doctor en Ciencias Agronómicas
aaibarra@correo.unam.mx

LOS PECES COMO INDICADORES DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA

RESUMEN

La degradación de los ecosistemas acuáticos en algunos países industrializados ha llevado a la definición de las normas de calidad del agua de nueva generación. Éstas incluyen componentes biológicos entre los cuales están los peces y que son considerados como herramientas para monitorear, caracterizar y definir la calidad del agua en ríos y lagos. Este trabajo presenta brevemente las aplicaciones de los peces como indicadores del uso sostenible del agua en cuencas hidrológicas. En primer lugar se da un marco conceptual a manera de introducción. En segundo lugar se describen los índices de diversidad, la riqueza específica, los grupos taxonómicos y los índices multi-métricos como aplicaciones, así como sus ventajas y desventajas. En tercer lugar se sintetizan las principales consideraciones prácticas para establecer programas efectivos de monitoreo, entre las que destacan los muestreos piloto, los sitios de referencia, la escala de estudio y la heterogeneidad del paisaje. Finalmente se identifican los retos y perspectivas de la utilización de los peces como indicadores en México.

Palabras clave: indicadores ecológicos, sustentabilidad fuerte, conjuntos de peces, cuencas hidrológicas

FISH AS INDICATORS OF ECOLOGICAL WATER QUALITY

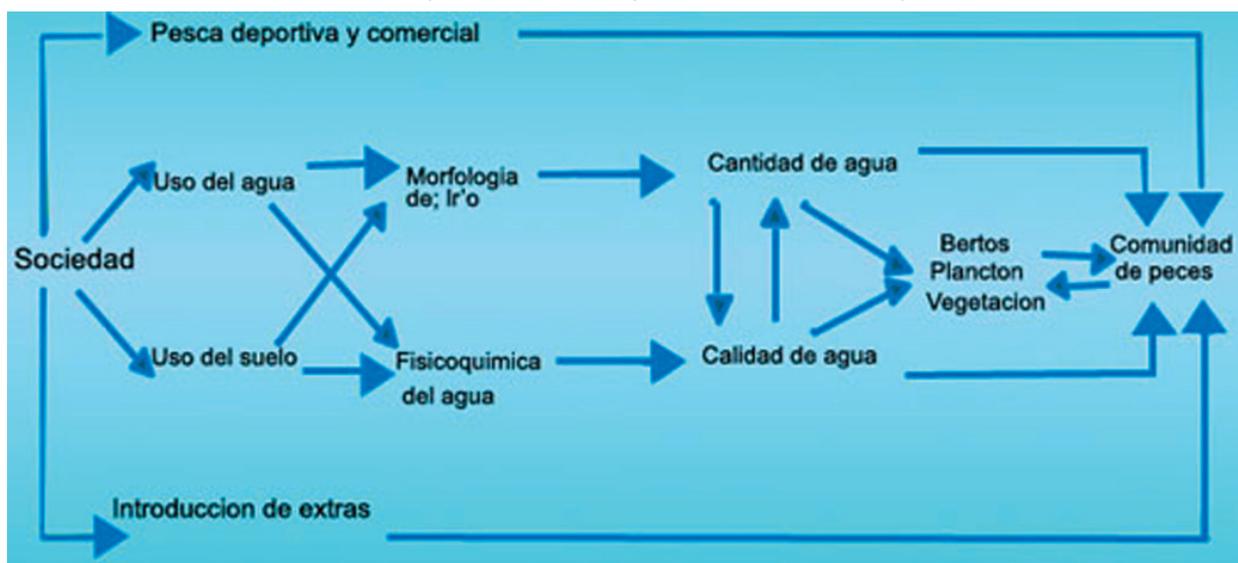
Abstract

Aquatic ecosystem degradation in several developed countries has led to defining new generation water quality guidelines. These include biological components such as fish, which are considered as tools for monitoring, characterizing and defining water quality in rivers and lakes. This paper briefly presents the main applications of fish as indicators of sustainable use of water in hydrological basins. Firstly, a conceptual framework is presented for introducing the paper. Secondly, a description of diversity indices, species richness, taxonomic guilds and multimetric indices is given, along with their applications, advantages and drawbacks. Thirdly, the main practical considerations for setting up effective monitoring programs are summarized. These include pilot surveys, reference sites, the scale of study and landscape heterogeneity. Finally, challenges and perspectives of using fish as indicators in Mexico are identified.

Key words: ecological indicators, strong sustainability, fish assemblages, hydrological basins

INTRODUCCIÓN

La sociedad se beneficia ampliamente de los servicios ofrecidos por ríos y lagos en una cuenca hidrológica y por consiguiente tiene una influencia directa o indirecta sobre ellos y su biota acuática (Figura 1). El uso del agua implica numerosas modificaciones a la morfología de los ríos, tales como la construcción de presas hidroeléctricas y de canales para riego. En cuanto al uso del suelo en las cuencas, las principales fuentes de contaminación puntual y difusa son la agricultura, la industria y la urbanización (Allan et al.

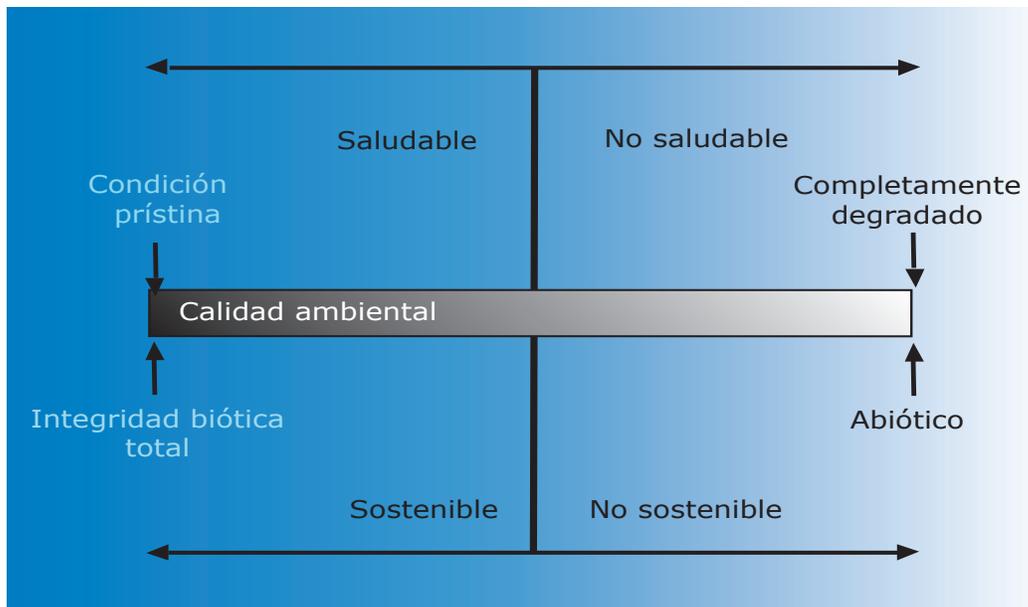


1997, Harding et al. 1998, Wang et al. 2001). Los ecosistemas acuáticos son también perturbados por la sobre-explotación pesquera, tanto comercial como deportiva (Arlinghaus et al. 2002) y por la introducción de especies exóticas (Ross 1991).

Figura 1. Principales influencias humanas en las cuencas hidrológicas (Aguilar Ibarra 2005).

Esta presión ejercida sobre los cuerpos de agua ha resultado en un detrimento de la calidad ambiental. Éste es un concepto reciente en gestión de recursos acuáticos. En países industrializados, la conciencia pública sobre la importancia de restaurar los ecosistemas acuáticos ha crecido sobretodo en los últimos años (Bohn y Kershner 2002). De esta manera, Walmsley (2002) considera que es cada vez más evidente que la prosperidad de una sociedad está ligada directamente a su capacidad de utilizar, proteger e incluso restaurar sus recursos hídricos y acuáticos. En otras palabras, es la capacidad de alcanzar un desarrollo sustentable del uso del agua. El concepto de desarrollo sustentable puede ser definido bajo dos modalidades: la "sustentabilidad fuerte" y la "débil" (Navrud 2001). La primera definición se refiere al punto de vista más ecológico, por el cual los recursos naturales como los ecosistemas y la biodiversidad, representan un capital natural que debe ser preservado para las generaciones futuras. Éste se puede medir en base a indicadores físicos como la biodiversidad, la salud ecológica o la integridad biótica (Smith 1996, Rapport et al. 1999). En contraste, la definición de sustentabilidad débil concibe que el desarrollo tecnológico podrá eventualmente prescindir de la mayoría de los recursos naturales en el futuro.

Algunos elementos básicos de la sustentabilidad fuerte son la calidad ambiental, la salud ecológica y la integridad biótica. Los tres son conceptos muy relacionados entre sí y pueden considerarse como un continuo de influencia humana. La calidad ambiental está representada por una gama de posibilidades



donde un extremo correspondería a un ecosistema completamente degradado, lo que significa una baja calidad ambiental, un ecosistema "muy enfermo" o con poca integridad biótica.

Figura 2. Cuadro conceptual de la calidad ambiental (Aguilar Ibarra 2005).

En cambio, en el otro extremo, donde no hay todavía influencia humana de ningún tipo, encontraríamos una alta calidad ecológica, con ecosistemas "gozando de perfecta salud ecológica" o lo que es lo mismo, con integridad biótica total. Entre un extremo y el otro podemos distinguir un cierto grado de calidad ambiental, de salud ecológica o de integridad biótica. Este mismo nivel también distingue la situación sustentable de la no sustentable y estaría dado por un umbral previamente señalado por medio de indicadores ecológicos. Estos conceptos se refieren, por lo tanto, al grado de perturbación y potencial de conservación o restauración de un ecosistema sometido a presiones humanas y son mostrados en la Figura 2 a manera de marco conceptual. De hecho, estos conceptos tienen un valor para la sociedad sólo cuando son percibidos como útiles o necesarios (Power 1999, Rapport et al. 1999). En efecto, al momento que los ecosistemas prístinos (es decir, sin influencia humana alguna, extremo izquierdo de la Figura 2) se vuelven más escasos, éstos son más apreciados por la sociedad. Por ello, la percepción de la calidad ambiental es esencial para poner en práctica políticas exitosas de gestión y conservación del agua. Esto se puede lograr por medio de indicadores ecológicos fácilmente asimilables por el público en general y por las autoridades (Schiller et al. 2001).

Teniendo en cuenta el enfoque de sustentabilidad fuerte, el presente trabajo tiene los objetivos de: (i) resumir los índices más frecuentemente empleados en los cuales se utilizan las comunidades de peces como indicadores del uso sustentable en las cuencas hidrológicas; y (ii) señalar los principios básicos que se deben tomar en cuenta para un monitoreo efectivo.

NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA DE NUEVA GENERACIÓN

El uso intensivo y poco planificado en las cuencas hidrológicas ha disminuido la calidad ambiental, una situación que es contraria al desarrollo sustentable. Una de las maneras para evitar este deterioro ha sido la aplicación de normas de calidad del agua. Estas normas inicialmente se concentraron en las características físico-químicas del agua, pero recientemente, en algunos países industrializados se han aplicado las normas dichas de "nueva generación" (Hart et al. 1999), que se refieren a la protección de los 4 -xx

ecosistemas acuáticos. Ejemplos de este proceso de cambios en legislación y medidas de control han sido detallados por Davis (1995) para los Estados Unidos y por Kallis y Butler (2001) para Europa.

El caso de la política del agua en Europa es interesante. Mientras que en Estados Unidos cada estado tiene sus propias normas de calidad del agua, en la Unión Europea se ha intentado estandarizar las normas de todos los países miembros bajo la Directiva Marco Europea del Agua (DMEA). La unidad de gestión es la cuenca hidrológica en lugar de las fronteras políticas. Esta directiva fija la meta de alcanzar por lo menos un buen estado de la calidad ecológica y química del agua para el año 2015 (artículo 4 de la DMEA). Las aguas superficiales son clasificadas en cinco categorías definidas en el anexo V de la directiva: alta, buena, moderada, pobre y mala. Pero la calidad del agua es definida no sólo por sus atributos físico-químicos sino que hay otros dos criterios importantes: los hidro-morfológicos y los biológicos. Los primeros requieren que los ríos posean ciertas características naturales acordes con su estado salvaje. En otras palabras, un canal modificado para la navegación o el riego será considerado de baja calidad, mientras que un río con sinuosidad, con diversidad de sustratos, con refugios naturales para la biodiversidad y con vegetación en sus orillas obtendrá un grado de alta calidad. En cuanto a los elementos biológicos, éstos deben poseer características semejantes a su estado original en aspectos como distribución y abundancia para considerar que la calidad del agua es alta. Los elementos biológicos escogidos para definir esta calidad son los peces, los invertebrados acuáticos y las plantas acuáticas.

En efecto, hay un reconocimiento internacional creciente sobre la importancia de monitorear y evaluar cuerpos de agua por medio de indicadores ecológicos, los cuales pueden ser una herramienta eficaz para la gestión de recursos acuáticos (Aguilar Ibarra 2005). De hecho, no sólo la Unión Europea, sino los países firmantes de la Convención de Ramsar sobre zonas húmedas, reconocen la importancia de adoptar indicadores ecológicos, hacer inventarios de humedales y elaborar marcos de operación para la evaluación del riesgo y del monitoreo en cuerpos de agua (Finlayson 2003).

LOS PECES COMO INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA

Los peces han sido utilizados como indicadores de la calidad del agua en diversos países desde hace tiempo. Los peces son el grupo más diverso entre los vertebrados (Nelson 1994), sin embargo, muchas especies de agua dulce se encuentran amenazadas por las actividades humanas (Duncan y Lockwood 2001). Las comunidades de peces son consideradas como un vector de comunicación útil para sensibilizar al público y a las autoridades sobre la necesidad preservar la calidad de ríos y lagos (Cowx y Collares-Pereira 2002). Por ello su caracterización resulta muy importante porque éstas son reconocidas como una buena herramienta de ayuda para la toma de decisiones en materia ambiental (Angermeier y Schlosser 1995, Boulton 1999) y como índices de la calidad del medio acuático en el mundo (Karr et al. 1986, Soto-Galera et al. 1998, Kestemont et al. 2000, McDowall y Taylor 2000, Oberdorff et al. 2002), capaces de indicar diversos niveles de degradación (Fauch et al. 1990, Scott y Hall 1997, Wichert y Rapport 1998) y de definir el éxito de restauración de los ecosistemas acuáticos (Paller et al. 2000).

En términos prácticos se utilizan los conjuntos de especies de peces, en lugar de comunidades ecológicas como los objetos de gestión en ríos. Un conjunto de peces es definido por Wootton (1991) como un grupo de especies en un sector definido independientemente de las interacciones ecológicas que existen entre ellas. En el momento que se demuestra que hay interacciones ecológicas, se puede hablar entonces de una comunidad. De hecho, Hughes et al. (1998) indican que la integridad biológica se analiza mejor a nivel de comunidad o de conjuntos de especies. Éstas entidades ecológicas reflejan no solamente los efectos directos e indirectos de los problemas ambientales crónicos, sino también los impactos de las perturbaciones episódicas (Soto-Galera et al. 1999). Por ejemplo, el restablecimiento de los conjuntos de peces después de perturbaciones catastróficas a corto plazo (inundaciones, crecidas, contaminación puntual) es relativamente rápido (Scott y Hall 1997). En cambio, una presión constante sobre el ecosistema, como la agricultura intensa o la contaminación difusa, puede cambiar las comunidades bióticas en el largo

5-xx

plazo (Fausch *et al.* 1990, Harding *et al.* 1998).

Hay otros indicadores de la calidad ecológica del agua, como por ejemplo las diatomeas y los invertebrados, sin embargo, su identificación taxonómica es muy difícil. En contraste, los peces son relativamente fáciles de identificar, el entrenamiento de personal para las actividades de muestreo es menos difícil y la mayoría de las muestras pueden ser analizadas en el sitio de muestreo para después regresarlas vivas al medio *et* (karrel *al.* 1986). Además, la aceptación pública de conceptos como la integridad biótica es más fácil para el público en general y autoridades utilizando peces que diatomeas o invertebrados (Rosen 1995).

LOS ÍNDICES MÁS COMUNES

Para que los peces puedan ser empleados como medida de la sustentabilidad fuerte del uso del agua, se deben emplear índices que muestren el nivel de calidad ambiental. Uno de los primeros fue el índice de Shannon-Wiener para medir la diversidad de los peces sometidos a la contaminación del agua durante la década de 1960 (Davis 1995). Sin embargo, éste ha sido criticado debido a que no considera aspectos importantes como la periodicidad y el tipo de muestreo, el nivel de la resolución taxonómica y porque responde de manera irregular a los cambios naturales del medio acuático (Davis 1995, Karr 1998).

Otra manera simple de medir un conjunto de peces es contando el número de taxa que contiene, es decir, su riqueza específica. De hecho, a pesar de sus límites, esta riqueza es, de acuerdo con Gaston y Spicer (2000) y Walmsey (2002) un buen indicador para la gestión ambiental y para el estudio de la biodiversidad. Fausch *et al.* (1990) mencionan que las desventajas de la riqueza específica incluyen: su dependencia del tamaño de muestra, su información limitada sobre la comunidad entera y que su sensibilidad a la degradación puede variar regional y estacionalmente, así como con la estructura de edades. En efecto, la insensibilidad a la degradación ambiental puede ser un problema importante al utilizar la riqueza específica como índice ya que el número total de especies no siempre declina con las perturbaciones en el ecosistema, sino que se lleva a cabo un reemplazo de especies o surgen cambios en su proporción relativa. En algunos casos, mientras que el número de especies sensibles declina con la degradación, especies más tolerantes llegan a ser más comunes y el resultado es que la comunidad no cambia en el número de especies pero sí en las especies que la conforman (Wang *et al.* 2000, Vila-Gispert *et al.* 2002).

Para resolver este problema de sensibilidad diferenciada, las especies pueden analizarse en grupos o "gremios" de especies afines entre sí. Este enfoque es válido ya que, dentro de la estructura ecológica, las especies pertenecen a gremios y éstos a comunidades (Minns *et al.* 1996). Por ejemplo, analizar a las especies de un conjunto de peces por medio de grupos tróficos (según sus hábitos y preferencias alimentarias). Por ejemplo, los peces bentívoros (asociados al fondo) pueden ser buenos indicadores de la calidad del agua (Scott y Hall 1997), mientras que los piscívoros son de interés especial para la conservación (Schlosser 1991) y la pesca deportiva (Oberdorff y Hughes 1992). La hipótesis es que la contaminación del agua da lugar a fluctuaciones en el suministro de alimentos, reflejándose en cambios estructurales de la composición trófica. Los peces con hábitos alimentarios muy especializados serán más afectados que las especies omnívoras, las cuales son más aptas para adaptarse a los cambios en el medio (Aguilar Ibarra *et al.* 2005).

Los índices multi-métricos constituyen el enfoque más reciente para determinar la calidad ambiental de los ríos. La idea es integrar la información de los conjuntos de peces y del medio en múltiples variables o métricas para determinar el nivel de perturbación de un ecosistema, comparando sitios degradados con sitios de referencia. Las métricas se eligen según ciertos criterios, que pueden incluir aspectos estadísticos. Barbour *et al.* (1995) consideran que para que una métrica sea robusta, ésta debe ser representativa de la comunidad ecológica bajo estudio y debe proporcionar una respuesta que se pueda discriminar de la variación natural. Algunos ejemplos de métricas son: la riqueza específica total, porcentaje y número

de especies tolerantes y sensibles, distancia que hay entre el sitio de muestreo y las fuentes del río, el porcentaje de superficie de la cuenca que corresponde a cultivos agrícolas o a ciudades, entre otras.

Otras características ecológicas y biológicas, tales como la preferencia de substrato, la preferencia de velocidad del flujo, estrategias reproductivas o porcentaje de organismos enfermos, pueden también emplearse en índices multi-métricos (Dolédec et al. 1999). El índice de integridad biótica (IBI) es un índice multi-métrico para peces concebido en los Estados Unidos por Karr et al. (1986). El IBI fue desarrollado originalmente para los estados del medio oeste pero se ha adaptado a otras regiones (e.g. Fausch et al. 1990, Lyons et al. 2001) y otros países, como Bélgica (Kestemont et al. 2000), Canadá (Steedman 1988), Francia (Oberdorff y Hughes 1992) y México (Lyons et al. 2000). El IBI puede variar dependiendo de la variabilidad natural y de la región fisiográfica (Smogor y Angermeier 2001), la localización del muestreo en la cuenca (Osborne et al. 1992) y el tipo de río bajo estudio (Seegert 2000). Para una revisión detallada de la historia del IBI y sus aplicaciones referirse a Simon y Lyons (1995). Las críticas que han recibido los índices multi-métricos incluyen: (i) falta de capacidad para registrar los efectos de nuevas perturbaciones; (ii) su escala en categorías obscurece la magnitud de los impactos ambientales y no miden de manera cuantitativa las alteraciones del ecosistema; y (iii) se presentan como valores absolutos sin tener en cuenta la incertidumbre estadística (Suter 2001, Iliopoulou-Georgudaki et al. 2003). A pesar de estas críticas, Davis (1995) y Simon y Lyons (1995) justifican su uso pero reconocen que más investigación es necesaria antes de que estos índices se puedan desarrollar en verdaderos índices de la salud del ecosistema.

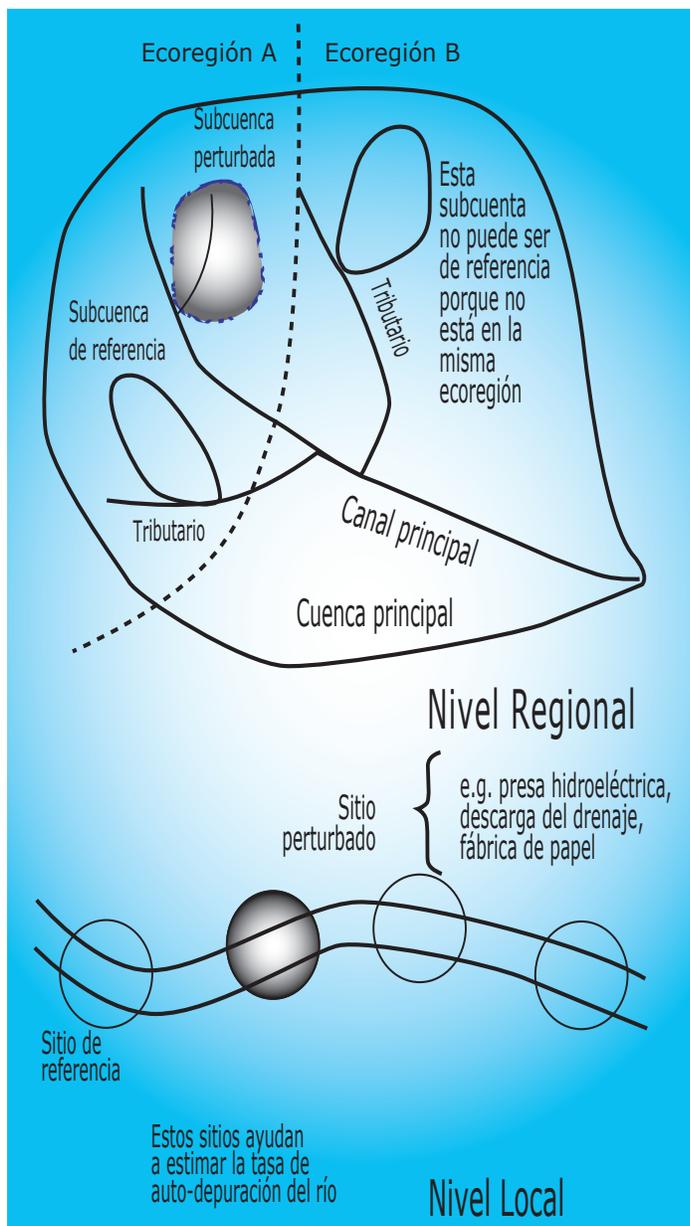
DISEÑO DE PROGRAMAS PARA EL MONITOREO DE PECES

La primera consideración para diseñar un programa de monitoreo es definir objetivos claros que consideren de manera realista las limitaciones presupuestales (Caughlan y Oakley 2001). Idealmente, un programa de indicadores ecológicos debe proporcionar la información para cuantificar y para entender las consecuencias a corto y a largo plazo de las políticas ambientales (Southerland y Stribling 1995, Dale y Beyeler 2001, Kurtz et al. 2001). Hay una cantidad extensa de literatura referente a técnicas de muestreo de peces pero lo que es importante tener en cuenta es que el número de las medidas de diversidad y abundancia dependen fuertemente de la calidad del muestreo (Angermeier y Smogor 1995, Paller 1995). Así, un mal diseño de muestreo puede invalidar los datos, conduciendo a interpretaciones erróneas, algo que puede minar la confianza de todo el estudio (Hughes 1995).

Un problema importante en el monitoreo es la variabilidad inherente de los ecosistemas acuáticos, la cual puede poner en riesgo la validez de los datos, implicando altos costos para el programa entero (Chessman 1999, Caughlan y Oakley 2001, Irvine 2004). Por ejemplo, según Karr (1998) los coeficientes de variación en los muestreos de peces son en general muy grandes (entre 50% y 300%). Además, los seres humanos introducen variabilidad a lo largo del proceso entero: desde la etapa del muestreo hasta con la interpretación, pasando por el transporte y el análisis de muestras (Kurtz et al. 2001). Una manera para determinar esta variabilidad es por medio de muestreos piloto que permitan medir el poder estadístico de las muestras (Caughlan y Oakley 2001, Kurtz et al. 2001). Además, los estudios piloto pueden ayudar a definir, evaluar y calibrar métricas (Barbour et al. 1995). Las estimaciones obtenidas por el estudio experimental (y análisis subsecuentes) se deben expresar en términos estadísticos, es decir, medir la incertidumbre en los datos (intervalos de confianza) y estimar el poder estadístico de las pruebas (Sandin y Johnson 2000). El poder de una prueba es la probabilidad de la hipótesis para detectar que la hipótesis nula es falsa y se relaciona inversamente con la probabilidad de cometer un error de tipo II. Así, los muestreos piloto de bajo poder estadístico deben aumentarlo agregando más muestras al monitoreo. Una vez que el diseño de monitoreo ha sido verificado por el muestreo piloto, se deben aplicar procedimientos estándares para el muestreo total, la clasificación, la identificación y el análisis estadístico. Éstos permiten la capacidad de repetición, evitan al sesgo e imponen disciplina en los procesos de selección (Dale y Beyeler 2001). Un ejemplo útil se puede encontrar en las guías de evaluación para indicadores ecológicos de la Agencia para la Protección al Ambiente de los Estados Unidos (Jackson et al. 2000, Kurtz et al. 2001). Además se pueden

7-xx

Llevar a cabo auditorías o controles de calidad de los datos que incluyan la repetición del muestreo piloto o la identificación de muestras por parte de equipos independientes, todo bajo las posibilidades presupuestales del proyecto.



Los sitios de la referencia son esenciales para distinguir las condiciones naturales de las perturbaciones antropogénicas. Estos sitios son análogos a un grupo testigo en experimentos de laboratorio. Idealmente, los sitios de referencia deben ser prístinos y comparables ecológicamente a los sitios bajo estudio. Sin embargo, ya que los ecosistemas acuáticos han sido influenciados durante varios siglos por impactos humanos, la identificación de sitios con las condiciones naturales u originales es muy difícil. Para paliar este problema, se puede adoptar el concepto de sitios "menos impactados" como sitios de referencia (Hughes 1995).

Hay diversos criterios para elegir sitios de referencia comparables ecológicamente a los sitios perturbados, pero entre los más importantes están la escala de estudio y la heterogeneidad de la cuenca (Figura 3). Smogor y Angermeier (2001) señalan que los estudios de peces como indicadores pueden llevarse a cabo en diferentes escalas espaciales: desde el nivel del río hasta las ecoregiones o cuencas hidrológicas completas. De hecho, la investigación a múltiples escalas es necesaria para comprender los factores que determinan la distribución y la abundancia de los peces (Tonn 1990, Allan et al. 1997, Cooper et al. 1998). Como se mencionó arriba, los sitios de referencia y los perturbados deben tener

condiciones ecológicas y geográficas similares (Hughes et al. 1986). En estudios a gran escala, las cuencas grandes pueden presentar una gran heterogeneidad de condiciones ecológicas. Figura 3. Representación esquemática de la elección de sitios de referencia para analizar las influencias humanas en ríos a dos escalas diferentes.

En estos casos es mejor dividirlos ya sea en ecoregiones o provincias fisiográficas (planicie, piemonte y montaña) para permitir una comparación válida entre comunidades de peces dentro de las subcuencas estudiadas (Lyons 1996, Smogor y Angermeier 2001).

¿QUÉ FALTA POR HACER?

Entre los retos que enfrentan los indicadores ecológicos están sobretodo los procesos a gran escala que no se pueden detectar por métodos fisicoquímicos convencionales, como en el caso de la restauración de los ecosistemas acuáticos, la contaminación difusa, el cambio global y la pérdida de la biodiversidad. Aunque los indicadores ecológicos son útiles para detectar las perturbaciones antropogénicas, éstos lo logran casi siempre cuando el daño ya está hecho (Yoder 1995). Por ello, los indicadores ecológicos deben desarrollar en el futuro capacidades de predicción por medio de modelos matemáticos. Sin embargo, los modelos para indicadores ecológicos en su forma actual todavía no pueden identificar los procesos causa-efecto (Havens, 1999, Suter 2001). De todos modos, el uso de sitios de referencia y datos obtenidos en series de tiempo largas bajo muestreos cuidadosamente diseñados, serían un paso hacia la comprensión de tales fenómenos.

Otro gran reto es vincular el uso de los indicadores ecológicos con los valores de la sociedad. De hecho, los usos que los seres humanos tienen del medio acuático y de la calidad del agua reflejan varios tipos de valores. Éstos pueden ser de uso y de no uso. El valor de uso incluye el agua potable limpia, la acuicultura o las pesquerías. El valor de no uso se refiere a la existencia de un recurso natural, como la preservación de la biodiversidad acuática. En este caso, una parte de la sociedad estaría dispuesta a pagar para conservarlos aún sin necesidad de usarlos directamente con la idea de legarlos a las generaciones futuras (Navrud 2001). Conocer y cuantificar estos valores es fundamental para tomar las decisiones correctas para un uso sustentable de las cuencas hidrológicas.

Un reto que especialmente México tiene que enfrentar es el manejo integral de cuencas. Este reconoce que hay una interacción importante entre los lagos y los ríos con toda su área de drenado (Allan et al. 1997). Por lo tanto, el desarrollo planificado del uso del suelo en todo el país es una acción que debe llevarse a cabo de manera prioritaria para lograr un desarrollo sustentable. Esta planificación requiere de grandes esfuerzos y debe incluir la coordinación de los usuarios en una misma cuenca hidrológica (Mollard 1997). Para ello se requiere de un agente coordinador que en México correspondería a los Consejos de Cuenca (cf. Artículos 12 y 13 de la Ley de Aguas Nacionales 2004). Sin embargo, su función ha sido muy acotada por la falta de coordinación con otras instituciones locales y federales. El Consejo de Cuenca debe ser fortalecido como institución coordinadora de las actividades económicas en toda la cuenca, incluso la zona costera, promoviendo las actividades no contaminantes, los monitoreos biológicos y las evaluaciones económicas.

CONCLUSIÓN

Para saber si una sociedad tiene un uso sustentable de las cuencas hidrológicas, se debe tener una medida del nivel de degradación de la calidad ambiental de las mismas. Una manera de medirlo es por medio de indicadores ecológicos del ambiente acuático, entre los cuales se encuentran los peces. Su aplicación puede ser llevada a cabo bajo monitoreos que cumplan con requisitos como la claridad de objetivos, la consideración de los límites presupuestales, la aplicación de muestreos piloto y la atención hacia la escala de estudio y la heterogeneidad de las cuencas. Para que un proyecto de esta naturaleza tenga efectividad, se necesita que la sociedad tenga una percepción alta de la calidad ambiental. Pero si la sociedad (tanto ciudadanos como autoridades) no cobra suficiente conciencia sobre la degradación de los ecosistemas acuáticos, entonces ningún programa de monitoreo o ningún indicador ecológico servirá para lograr un uso sustentable de las cuencas hidrológicas.

BIBLIOGRAFÍA

AGUILAR IBARRA, A., "Ecological indicators and society's values: monitoring, research and management of water quality in rivers". En: Burk, A.R. (ed.) *Progress in aquatic ecosystem research*, New York: Nova Science Publishers, 2005, 37-60 pp.

AGUILAR IBARRA, A., DAUBA, F., LIM, P., "Influence of non-point source pollution on riverine fish assemblages in south west France", *Ecotoxicology*, 14 (en prensa), 2005.

ALLAN, J. D., ERICKSON, D.L., Fay, J., "The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales". *Freshwater Biology*, 37, 1997, 149-161 pp.

ANGERMEIR, P.L., SCHLOSSER, I.J., "Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations", *American Fisheries Society Symposium*, 17, 1995, 402-414 pp.

ANGERMEIR, P.L., SMOGOR, R.A., "Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 1995, 936-949 pp.

ARLINGHAUS, R., MEHNER, T., COWX, I.G., "Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe", *Fish and Fisheries*, 3, 2002, 61-316 pp.

BARBOUR, M.T., STRIBLING, J.B., KARR, J.R., "Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition". En: Davis, W.S., Simon, T.P. (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making*, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, pp. 63-77 pp.

BOHN, B.A., KERSHNER, J. L., "Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach", *Journal of Environmental Management*, 64, 2002, 355-363 pp.

BOULTON, A.J., "An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis", *Freshwater Biology*, 41, 1999, 469-479 pp.

CAUGHLAN, L., OAKLEY, K.L., "Cost considerations for long-term ecological monitoring", *Ecological Indicators*, 1, 2001, 123-134 pp.

CHESSMAN, B.C., "Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences", *Freshwater Biology*, 41, 1999, 747-757 pp.

COOPER, S., DIEHL, S. KRATZ, K., SAMELLE, O., "Implications of scale for patterns and processes in stream ecology", *Australian Journal of Ecology*, 23, 1998, 27-40 pp.

COWX, I.G., COLLARES PEREIRA, M.J., "Freshwater fish conservation: options for the future". En: Collares-Pereira, M.J., Cowx, I.G., Coehlo, M.M. (eds) *Conservation of freshwater fishes: options for the future*. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, 2002, 443-452 pp.

DALE, V.H., BEYELER, S.C., "Challenges in the development and use of ecological indicators", *Ecological Indicators*, 1, 2001, 3-10 pp.

DAVIS, W.S., "Biological assessment and criteria: building on the past". En: Davis, W.S., Simon, T.P. (eds.) 10 -xx

Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, 15-29 pp.

DOLÉDEC, S., STATZNER, B., BOURNARD, M., "Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river", *Freshwater Biology*, 42, 1999, 737-758 pp.

DUNCAN, J.R., LOCKWOOD, J.L., "Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes", *Biological Conservation*, 102, 2001, 97-105 pp.

FAUSH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R., ANGERMEIER, P.L., "Fish communities as indicators of environmental degradation", *American Fisheries Society Symposium*, 8, 1990, 123-144 pp.

FINLAYSON, C.M., "The challenge of integrating wetland inventory, assessment and monitoring", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 2003, 281-286 pp.

GASTON, K.J., SPICER, J.I., *Biodiversity: an introduction*, Oxford, Blackwell Science, 2000.

HARDING, J.S., BENFIELD, E.F., BOLSTAD, P.V., HELFMAN, G.S., JONES, E.B.D., "Stream biodiversity: the ghost of land use past", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, 95, 1998, 14843-14847 pp.

HART, B.T., MAHER, B., LAWRENCE, I., "New generation water quality guidelines for ecosystem protection". *Freshwater Biology*, 41, 1999, 347-359 pp.

HAVENS, K.E., "Correlation is not causation: a case study of fisheries, trophic state and acidity in Florida (USA) lakes", *Environmental Pollution*, 106, 1999, 1-4 pp.

HUGHES, R.M., "Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions". En: Davis, W.S., Simon, T.P. (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making*, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, 31-47 pp.

HUGHES, R.M., LARSEN, D.P., OMERNIK, J.M., "Regional reference sites: a method for assessing stream potentials", *Environmental Management*, 10, 1986, 629-635 pp.

HUGHES, R.M., KAUFMAN, P.R., HERLIHY, A.T., KINCAID, T.M., REYNOLDS, L., LARSEN, D.P., "A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 1998, 1618-1631 pp.

ILOPOULOU -GEORGUDAKI, J., KANTZARIS, V., KATHARIOS, P., KASPIRIS, P., GEORGIADIS, Th., MONTESANTOU, B., "An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece)", *Ecological Indicators*, 2, 2003, 345-360 pp.

IRVINE, K., "Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14, 2004, 107-112 pp.

JACKSON, L.E., KURTZ, J.C., FISHER, W.S., "Evaluation guidelines for ecological indicators", EPA/620/R-99/005, Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. 2000.

KALLIS, G., BUTLER, D., "The EU Water Framework Directive: measures and implications", *Water Policy*,

3, 2001,125-142.

KARR, J.R., "Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management". In: Naiman, R.J., Bilby, R.E. (eds.) *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*, New York: Springer-Verlag, 1998, 502-528 pp.

KARR, J.R., FAUSCH, K.D., ANGERMEIER, P.L., YANT P.R., SCHLOSSER, I.J., "Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale", *Illinois Natural History Survey Special Publication*, 5, 1986, 1-28 pp.

KESTEMONT, P., DIDIER, J., DEPIEREUX, E., MICHA, J.C., "Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality", *Archives für Hydrobiologie Supplement (Monographic Studies)*, 121, 2000, 321-348 pp.

KURTZ, J.C., JACKSON, L.E., FISHER, W.S., "Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development", *Ecological Indicators*, 1, 2001, 49-60 pp.

LYONS, J., "Patterns in the species composition of fish assemblages among Wisconsin streams", *Environmental Biology of Fishes*, 45, 1996, 329-346 pp.

LYONS, J., GUTIÉRREZ HERNÁNDEZ, A., DÍAZ PARDO, E., SOTO GALERA, E., MEDINA NAVA M., PINEDA LÓPEZ, R., "Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico", *Hydrobiology*, 418, 2000, 57-72 pp.

LYONS, J., PIETTE, R.R., NIERMEYER, K.W., "Development, validation, and application of a fish-based index of biotic integrity for Wisconsin's large warmwater rivers", *Transactions of the American Fisheries Society*, 130, 2001, 1077-1094 pp.

McDOWALL, R.M., TAYLOR, M.J., "Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna", *Environmental Management*, 25, 2000, 357-374 pp.

MINNS, C.K., KELSO, J.R.M., RANDALL, R.G., "Detecting the response of fish to habitat alterations in freshwater ecosystems", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 (Suppl. 1), 1996, 403-414 pp.

MOLLARD, A., "Curative or preventive solutions to water non-point source pollution? An approach to water resource sustainability", *Nature, Science & Société*, 5, 1997, 5-21 pp.

NAVRUD, S., "Economic valuation of inland recreational fisheries: empirical studies and their policy use in Norway", *Fisheries Management and Ecology*, 8, 2001, 369-382 pp.

NELSON, J.S., *Fishes of the world*, New York, John Wiley and Sons, 1994.

OBERDORFF, T., HUGHES, R.M., "Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France". *Hydrobiologia*, 228, 1992, 117-130 pp.

OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B., PORCHER, J.P., "Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France", *Freshwater Biology*, 47, 2002, 1720-1734 pp.

OSBORNE, L.L., KOHLER, S.L., BAYLEY, P.B., DAY, D.M., BERTRAND, W.A., WILEY M.J., SAUER, R., "Influence of stream location in a drainage network on the index of biotic integrity", *Transactions of the* 12 -xx

American Fisheries Society, 121, 1992, 635-643 pp.

PALLER, M.H., "Relationships among number of fish species sampled, reach length surveyed, and sampling effort in South Carolina coastal plain streams", *North American Journal of Fisheries Management*, 15, 1995, 110-120 pp.

PALLER, M.H., REICHERT, M.J.M., DEAN, J.M., SEIGLE, J.C., "Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream", *Ecological Engineering*, 15, 2000, S171-S187 pp.

POWER, M., "Recovery in aquatic ecosystems: an overview of knowledge and needs", *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6, 1999, 253-257pp.

RAPPORT, D.J., BOHM, G., BUCKINGHAM, D., CAIRNS, J., COSTANZA, R., KARR, J.R., DEKRUIJF, H.A.M., LEVINS, R., McMICHAEL, A.J., NIELSEN, N.O., WHITFORD, W.G., "Ecosystem health: the concept, the ISEH, and the important tasks ahead", *Ecosystem Health*, 5, 1999, 82-90 pp.

ROSEN, B.H., "Use of periphyton in the development of biocriteria", En: Davis, W.S., Simon, T.P. (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making*, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, 209-215 pp.

ROSS, S.T., "Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species?" *Environmental Biology of Fishes*, 30, 1991, 359-368 pp.

SANDIN, L., JOHNSON, R.K., "The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters", *Hydrobiología*, 422/423, 2000, 233-243 pp.

SCHILLER, A., HUNSAKER, C.T., KANE, M.A., WOLFE, A.K., DALE, V.H., SUTER, G.W., RUSSELL, C.S., PION, G., JENSEN, M.H., KONAR, V.C., 2001, "Communicating ecological indicators to decision makers and the public" [en línea]. [Consultado: 21 junio 2004]. *Conservation Ecology*, 5, Disponible en internet: <<http://www.consecol.org/vol5/iss1/art19>>

SCHLOSSER, I.J., "Stream fish ecology: a landscape perspective", *BioScience*, 41, 1991, 704-712 pp.

SCOTT, M.C., HALL, L.W., "Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams". *Transactions of the American Fisheries Society*, 126, 1997, 349-360 pp.

SEEGERT, G., "Considerations regarding development of index of biotic integrity metrics for large rivers", *Environmental Science and Policy*, 3, 2000, S99-S106 pp.

SIMON, T.P., LYONS, J., "Application of the Index of Biotic Integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems". En: Davis, W.S., Simon, T.P. (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making*, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, 245-262 pp.

SMITH, F., "Biological diversity, ecosystem stability and economic development", *Ecological Economics*, 16, 1996, 191-203 pp.

SMOGOR, R.A., ANGERMEIER, P.L., "Determining a regional framework for assessing biotic integrity of Virginia streams". *Transactions of the American Fisheries Society*, 130, 2001, 18-35 pp.

SOTO GALERA, E., DÍAZ PARDO, E., LÓPEZ LÓPEZ, E., LYONS, J., "Fish as indicators of environmental quality in the Rio Lerma Basin, Mexico", *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1, 1998, 267-276 pp.

SOUTHERLAND, M.T., STRIBLING, J.B., "Status of biological criteria development and implementation". En: Davis, W.S., Simon, T.P. (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making*, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, 81-96 pp.

STEEDMAN, R.J., "Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, 1988, 492-501 pp.

SUTER, G.W., "Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment", *Ecological Indicators*, 1, 2001, 101-112 pp.

TONN, W.M., "Climate change and fish communities: a conceptual framework", *Transactions of the American Fisheries Society*, 119, 1990, 337-352 pp.

VILA-GISPERS, A., GARCÍA-BERTHO, E., MORENO-AMICH, R., "Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances", *Aquatic Sciences*, 64, 2002, 163-170 pp.

WALMSLEY, J.J., "Framework for measuring sustainable development in catchment systems", *Environmental Management*, 29, 2002, 195-206 pp.

WANG, L., LYONS, J., KANEHL, P., BANNERMAN, R., EMMONS, E., "Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams", *Journal of the American Water Research*, 36, 2000, 1173-1175 pp.

WANG, L., LYONS, J., KANEHL, P.D., BANNERMAN, R., "Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales", *Environmental Management*, 28, 2001, 255-266 pp.

WICHERT, G.A., RAPPORT, D.J., "Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin", *Environmental Management*, 22, 1998, 425-443 pp.

WOOTTON, R.J., *Ecology of teleost fishes*, New York, Chapman & Hall, 1991.

YODER, C.O., "Policy issues and management applications of biological criteria". En: Davis, W.S., Simon, T.P. (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making*, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, 327-343 pp.