

Este trabajo forma parte del libro:

**Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. E. Domínguez y H.R. Fernández (Eds).
Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina (en
prensa)**

LOS MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE LAS AGUAS

Narcís Prat, Blanca Ríos, Raúl Acosta, Maria Rieradevall

INTRODUCCIÓN

El uso de los macroinvertebrados acuáticos (y muy especialmente los insectos) como indicadores de la calidad de las aguas de los ecosistemas (ríos, lagos o humedales) está generalizándose en todo el mundo. Un resumen de esta tradición y de los métodos actualmente usados, así como una valoración de sus ventajas e inconvenientes se puede encontrar en Bonada *et al.* (2006) donde se incluye una visión histórica del tema, y una extensa bibliografía. Los beneficios del uso de herramientas integradoras y no solo las características fisicoquímicas del agua para la medida de su calidad han sido explicitados también en muchos libros y manuales (Chapman, 1996; Boon y Howell, 1997), y forma parte de la legislación de muchos estados. Particularmente interesante es el proceso abierto en la Unión Europea donde la indicación biológica es el núcleo de todo el sistema de monitoreo y evaluación de la calidad del agua de sus 27 países, dando incluso a luz a un nuevo concepto, el “Estado Ecológico”, y ello ha significado una revolución en la forma como los gobiernos europeos deben contemplar los indicadores biológicos de calidad del agua (DOCE, 2000).

Los conflictos entre la explotación y la preservación de los ecosistemas son frecuentes en América del Sur (Parra, 1992) y en algunos casos su efecto sobre los ecosistemas acuáticos es incluso más dramático (Pringle *et al.*, 2000). Existe una abundante literatura sobre el tema en América del Sur, tanto en zonas altoandinas como en tropicales. También existe una buena tradición en la evaluación biológica de los efectos de la contaminación para conocer el efecto de los vertidos de ciudades (Roldán *et al.*, 1973; Molineri y Molina, 1995; Roldán, 1996, Ballesteros *et al.*, 1997; Machado *et al.*, 1997; Zúñiga *et al.*, 1997; Jacobsen, 1998; Roldán, 1999; Monaghan *et al.*, 2000; Posada *et al.*, 2000; Figueroa *et al.*, 2003, Roldán, 2003), de los impactos producidos por sólidos en suspensión (Fossati *et al.*, 2001) o la actividad minera (Pringle *et al.*, 2000).

Los efectos de la contaminación han generado una gran cantidad de estudios de impacto ambiental en dichos países, pero muchos de ellos nunca son publicados, por lo que existe una extensa, pero restringida en su difusión, literatura gris que no se refleja en publicaciones científicas y además raramente estos estudios han originado protocolos estandarizados. Este hecho ya fue indicado en Prat *et al.* (1999) y posteriormente puesto de manifiesto en nuestra revisión sobre el uso de los macroinvertebrados como indicadores de calidad en los ríos altoandinos (Ríos *et al.*, en prep).

El objetivo de este trabajo es dar una visión sintética del uso actual de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua y sus aplicaciones actuales en América del Sur repasando los diversos métodos existentes y centrándonos en los ríos. Dado que este trabajo se enmarca en una guía metodológica, se dará más peso a la descripción de los métodos existentes que a los aspectos más generales que pueden encontrarse en otros trabajos como el ya citado Bonada *et al.* (2006).

EL CONCEPTO DE BIOINDICADOR

Los posibles efectos de una alteración de las condiciones del medio donde una comunidad habita pueden evidenciarse a diferentes niveles. Si la perturbación es muy grande (por ejemplo una contaminación por vertidos domésticos que agota el oxígeno del agua) los

efectos se notan a nivel de la comunidad entera con la única presencia de unas pocas especies tolerantes. Perturbaciones intermedias (por ejemplo un incremento de nutrientes) pueden dar lugar a otros cambios menos drásticos, como la desaparición de unas pocas especies o el incremento de la densidad de otras ya presentes o la aparición de unas terceras, más tolerantes al factor de estrés. Finalmente, algunas perturbaciones (un ligero incremento de las sales por ejemplo) pueden no modificar la estructura de la comunidad pero sí dar lugar a otros cambios no perceptibles a este nivel pero sí a nivel individual. Este es el caso de la presencia de tóxicos en el agua, induce en los organismos respuestas metabólicas para intentar compensar el problema generado por las condiciones del medio. Si las concentraciones son bajas, pueden no producirse cambios en la presencia o abundancia de la especie pero sí cambios en la utilización de ciertas vías metabólicas o en las propiedades del material genético y es posible detectar el estrés generado para esta especie mediante estos cambios. A los indicadores que no producen cambios estructurales se les denomina biomarcadores para diferenciarlos de los bioindicadores que sí detectan estos cambios. Los biomarcadores pueden ser bioquímicos, fisiológicos, histológicos (daños en tejidos) o genéticos (daños en el material hereditario) y pueden ser cambios transitorios o permanentes. Así por ejemplo, Barata *et al.* (2005) evaluaron poblaciones del tricóptero de *Hydropsyche exocellata* en un gradiente de contaminación urbana e industrial en el río Llobregat (España) y encontraron un incremento de la actividad enzimática antioxidante relacionado con un aumento en la contaminación por metales pesados, concluyendo que la combinación de respuestas químicas y bioquímicas pueden ser usadas para evaluar y diagnosticar la contaminación en ríos altamente perturbados. Esta es un área emergente en el estudio de los macroinvertebrados acuáticos y aunque algunos han sido usados de forma habitual en estudios de ecotoxicología, todavía son poco utilizados en programas de monitoreo y vigilancia.

En este trabajo nos centraremos en los bioindicadores que se utilizan de forma habitual en la vigilancia y seguimiento de la contaminación para los estudios de los cambios a nivel de población, comunidad o ecosistema. La relación entre el nivel de organización, los cambios producidos en los organismos y la utilidad de los biomarcadores o bioindicadores se refleja en las figuras 1 y 2 (modificadas de Adams, 2002).



Figura 1. Niveles de organización y uso de indicadores biológicos. Mientras que para los niveles de población, comunidad o ecosistema se utilizan los bioindicadores a nivel estructural o funcional, a nivel individual para conocer el efecto de las perturbaciones sobre los organismos es necesario utilizar biomarcadores a nivel suborganísmico (desde la molécula a los órganos pasando por la célula). (Modificado de Adams, 2002).

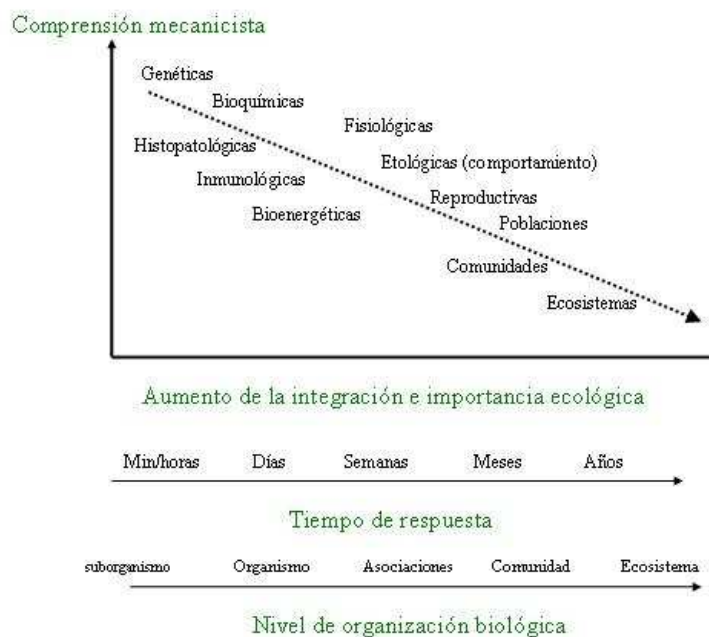


Figura 2. Relación entre la comprensión detallada de los efectos de los contaminantes y su relevancia ecológica. A medida que avanzamos en el nivel de organización los resultados son mas relevantes desde el punto de vista ecológico, pero comprendemos mucho menos la relación causa-efecto que es mas evidente cuanto menor es el nivel de organización. Se muestra también el tiempo de respuesta de las diferentes aproximaciones lo que implica una menor (técnicas genéticas o bioquímicas) o mayor (estudio de omunidades o ecosistemas) integración de resultados. (Modificado de Adams, 2002)

De forma general los cambios a nivel de comunidad y ecosistema se conocen como cambios en la “salud ecológica”, pero hay muchos términos en la literatura que vienen a significar mas o menos lo mismo (integridad biológica, estado ecológico, calidad ecológica etc.). Nosotros tenderemos a utilizar dos términos: Calidad Biológica que indica los cambios estructurales medidos mediante la comunidad de organismos (en este caso macroinvertebrados) y Estado Ecológico (término que proviene de la Directiva Marco del Agua europea) que tiene un sentido más amplio pues además de la calidad biológica integra otros cambios a nivel del ecosistema como la hidrología, la hidromorfología, la fisicoquímica, o en la vegetación de ribera.

LOS MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES

Los macroinvertebrados son los organismos más ampliamente usados como bioindicadores en la actualidad por diversas circunstancias (Resh, 2008) entre las que destacamos (tomado de Bonada *et al.*, 2006):

- 1- Tener una amplia distribución (geográfica y en diferentes tipos de ambientes).
- 2- Una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
- 3- Ser en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
- 4- En otros casos, la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación.
- 5- En algunas especies, tener ciclos de vida largo porque integra los efectos de la contaminación en el tiempo.
- 6- Poder ser muestreados de forma sencilla y barata.

- 7- Una taxonomía en general bien conocida a nivel de familia y género.
- 8- La sensibilidad bien conocida de muchos taxa a diferentes tipos de contaminación.
- 9- El uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

Algunas de estas condiciones pueden ser relativas en algunos países de América del Sur, pero a pesar de ello los macroinvertebrados son preferidos en muchos países para ser utilizados como bioindicadores de la calidad del agua.

Por otra parte, se ha discutido mucho sobre el nivel taxonómico más adecuado para estudios de bioindicación (véase Melo, 2005 para un ejemplo de Brasil). Si bien es cierto que el nivel preferible sería el de especie, la taxonomía de ciertos grupos hace el trabajo prácticamente inviable en muchos países en gran parte por el coste económico que ello comporta (en forma de tiempo para el examen de las muestras). Especialmente en los dípteros (y muy particularmente los quironómidos) el trabajo de preparación e identificación, incluso a nivel de género, comporta un tiempo que hace su estudio económicamente muy costoso (Puntí, 2007). Por ello un buen equilibrio entre calidad de los resultados y tiempo requerido para obtenerlos se da utilizando como nivel taxonómico la familia. A este nivel las ventajas de los macroinvertebrados enumeradas anteriormente se mantienen y por lo tanto su uso a este nivel es el que se recomienda en muchos de los protocolos de estudio de los países que los utilizan como indicadores de calidad biológica de forma reglamentada. En algunos casos se utilizan niveles taxonómicos algo diferentes, por ejemplo género en Tricópteros, Plecópteros o Ephemérotos y familia en Dípteros y Oligoquetos. En las circunstancias actuales, el uso a nivel de familia parece el que puede ofrecer más ventajas en América del Sur. Aunque es posible utilizar los macroinvertebrados como indicadores en todos los ecosistemas, en este trabajo nos centraremos en ríos. Para su uso en lagos se puede consultar Prat y Rieradevall (1998).

PAUTAS ACTUALES EN LA UTILIZACIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES EN RÍOS

El uso de los bioindicadores a nivel de comunidad requiere la transformación de los datos (presencia o abundancia de los diferentes taxa) en alguna expresión sintética de los mismos, como el número total de taxa o la diversidad, entre otras. A estas expresiones se les llama comúnmente Métricas y pueden ser, cualitativas (por ejemplo número total de taxa) o cuantitativas. Esta última categoría incluye tanto las que usan datos semicuantitativos (como por ejemplo rangos de abundancia o la abundancia relativa) o las que operan con datos de abundancia absoluta (como individuos por metro cuadrado o individuos recolectados por unidad de tiempo). La mayor parte de las métricas aplicadas en el estudio de los macroinvertebrados utilizan como factor clave la tolerancia de los diferentes taxa a una perturbación determinada, normalmente la contaminación orgánica. De este modo la relación entre el número de organismos tolerantes a la contaminación y los intolerantes a ella es un recurso habitual en las métricas usadas. A partir de estas métricas primarias se pueden derivar otras como combinación de las primeras (índices multimétricos). Otro método propuesto recientemente en la evaluación de la calidad de los ríos ha sido clasificar la calidad físicoquímica del agua empleando un pequeño grupo de taxa de macroinvertebrados como bioindicadores a través de la metodología de Redes Neuronales (Gutiérrez *et al.*, 2004).

Además de las métricas que miden características estructurales, también es posible obtener datos de la funcionalidad de la comunidad de organismos, de manera que podamos derivar características del sistema relacionadas con la perturbación que estudiamos. Ejemplos de métricas funcionales serían la producción secundaria, o la tasa de descomposición de la hojarasca. Más recientemente se ha propuesto el uso de los rasgos biológicos (“species traits”) como por ejemplo la duración de la vida, el número de huevos que pone la especie, etc., en lugar de la lista de taxa como una forma de evaluar la calidad biológica de las aguas.

En las Tablas 1 y 2 se resumen y caracterizan los métodos que pueden usarse para la evaluación de la calidad del agua con macroinvertebrados, tanto los más comunes como los emergentes.

Tabla 1. Métodos de muestreo actualmente usados para medir la calidad biológica mediante macroinvertebrados. Para cada método se indica si es un método basado en correlaciones o si hay una relación causa-efecto clara, su escala de aplicación (Global, Regional o Local); su uso actual (W, en todo el mundo, E: Europa; NA: América del Norte; A: Australia) y la teoría ecológica que subyace en la concepción del índice (HPI: Hipótesis de la Perturbación Intermedia; TN: Teoría del nicho; HT: Habitat templet. Los métodos se dividen en dos secciones según usen la escala de Organismo (OR) o inferior (Suborganismo, SO) o si son métodos que utilizan escalas superiores como Asociaciones (A), Comunidades de especies (C) o bien propiedades emergentes de los Ecosistemas (E).

Método	Correlativo	Causa-efecto	Escala	Uso geográfico	Teoría subyacente
Nivel SO/OR					
Bioensayos, test de toxicidad	SI	SI	G	W	TN
Métodos "In situ/on-line"	NO	SI	G	W	TN
Nivel A/C/E					
Riqueza específica	NO/SI	SI/NO	G	E, NA, A	HPI
Métricas basadas en la tolerancia	SI	NO	L	E, NA, A	HPI, TH, HT
Índices bióticos	SI	NO	R	E, NA, A	HPI, TN
Índices multimétricos (e.g. IBI)	SI	NO	R	E, NA,	HPI, TN, HT
Multivariantes (e.g. RIVPACS)	SI	NO	R	E, NA, A	TN
Amoebas	SI	NO	R	E	TN

Tabla 2. Métodos emergentes en la evaluación de la calidad biológica del agua pero que todavía no han sido adoptados de manera formal por algún protocolo estandarizado usado en alguna agencia de gestión del agua. Leyenda como en la tabla 1. Se indican los lugares geográficos donde estas técnicas están en fase mas avanzada de investigación.

Método	Correlativo	Causa-efecto	Escala	Uso geográfico	Teoría subyacente
Nivel SO/OR					
Biomarcadores	NO	SI	L	W	TN
Comportamiento animal	NO	SI	L	E	TN
Nivel A/C/E					
Deformidades morfológicas	SI	NO/SI	R	E,NA	TN
Asimetría fluctuante	SI	NO/SI	L	E, NA	TN
Fitness de los adultos	SI	NO/SI	R	E?	TN
Paleolimnología	SI	NO	G	E, NA, A,	TN
Rasgos específicos	SI	NO	L	E, NA	HT
Técnicas de Inteligencia artificial	SI	NO	R	E	HPI

A continuación se repasa el uso actual de algunas de estas técnicas en la actualidad en América del Sur. De cada uno de los métodos hemos procurado seleccionar algunos ejemplos aplicados en algún país latinoamericano, pero sin duda la selección no ha podido ser exhaustiva ya que la bibliografía no es muy extensa, está muy dispersa y el acceso a muchas publicaciones es limitado. Solo se compilan los métodos usados a nivel de Asociación, Comunidad o Ecosistema. Los métodos a nivel de organismo o suborganismo tienen otras aplicaciones que van más allá del objeto de este trabajo. Los diferentes métodos, se han subdividido en cuatro grandes grupos, los índices unimétricos (usan una sola métrica), los multimétricos (varias métricas agregadas), los multivariados (e.g. RIVPACS) y los rasgos biológicos.

MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CALIDAD EN RÍOS

Índices unimétricos

Métricas simples

La manera más simple de evaluar la calidad biológica es mediante un valor que mida una característica clave de la comunidad que responda de forma clara a la perturbación que nos interesa caracterizar, por ejemplo la riqueza específica. Una lista de algunas de las métricas más utilizadas se muestra en la Tabla 3 en la que las diferentes métricas se han clasificado según varias categorías, indicando la respuesta a la perturbación (aumento o disminución). La más simple de ellas es el número de taxa, que en principio se reduce con la frecuencia o intensidad de las perturbaciones, ya sean de contaminación o por destrucción del hábitat. Otra métrica usada de forma habitual es el número de taxa de algunos grupos de organismos acuáticos seleccionados (en este caso a nivel de género habitualmente, pero también de familia) por ejemplo el total de familias de Efemerópteros, Plecópteros o Tricópteros (o el porcentaje de individuos de cada uno de estos tres órdenes). Estos órdenes se caracterizan por tener taxa que suelen ser intolerantes a la contaminación por lo que su número global disminuye con el aumento de esta, aunque no todos los taxa responden de igual manera.

El problema de las métricas simples es que en muchas ocasiones su variación no es clara. Cuando las perturbaciones son fuertes su respuesta muestra indefectiblemente la alteración de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados; pero cuando las perturbaciones son de baja intensidad o frecuencia puede que no se aprecien cambios en los valores de las métricas, lo mismo ocurre con determinadas perturbaciones a las que estos índices unimétricos no son sensibles. Por ejemplo la presencia de metales pesados en concentraciones medias puede no alterar de forma importante el número de especies ya que especies intolerantes pueden ser sustituidas por otras más tolerantes, igualando el número. En las zonas medias o bajas de los ríos o en ríos temporales donde algunos órdenes son menos importantes (como los Plecópteros o los Efemerópteros) el uso de métricas como EPT puede no ser adecuado.

En América del Sur la aplicación de índices unimétricos está bastante extendida (e.g.: Roldán *et al.*, 1973; Domínguez y Fernández, 1996; Arocena, 1996; Zúñiga de Cardozo *et al.*, 1997; Jacobsen 1998; Posada *et al.*, 2000; Pescador *et al.*, 2001; Figueroa *et al.*, 2003; Pave y Marchese, 2005). Su uso, de todos modos, debería hacerse considerando dos posibles causas de disfunción de las métricas, que son el caso de los géneros de amplia distribución y los patrones geográficos de distribución de los taxa. En el primer caso, la tolerancia a las perturbaciones de los taxa que están adaptados a distintas condiciones ambientales puede ser variable (Townsend & Hildrew 1994; Bonada *et al.*, 2004) y al usar índices a nivel de orden o incluso familia se puede mal interpretar la información, dando resultados erróneos sobre la calidad ecológica. En el segundo caso, es necesario tener en cuenta que los distintos órdenes y familias de macroinvertebrados presentes en América del Sur muestran patrones latitudinales y

altitudinales distintos. Por ejemplo, la diversidad de géneros y familias de Plecoptera hacia las zonas australes del continente aumenta en relación a zonas más ecuatoriales (Romero, 2001; Figueroa *et al.*, 2003) y en zonas ecuatoriales hay variaciones específicas altitudinales en un mismo género (Tomanova y Tedesco, 2007)

Tabla 3. Algunas métricas usadas en la evaluación de la calidad biológica de las aguas utilizando métodos multimétricos. Como ejemplo se indican las métricas aplicadas como candidatas (+) y las escogidas (+1) en la cuenca de los ríos Isiboro y Securé (Bolivia) (Moya *et al.*, 2007) y en los ríos de Serra dos Órgãos (Brasil) (Baptista *et al.*, 2007)

CATEGORIA	MÉTRICA	RESPUESTA AL IMPACTO	Bolivia	Brasil
Riqueza	Número total de taxa	Disminución	+1	+
	Taxa familias	Disminución		+1
	Taxa EPT	Disminución	+1	+1
	Taxa Ephemeroptera	Disminución		+
	Taxa Plecoptera	Disminución		+
	Taxa Trichoptera	Disminución		+
Composición	% EPT	Disminución	+1	+
	% Chironomidae	Aumento	+1	
	% Ephemeroptera	Disminución		+
	% Plecoptera	Disminución		+
	% Trichoptera	Disminución		+
	% Coleoptera	Disminución		+1
	% Odonata	Aumento		+
	% Diptera	Aumento		+1
Tolerancia/Intolerancia	Número de taxa intolerantes	Disminución		
	% de organismos tolerantes	Aumento		
	% del taxon dominante	Aumento		
	BMWP	Disminución		+1
	EPT/Chironomidae	Disminución		+
	Baetidae/Ephemeroptera	Aumento		+
Abundancia (valor absoluto)	Abundancia de EPT	Disminución	+	
	Abundancia de Chironomidae	Incremento	+1	
	Abundancia total	Disminución	+	
Características tróficas	% Filtradores	Variable	+	+
	% Raspadores	Disminución	+	+
	% Recolectores	Disminución	+	+
	% Trituradores	Disminución	+	+1
	% Depredadores	Disminución	+	+
Habitat	% de animales adheridos	Disminución		

Los índices bióticos

Los índices bióticos son una de las maneras más comunes de establecer la calidad biológica de los ríos. Se suelen expresar en forma de un valor numérico único que sintetiza las características de todas las especies presentes. Habitualmente consisten en la combinación de dos o tres propiedades de la asociación: la riqueza de taxa y la tolerancia/intolerancia a la contaminación para los índices cualitativos, y estos junto a la abundancia (absoluta o relativa) para los índices cuantitativos.

El índice biótico más antiguo y conocido es el índice de los saprobios (Kolkowitz & Marsson, 1908) en el que se combina la presencia, la abundancia y el grado de intolerancia a la contaminación de los organismos acuáticos reconocidos a nivel de especie. Este índice usa no

solo los macroinvertebrados sino toda la comunidad de organismos acuáticos y el valor de tolerancia de las diferentes especies a la contaminación se llama valor de saprobiedad (que va de oligosaprobio a polisaprobio). El nivel taxonómico usado es de especie y se diseñó originalmente para centro Europa, con el objetivo de evaluar la contaminación orgánica y la falta de oxígeno disuelto en el agua y no responde a otras perturbaciones (Segnini, 2003; Bonada *et al.*, 2006), de todos modos, la formulación del índice ha servido como base para el diseño de otros índices, como los basados en diatomeas o en macrófitas.

Otra familia de índices bien conocida es la de los índices que combinan la riqueza de taxa con el grado de tolerancia o intolerancia a la contaminación de los mismos, siendo este último factor el más importante para la determinación del valor final. El primero de estos índices se diseñó para el río Trent en Inglaterra. Su cálculo es muy sencillo pues se basa en una tabla de doble entrada (Tablas 4a y 4b). El nivel taxonómico requerido puede ser variable, para cada uno de los grupos de organismos indicadores, hasta especie para algunos grupos como los plecópteros, limitado a género en otros (coleópteros habitualmente) o familia (Dípteros) o incluso orden (Oligoquetos). El mecanismo para la obtención del índice consiste en una tabla de doble entrada que combina el número de taxa presentes en la muestra (la columna) con el valor de intolerancia mas alto posible (la fila). El índice requiere una adaptación para los diferentes tipos de ríos y por ello hay versiones para diferentes países europeos con diferentes nombres (IBGN, en Francia, BBI en Bélgica, EBI en Italia o BILL en España). Fue un índice muy utilizado en los años setenta y ochenta del pasado siglo que tiende a sustituirse por otros.

En Argentina, este tipo de índice fue adaptado para ríos pampeanos IBPAMP (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001) diferenciando las zonas rítril y potamal (Tablas 4a y 4b). Fue evaluado durante dos años en siete ríos al Noreste de la provincia de Buenos Aires y tuvo correlaciones positivas altamente significativas con otras medidas bióticas de la calidad del agua y negativas con la mayoría de los parámetros fisicoquímicos contemplados (DBO₅ y nutrientes) en la evaluación. Anteriormente Guerrero y Lloyd (1992) aplicaron el Índice Biótico de Trent y el Score Biótico de Chandler para evaluar el impacto de la actividad minera y los vertidos domésticos en el Río Rímac (Perú), detectando diferencias asociadas a las perturbaciones. Sin embargo, el gradiente de perturbaciones estudiado contemplaba principalmente situaciones extremas, las perturbaciones intermedias son difícilmente detectadas en estos índices ya que los puntajes de tolerancia no fueron adaptados a la fauna propia de la zona de estudio. Este y otros estudios que han aplicado distintos índices y metodologías desarrolladas en otras áreas climáticas, por ejemplo, no han considerado la baja riqueza natural de especies de Plecoptera y Ephemeroptera en la región Andina (Illies, 1969; Jacobsen *et al.*, 1997) por lo que la calidad ecológica de algunas localidades se subvalora.

Asimismo, se debe mantener precaución en aplicar estos índices para evaluar condiciones de perturbación diferentes para las que fueron diseñados (contaminación orgánica) ya que las tolerancias de los grupos suelen ser diferentes e incluso desconocidos. En este sentido, la determinación de los niveles de tolerancia de las familias neotropicales ha sido principalmente realizada en base a la experiencia previa de los expertos más que a un estudio detallado de sus umbrales de adaptación a las variables abióticas críticas. Hay géneros ampliamente distribuidos (p.ej.: *Anacroneuria*, *Hydroptila*, *Baetodes*, *Thraulodes*, y *Leptohyphes*), los cuales presentan distintos tipos de adaptaciones al medio donde se encuentran (alta especiación) lo cual hace que su rango de tolerancia varíe ampliamente y al considerar un valor medio, para el género o familia este podría no reflejar la calidad ecológica real del río (Illies, 1969; Jacobsen *et al.*, 1997; Tomanova y Tedesco, 2007).

Uno de los primeros índices bióticos y muy frecuentemente usados en Estados Unidos es el índice de Hilsenhoff (Hilsenhoff, 1988) cuyo valor es un promedio ponderado de la abundancia de los diferentes taxa identificados a nivel de familia. En América del Sur, Strieder *et al.* (2006) aplicaron este índice para estudiar la calidad del agua del Río Sinos en el estado de Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabla 4a. Índice Biológico PAMPeano. Tabla de cálculo para las zonas reófilas (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001).

Grupo Faunístico		Número total de unidades sistemáticas (U.S) presentes							
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	>26	
1	Trichoptera con estuche (Leptoceridae)	>1 U.S	-	-	8	9	10	11	12
		Solo 1 U.S	-	-	7	8	9	10	11
2	Hydropsychidae, Lestidae, Elmidae, Gomphidae	>1 U.S	-	6	7	8	9	10	11
		Solo 1 U.S	-	5	6	7	8	9	10
3	Ancylidae, Decapoda, Aeshnidae, Simuliidae, Otros Trichoptera	>1 U.S	-	4	5	6	7	8	9
		Solo 1 U.S	-	3	4	5	6	7	8
4	Otros Coleoptera, Ephemeroptera (excepto Caenidae)	Todas las U.S anteriores (1,2,3) ausentes	-	3	4	5	6	7	-
5	Coenagrionidae, Caenidae, Heteroptera, Amphipoda	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4) ausentes		2	3	4	5		
6	Turbificidae, Chironomidae rojos, Physidae, Culicidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4,5) ausentes	1	1	2	3			
7	Syrphidae, Enchitreidae, Psychodidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4,5,6) ausentes	-	0	1	2			

Tabla 4b. Índice Biológico PAMPeano. Tabla de cálculo para las zonas lénticas (Rodrigues Capitulo *et al.*, 2001).

Grupo Faunístico		Número total de unidades sistemáticas (U.S) presentes							
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	>26	
1	Trichoptera con estuche (Leptoceridae)	>1 U.S	-	-	9	10	11	12	13
		Solo 1 U.S	-	-	8	9	10	11	12
2	Otros Trichoptera, Lestidae, Elmidae, Gomphidae, Unionidae	>1 U.S	-	6	7	8	9	10	11
		Solo 1 U.S	-	5	6	7	8	9	10
3	Ancylidae, Decapoda, Aeshnidae, Simuliidae	>1 U.S	-	4	5	6	7	8	9
		Solo 1 U.S	-	3	4	5	6	7	8
4	Otros Coleoptera, Ephemeroptera(excepto Caenidae), Libellulidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3) ausentes	-	3	4	5	6	7	-
5	Coenagrionidae, Caenidae, Heteroptera, Amphipoda	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4) ausentes		2	3	4	5		
6	Turbificidae, Chironomidae rojos, Physidae, Culicidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4,5) ausentes	1	1	2	3			
7	Syrphidae, Enchitreidae, Psychodidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4,5,6) ausentes	-	0	1	2			

Pero sin duda los índices bióticos para macroinvertebrados mas populares actualmente son los basados en el método BMWP (Biological Monitoring Working Party) (Armitage, 1983). Este índice también combina el número de taxa totales con un valor de tolerancia/intolerancia, pero en este caso el nivel taxonómico es el de familia y el valor final se obtiene de una sumatoria de los valores de intolerancia de cada una de las familias, que van de 0 a 10. El índice se incrementa cuantas más familias intolerantes haya, aunque pueden darse valores altos con muchas familias de puntuación intermedia. También se calcula el ASPT (Average Score Per Taxon) dividiendo el valor final del índice BMWP por el número de familias que representa el valor medio de tolerancia de la comunidad. Este índice se ha adaptado a muchos países como España (IBMWP, IASPT) (Alba-Tercedor y Sánchez Ortega, 1998; Alba-Tercedor *et al.*, 2004) o Australia (SIGNAL) (Chessman, 1995). En América del Sur hay también diversos ejemplos de su aplicación en biomonitoreo (Zúñiga de Cardoso *et al.*, 1993; Jacobsen, 1998; Riss *et al.*, 2002; Váscenez, 2000; Fernández *et al.*, 2002; Leiva

2004; Strieder *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2007). En algunos casos, la adaptación de estos índices a determinadas regiones en América del Sur ha originado la creación otros, tales como el Índice Patagónico Andino (IAP) y el Biological Monitoring Patagonian Streams (BMPS) de Pizzolon y Miserendino (2001), diseñados para evaluar la contaminación orgánica en la región norte Patagónica. Igualmente el BMWP' y el ASPT' fueron diseñados para los ríos de montaña en Tucumán y otras provincias del noroeste de Argentina (Domínguez y Fernández, 1998; Fernández *et al.*, 2006, 2008). Otros casos son los del BMWPA Roldán (1999) adaptación del BMWP para la región de Antioquia (Colombia) y la adaptación del BMWP para la zona de Minas Gerais (Brasil) (Junqueira y Campos, 1998; Cota *et al.*, 2002).

En la Tabla 5 se presenta el ABI (Andean Biotic Index) que es una adaptación para los Andes de este tipo de índice. En este caso se parte de una lista de taxa que tienen la distribución por encima de los 2000 m.s.n.m. y después de una exhaustiva revisión de los valores de tolerancia/intolerancia para cada familia, a partir de cruzar los datos de distribución de las familias con los datos de contaminación del medio (Ríos *et al.*, en prep), tomados de la bibliografía existente. Uno de los problemas de este índice es su adaptación a diferentes zonas donde las familias presentes no son las mismas y su grado de tolerancia o intolerancia a la contaminación no se conoce. Incluso los taxa dentro de una misma familia puede tener una respuesta a la contaminación diferente en una zona geográfica respecto a otra. Por ello hay que asegurar que las puntuaciones otorgadas en cada lugar se corresponden con la realidad de la zona donde se aplica. En el caso del A.B.I. la adaptación se ha realizado después de consultar numerosos estudios hechos en los Andes y comparar la distribución de las diferentes familias con la contaminación (Ríos *et al.*, en prep; Acosta *et al.*, en prensa). Pero lo ideal es tener algún tipo de relación directa de las presiones con el valor de intolerancia. Bonada *et al.* (2004) comprobaron que para las familias de Tricópteros y en los ríos mediterráneos de la Península Ibérica, el valor de la puntuación de cada familia era en general correcto.

Otros índices unimétricos son los de diversidad y sus derivados, ya sean los que solo consideran la abundancia total respecto al número de taxa (el índice de Margalef, por ejemplo) o los que utilizan la distribución relativa de los individuos como el índice de Shannon-Weaver (H'). En general se considera que en ríos no perturbados se presentan altos valores en los índices de diversidad. Así por ejemplo, Silveira *et al.* (2005) han demostrado su elevada sensibilidad en perturbaciones asociadas a deforestación y erosión en la cuenca del río Macaé (Brasil) y Strieder *et al.* (2006) detectaron también una alta sensibilidad a perturbaciones originadas por la contaminación orgánica en la cuenca del Río Sinos (Brasil). Sin embargo, también se ha señalado que sólo son sensibles en altos niveles de contaminación o que inclusive pueden tener valores elevados en lugares de perturbación intermedia ya sea industrial (Pave y Marchese, 2005) o minera (Zilli y Gagnetten, 2005). Su uso en estudios de calidad del agua, se va restringiendo paulatinamente debido a que al utilizar sólo la riqueza y abundancia de especies, no considera el tipo de organismos, sus niveles de tolerancia, sensibilidad y su capacidad de adaptarse a cambios en el medio ambiente. Una problemática adicional del uso de los índices de diversidad como indicadores de calidad del agua está relacionada con la resolución taxonómica de los organismos acuáticos de la muestra. Según sea el nivel taxonómico aplicado, los índices de diversidad pueden dar valores muy variables, y como habitualmente en los macroinvertebrados no se suele determinar las especies (ni los géneros en algunos grupos), la mezcla de diferentes niveles taxonómicos no ofrece garantías en la utilización del índice.

De todas formas tanto la diversidad de Shannon-Weaver (H') como la Equitabilidad suelen incluirse en índices multimétricos donde los macroinvertebrados se clasifican a nivel de familia.

Tabla 5. Puntuaciones del Andean Biotic Index (ABI) (Rios *et al.*, en prep.) para las familias de Macroinvertebrados acuáticos de los Andes Tropicales distribuidos desde los 2000 m s.n.m hasta el límite con las nieves perpetuas.

Orden	Familia	Puntuación	Orden	Familia	Puntuación
Turbellaria		5	Lepidoptera	Pyralidae	4
Hirudinea		3	Coleoptera	Ptilodactylidae	5
Oligochaeta		1		Lampyridae	5
Gasteropoda	Ancylidae	6		Psephenidae	5
				Scirtidae	
	Physidae	3		(Helodidae)	5
	Hydrobiidae	3		Staphylinidae	3
	Limnaeidae	3		Elmidae	5
	Planorbidae	3		Dryopidae	5
Bivalvia	Sphaeriidae	3		Gyrinidae	3
Amphipoda	Hyalellidae	6		Dytiscidae	3
Ostracoda		3		Hydrophilidae	3
Hydracarina		4		Hydraenidae	5
Ephemeroptera	Baetidae	4	Diptera	Blepharoceridae	10
	Leptophlebiidae	10		Simuliidae	5
	Leptohyphidae	7		Tabanidae	4
	Oligoneuridae	10		Tipulidae	5
Odonata	Aeshnidae	6		Limoniidae	4
	Gomphidae	8		Ceratopogonidae	4
	Libellulidae	6		Dixidae	4
	Coenagrionidae	6		Psychodidae	3
	Calopterygidae	8		Dolichopodidae	4
	Polythoridae	10		Stratiomyidae	4
Plecoptera	Perlidae	10		Empididae	4
	Gripopterygidae	10		Chironomidae	2
Heteroptera	Veliidae	5		Culicidae	2
	Gerridae	5		Muscidae	2
	Corixidae	5		Ephydriidae	2
	Notonectidae	5		Athericidae	10
	Belostomatidae	4		Syrphidae	1
	Naucoridae	5			
Trichoptera	Helicopsychidae	10			
	Calamoceratidae	10			
	Odontoceridae	10			
	Leptoceridae	8			
	Polycentropodidae	8			
	Hydroptilidae	6			
	Xiphocentronidae	8			
	Hydrobiosidae	8			
	Glossosomatidae	7			
	Hydropsychidae	5			
	Anomalopsychidae	10			
	Philopotamidae	8			
	Limnephilidae	7			

Índices multimétricos

Los índices multimétricos se llaman así porque combinan en una puntuación final el valor independiente de diversas métricas que pueden ser métricas simples como las de la tabla 3 o índices bióticos como los descritos en el apartado anterior. La combinación de métricas es característica de cada índice y se suele adaptar para cada región o incluso para subcuencas de un mismo río. La forma de construir el índice puede ser muy variada con dos estrategias principales, la de los índices de Integridad Biótica (IBI) y la de aquellos que combinan varias

métricas de forma específica dándoles pesos diferentes (que serían los que se llaman Multimétricos de forma más genuina). Una metodología clara de cómo diseñar estos índices se puede encontrar en Segnini (2003).

Los IBI fueron propuestos por Karr (1991) y en un inicio estaban pensados específicamente para peces. Son índices que se diseñan para una ecoregión determinada (en el sentido de Bailey (1987) ya que al ser la fauna de peces muy diferente de unas a otras ecoregiones en América del Norte (donde se definieron por primera vez) los IBI son específicos para cada una de ellas. De una lista de métricas amplia, se utilizan aquellas que en la ecoregión correspondiente tienen una variación significativa con las perturbaciones, sea contaminación (muy importante para los peces) o deterioro del hábitat. Para cada métrica se establecen tres puntuaciones, con valores de 1, 3 y 5 puntos, siendo los valores altos los que corresponden a la buena calidad. Normalmente se utilizan entre 10 y 12 métricas por lo que el valor final puede ser de hasta 50 o 60 puntos. El número de niveles de calidad que se pueden establecer es de cuatro o cinco y los cortes se establecen de forma lineal (se supone en estos casos que la variación de cada métrica con la perturbación es lineal). No existen muchas aplicaciones de esta metodología en macroinvertebrados y están prácticamente limitadas a América del Norte (p.ej. Ode *et al.*, 2005). No conocemos ninguna adaptación para América del Sur.

Los índices multimétricos son una de las metodologías más utilizadas actualmente en los estudios para definir la calidad biológica de los ríos ya que reúnen en una única medida la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos de un ecosistema fluvial (Segnini, 2003) por lo que debe construirse para una región o cuenca determinada donde las características de los ríos sean similares en términos de temperatura, geología o vegetación de ribera. Una vez recogidas las muestras y dependiendo de si los datos obtenidos son cuantitativos o cualitativos, se procede al cálculo de las métricas correspondientes, como las descritas en la tabla 3. Estas serían las métricas candidatas a utilizar en el índice final. En esta aproximación es necesario tener unas estaciones de referencia para poder conocer cual es el valor de la métrica en ausencia de perturbaciones y puntos de estudio de grado diverso de degradación. Con estos datos se suele establecer una correlación entre métricas y los datos ambientales recolectados (con las transformaciones correspondientes de las variables para obtener correlaciones lineales). Solo las métricas que se correlacionan bien con los cambios ambientales se utilizan para el índice final. Actualmente más que el valor absoluto de la métrica se utilizan el valor relativo frente a la condición de referencia (con lo cual el valor varía entre 0 y 1). El método puede ser más o menos complejo dando diferentes valores de probabilidad a cada una de las métricas por lo que se les proporciona un peso diferente en el valor final del índice resultado de la explicación de la varianza total de los datos ambientales que proporciona cada una de las métricas.

En Europa y vista la variedad de metodologías utilizadas (Hering *et al.*, 2006) se ha procedido en años recientes a un ejercicio de intercalibración en el cual se ha definido un índice multimétrico de intercalibración para toda Europa (ver Tabla 6). Este índice está formado de 5 métricas que incluyen tanto datos de riqueza específica (S, número de taxa), de grado de intolerancia a la contaminación (EPT, ASPT y H'), como de abundancia relativa (1-GOLD) o absoluta de los organismos (log selected EPTD). El valor de cada una de las métricas está comprendido entre 0 y 1 ya que se ha dividido por el valor de referencia y se multiplica por un factor que depende de la mayor o menor correlación de esta métrica con la perturbación que se pretende medir. En este caso la mayor variabilidad la explicaba el índice ASPT. El valor final está así también comprendido entre 0 y 1 (Buffagni *et al.*, 2006). Sin embargo este índice puede no ser adecuado para todos los tipos de ríos y debe ser reformulado para diferentes perturbaciones en función de la mayor o menor correlación de cada métrica con la perturbación a medir tal y como se ha hecho en el caso de los ríos mediterráneos (Munné y Prat, en prensa).

Este método ha sido aplicado a algunos lugares de América del Sur, por ejemplo en la cuenca alta de los Ríos Isiboro y Securé (Moya *et al.*, 2007). En este estudio se partía de 12 métricas posibles, pero solo 5 de ellas respondieron de manera efectiva a la contaminación (ver Tabla 3). Es interesante observar como ninguna de las 5 métricas relacionadas con el tipo de alimentación se seleccionó en este caso y que sí lo fueron las métricas que más clásicamente se

relacionan con la contaminación orgánica (Número de EPT; Abundancia de EPT, % EPT, abundancia de Chironomidae y % de Chironomidae), probablemente el tipo de alteración más común en muchos ríos latinoamericanos junto a la minera o la petrolera en algunas zonas más bajas. En este caso la aplicación del método es relativamente compleja: para cada una de las métricas se calcula un valor entre 0 y 1 comparando el valor obtenido en un punto determinado con el valor esperado en situación de referencia y sumando luego los 5 valores, siendo los valores > 4 considerados como de calidad excelente; de 2,53 a 4 de buena calidad; de 1,56 a 2,53 moderados; de 0,8 a 1,56 deficientes y < 0,8 mala calidad.

En Brasil, Baptista *et al.* (2007) evaluaron el impacto de la deforestación y la contaminación por residuos domésticos en 26 puntos de muestreo en tres cuencas de la Serra dos Órgãos en el estado de Río de Janeiro, durante tres años. Aplicaron un índice multimétrico, que partió de un total de 22 métricas, de las cuales fueron escogidas seis (% Diptera, % Coleoptera, número de familias, número de taxa EPT, BMWP y % de organismos trituradores) en base a su capacidad de diferenciar entre lugares de referencia y contaminados, utilizando diagramas de caja.

Tabla 6. Métricas que forman parte del índice multimétrico ICM-STAR (Buffagni *et al.*, 2006).

Métricas	Factor
S (Número de Familias)	0,167
EPT (Número de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)	0,083
H' (Índice de diversidad de Shannon-Weaver)	0,083
ASPT (Average Score per Taxon= BMWP/S)	0,334
1-GOLD (GOLD=% de Gastropoda, Oligochaeta y Diptera en la muestra)	0,067
Log (Selected EPTD+1) (logaritmo del número de individuos de algunas familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera)	0,266

Los métodos multivariantes o predictivos

Bajo este epígrafe incluimos un conjunto de métodos que utilizan la comparación de las características de la comunidad biológica de estudio con una de referencia. Esta comparación se realiza en base a métodos estadísticos y de forma ideal comparando la abundancia (o el porcentaje) de cada una de las especies presentes con la de las especies que esperaríamos encontrar en los lugares de referencia sin alteraciones humanas. Incluyen métodos tan conocidos como el RIVPACS (Inglaterra) (Wright *et al.*, 1993) o su equivalente en Australia (AUSRIVAS) (Simpson & Norris, 2000) y también podríamos incluir aquí los métodos que utilizan las redes neuronales. El método requiere un conocimiento detallado de las comunidades presentes en los ríos y como estas no son iguales según los diferentes tipos de ríos, en primer lugar hay que realizar una tipología de ríos basada en las comunidades (a diferencia de los anteriores métodos en los que las referencias se seleccionan en base a atributos físicos de los ríos como pendiente, altitud, etc.). Una vez determinados los tipos de ríos que hay en una zona, se seleccionan los parámetros fisicoquímicos que los caracterizan. A través de un proceso estadístico más o menos complejo se elabora un método predictivo por el cual, midiendo ciertos parámetros fisicoquímicos, se puede determinar el tipo de río y se compara la comunidad evaluada (la abundancia relativa de cada taxa) con la de referencia (la del tipo seleccionado). Incluso si las características ambientales son intermedias, el modelo nos puede indicar un porcentaje de pertenencia a diferentes tipos y también seleccionar las especies

que deberían estar presentes a partir de estos porcentajes. Los valores Observado/Esperado se pueden agregar en métricas (por ejemplo el número total de taxa o los índices IASPT o IBMWP) y así obtener datos de calidad comparables a otros estudios.

Los métodos multivariados son normalmente muy potentes y de diseño complicado, usados frecuentemente en los países en donde se disponen, y de los que hay versiones que requieren identificación a nivel de especie (Inglaterra) o de familia (Australia). La utilización de diferentes niveles taxonómicos ha sido ampliamente discutida también para esta metodología y en diversas ocasiones se ha visto como el nivel de familia es tan adecuado como el de especie para distinguir entre puntos alterados respecto a los de referencia (e.g. Feio *et al.*, 2006 para Portugal). Las desventajas de su aplicación están referidas en parte a que omiten información biológica importante cuando se eliminan especies raras para poder aplicar los métodos multivariados y en ciertos casos son incapaces de discriminar entre la variabilidad natural y la provocada por factores antropogénicos (Segnini, 2003). Además, requieren un aparato estadístico importante, como el cumplimiento de algunos supuestos estadísticos difíciles de obtener cuando se trabaja con datos de monitoreo. La elaboración de estos modelos predictivos no es sencilla y en muchos casos para el gestor son como una “caja negra”, en la que entran unos datos y salen unos resultados pero sin entender muy bien el proceso. No tenemos constancia de su uso en América del Sur, pero existen algunos estudios que incorporan la aplicación de “condiciones de referencia” para evaluar la calidad del agua de ecosistemas lóticos andinos y podrían ser el primer paso para el desarrollo de herramientas como esta (Jacobsen, 1998; Vásquez, 2000; Ríos, 2004; Acosta, 2005). En algunos países como España, aunque se han realizado estudios sobre la materia Poquet (2007) y adaptaciones para algunos ríos, no ha sido adoptado como método oficial por ninguna administración del agua por el momento, siendo preferidos los índices simples o los multimétricos.

Otras metodologías

De todas las metodologías que se encuentran listadas en las tablas 1 y 2 pocas son utilizadas de forma habitual en los estudios de calidad de los ríos. Quizás la que actualmente parece obtener resultados más prometedores es la utilización de los rasgos biológicos (“species traits”). Se trata de sustituir la lista de especies por una lista de características biológicas (tamaño, forma del cuerpo, ciclo de vida, alimentación, reproducción, etc.) y utilizar la combinación de estas características como bioindicadoras. Esta aproximación tiene una gran ventaja que es su posibilidad de utilización y comparación de resultados a gran escala, puesto que la presencia de los rasgos biológicos no está tan influenciada por la distribución geográfica como la aproximación taxonómica. La dificultad estriba en que los rasgos biológicos dependen mucho del nivel taxonómico (a nivel de familia pueden ser muy variables) y además en muchos casos se desconocen estos rasgos biológicos para muchas especies y se utilizan los del grupo o especies similares de otros lugares, a veces muy alejados. La utilización como indicadores biológicos requiere, además de la lista de rasgos detallada para cada especie, conocer como estos rasgos varían en un gradiente de contaminación y como son en las estaciones no alteradas, o sea en los puntos de referencia. De esta forma, la aproximación con lugares de referencia es imprescindible. Finalmente la utilización del método requiere también una cierta complejidad estadística que hace que el método no sea precisamente sencillo de utilizar. La utilización de esta metodología para tipos específicos de impacto humano ha sido recientemente revisada a escala europea (Dodelèc & Statzner, 2008)

En América del Sur se han realizado recientemente algunas aproximaciones a este tema (Tomanova *et al.*, 2006; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007; Tomanova y Tedesco, 2007; Tomanova *et al.*, 2007) sobre todo en zonas tropicales de Bolivia. Tomanova & Usseglio-Polatera (2007) en la cuenca del Río Chapare en Bolivia, estudiaron los rasgos biológicos de 82 taxa (Tabla 7) en un análisis multivariante en que se relacionaba las modalidades de estos rasgos biológicos con el ambiente y encontraron que 30 de los 46 rasgos evaluados estaban significativamente relacionados a por lo menos un atributo ambiental. Estos resultados demuestran claramente que el “habitat templet” es el principal responsable de la estructura de la comunidad en ríos neotropicales pero también evidencian grandes diferencias en las estrategias

alimenticias de sus pares de las áreas templadas. Además, demuestran que las relaciones rasgo-habitat, que son las más importantes en ríos tropicales, no se parecen suficientemente a las áreas templadas. Esto hace difícil confirmar la existencia de reglas generales a todas las áreas geográficas, que organicen la estructura de las adaptaciones funcionales de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

Tabla 7. Rasgos y categorías biológicas que describen las características funcionales de 82 taxa de macroinvertebrados bentónicos neotropicales en Cochabamba (Bolivia). Tomado y modificado de Tomanova & Usseglio-Polatera (2007).

Rasgos Biológico	Categorías
1 Alimento	Partículas de sedimento (S) Detritos finos <1mm (FPOM) Detritos gruesos >1mm (CPOM) Micrófitas (MiPh) Macrófitas (MaPh) Animales muertos (DA) Microinvertebrados (MIIn) Macroinvertebrados (MAIn)
2 Hábitos alimenticios	Colectores acumulador (CG) Triturador (SH) Raspador (SC) Colectores filtradores (CF) Agujereador (PI) Predador (PR) Parásito (PA)
3 Respiración	Tegumento Branquia Plastron Espiráculo
4 Tamaño máximo del cuerpo (mm)	<2.5 2.5- 5 5-10 10-20 20-40 40-80 >80
5 Flexibilidad del cuerpo (grados)	Ninguno (<10) Bajo (>10-45) Alto (>45)
6 Forma del cuerpo	Hidrodinámico Aplanado Cilíndrico Esférico
7 Adaptaciones específicas a la corriente	Ventosas (Suc) Glándulas de seda (SG) Estuches de material mineral (MM) Uñas anales (AH) Uñas tarsales (TH) Ninguna adaptación (NA)
8 Movilidad y adhesión al substrato	Volador Nadadores en la superficie (SwS) Nadadores en toda la columna de agua (SwW) Arrastradores (CL) Cavadores epibénticos (EpB) Cavadores endobénticos (EnB) Fijadores temporales (TA)

Otra visión funcional, también ha sido empleada recientemente en Brasil: Cummins *et al.* (2005) aplicaron los grupos funcionales alimenticios para evaluar la condición ecológica de ríos en los bosques atlánticos del estado de Paraná en Brasil (Tabla 8). Los atributos del ecosistema son evaluados en forma de proporciones entre distintos grupos funcionales alimenticios y los valores umbral de estas proporciones nos dan los criterios de la condición del atributo. Los valores umbrales empleados en este estudio son los valores de América del Norte, pero los autores recalcan la necesidad de adaptarlos a cada área de estudio. Este tipo de métodos es útil para evaluar cambios en el uso del territorio, pero para que los datos sean fiables hay que estar seguros de muestrear en fechas alejadas de inundaciones en todas las estaciones de muestreo, con lo cual es muy importante disponer de datos climatológicos de las áreas de estudio.

Tabla 8. Proporciones de los grupos funcionales alimenticios como indicadores de los atributos ecológicos de los ríos. Las proporciones de los rangos presentados son numéricos o de biomasa cuando la mayor parte de los taxa están en estadios larvales medios a tardíos o son adultos. Los valores fueron aplicados en el bosque atlántico al Sur este de Brasil, pero corresponden a valores calculados para América del Norte (Tomado de Cummins *et al.*, 2005)

Atributos del Ecosistema	Símbolo	Proporción de grupos funcionales alimenticios para los atributos	Criterio general para los niveles de las proporciones
Índice de autotrofia respecto a heterotrofia	P/R	raspadores dividido por trituradores + colectores totales	Autotrófico > 0,75
Índice de Materia orgánica particulada gruesa (MOPG) respecto a Materia orgánica particulada fina (MOPF)	MOPG/MOPF	Trituradores dividido por colectores totales	Asociación normal de trituradores relacionada con la zona funcional riparia > 0,25
MOPFS en transporte (suspendido) respecto a MOPFB almacenado en sedimentos (depositado en bentos)	MOPFS/MOPFB	Colectores filtradores dividido por colectores acumuladores	MOPF en suspensión mayor que la carga normal particulada en suspensión > 0,50
Estabilidad del sustrato (del canal del río)	Canal estable	raspadores + colectores filtradores dividido por trituradores + colectores acumuladores	Abundantes sustratos estables (ej: cantos, bloques, detritus leñoso grande, plantas vasculares enraizadas) > 0,50

EVALUACIÓN DE LOS DIFERENTES MÉTODOS

La idoneidad de los métodos que pueden usarse para el estudio de la calidad ecológica del agua mediante macroinvertebrados fue valorado mediante 12 criterios en el trabajo de Bonada *et al.* (2006). De esos criterios, cinco eran relativos a la adecuación del método respecto a la teoría ecológica, tres de ellos a su facilidad de implementación (costes, estandarización) y cuatro características eran relativas a su funcionamiento (aplicabilidad a larga escala, etc.). Los criterios de evaluación y los resultados de aquel estudio se resumen en la tabla 9.

Tabla 9. Síntesis de los resultados de la comparación de diferentes aproximaciones al estudio de la calidad biológica mediante macroinvertebrados. El signo + indica que la aproximación se cumple en la condición exigida para que sea un buen método; el signo +/- indica que a veces lo cumple y otras no; un - significa que el criterio que se incumple sistemáticamente y un signo ? implica que se desconoce su comportamiento. Los doce criterios aplicados son: I: Derivado de un concepto bien establecido en la teoría ecológica. II: A priori predictivo. III: Potencial para evaluar funciones ecológicas. IV: Potencial para discriminar impactos humanos globales (contaminación en general). V: Potencial para evaluar impactos específicos (e-g. nutrientes). VI: Costes económicos bajos de muestreo y separación de las muestras (métodos de campo) o de protocolos estandarizados de experimentación (métodos de laboratorio). VII: Protocolo de muestreo fácil. VIII: Bajos costes de identificación taxonómica (no se requiere un especialista). IX: Se puede aplicar a gran escala (en diferentes ecoregiones). X: Los cambios que indica en los impactos humanos globales son muy fiables. XI: Los cambios indicados en los cambios más específicos de impactos humanos son muy fiables. XII: La relación con los impactos antropogénicos es lineal. S: Indica la suma de todos los signos (+) y (+/-), los valores altos corresponderían los indicadores que cumplen más condiciones (Tabla adaptada de Bonada *et al.*, 2006)

Aproximación metodológica	Concepción			Implementación				Ejecución				S	
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI		XII
Sistemas de los saprobios	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Biomarcadores	-	-	-	+/-	+	+/-	+	+	?	?	?	+/-	6
Bioensayos	+	+/-	+/-	?	+	+/-	+	+	+/-	?	+/-	+/-	10
Asimetría fluctuante	+	+/-	-	+	+/-	+/-	+	+	?	-	-	?	7
Aproximación multimétrica y/o unimétrica	+/-	+/-	+/-	+	+	+/-	+/-	+/-	-	+/-	+	-	10
Aproximación multivariante	+	+/-	?	+	+/-	+	+	+/-	-	+/-	?	+/-	9
Grupos tróficos	+	+	+	-	+/-	+	?	+/-	+/-	-	+/-	?	8
Rasgos biológicos	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	?	?	10
Producción secundaria del bentos	+/-	+/-	+	+	+/-	-	?	+/-	?	?	?	?	6
Descomposición de hojarasca	+	+/-	+	+	+/-	+	-	+	-	+/-	+/-	+	10

Como puede verse en esta tabla de todos los métodos ninguno llega a cumplir de forma satisfactoria todos los atributos requeridos. Algunos cumplen muy pocos (saprobios), otros llegan a cumplir (por lo menos parcialmente) hasta diez de los atributos analizados (bioensayos, multimétricos, rasgos biológicos y descomposición de hojarasca). Esta tabla permite tener una visión comparada de los métodos a la hora de escoger una u otra metodología y saber en que aspectos son ventajosos y en que otros no lo son. También hay muchos interrogantes sobre metodologías para las cuales todavía no hay la suficiente experiencia como para pronunciarse claramente sobre un aspecto determinado o bien no se puede examinar este aspecto. Esta tabla puede orientarnos a la hora de decidir un método u otro en función de nuestras posibilidades económicas o de nuestra experiencia taxonómica.

CONCLUSIONES

Existe una considerable literatura sobre la calidad de las aguas en diversos países de América del Sur, aunque en muchos casos poco disponibles para su estudio y revisión. En diferentes zonas se han diseñado y aplicado diversas metodologías para el análisis de la calidad biológica de las aguas. Históricamente los índices biológicos han sido ampliamente utilizados, con diversas metodologías, aunque los métodos similares al BMWP parecen haber ganado en popularidad en los años recientes, existiendo diversas adaptaciones en diversos países. Su aplicación debe hacerse con cautela ya que la generalización de valores de tolerancia para las diferentes familias a todo América del Sur puede dar lugar a errores importantes en su utilización. Dada la amplitud de ambientes del continente (altitud, temperatura, latitud, ecoregiones, etc.) es imposible una generalización del método y debe estudiarse con cierto detalle la distribución de las diferentes familias implicadas.

Otros métodos actualmente muy utilizados en otros continentes (multimétricos, multivariantes y rasgos biológicos) se encuentran desarrollados de forma incipiente en América del Sur, con grandes diferencias entre países donde existe una literatura científica razonable (Brasil o Argentina) y otros con apenas trabajos producidos y aunque su uso parece muy prometedor, hay que tener en cuenta la dificultad de su implementación práctica. En primer lugar se requiere siempre el conocimiento de una situación de referencia con la que comparar los datos y los métodos son específicos para un tipo de ríos con lo que el conocimiento previo de los taxa que se encuentran en ellos y su sensibilidad a la contaminación debe ser bastante importante, cosa que no es habitual en la mayoría de los países. Los pocos ejemplos existentes son muy interesantes pero hay que seguir con atención la evolución de los mismos para poder en un futuro diseñar métodos adaptados a la realidad del continente. A la vez, la complejidad técnica de algunos de estos métodos puede desanimar a muchos gestores para su uso.

Por otra parte la taxonomía de los diferentes grupos de macroinvertebrados empieza solo ahora a ser conocida de forma detallada, pero solo en algunos países, de forma que la publicación de guías como la presente, donde se encuentran de forma mas completa que en obras anteriores, todas las familias y su distribución, debe ser un aliciente para el desarrollo de nuevas metodologías que se adapten mejor a la evaluación de la calidad ecológica de cada uno de los grandes tipos de ríos presentes en esta amplia región.

BIBLIOGRAFIA

Acosta, R. 2005. Caracterización de la Comunidad de Macroinvertebrados Bentónicos de la Cuenca Altoandina del río Cañete (Lima, Perú). Trabajo de Investigación del programa de Doctorado y Diplomado en Estudios Avanzados en Ecología. Universitat de Barcelona. España. 93 pp.

Acosta, R.; B. Ríos; M. Rieradevall & N. Prat. (En prensa). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA). *Limnetica*.

Adams S. M. 2002. *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*. Bethesda, MD: Am. Fish. Soc. 656 pp.

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

Alba-Tercedor, J.; P. Jáimez-Cuéllar; M. Álvarez; J. Avilés; N. Bonada; J. Casas; A. Mellado; I. Ortega; M. Pardo; N. Prat; M. Rieradevall; S. Robles; C. Sáinz-Cantero; A. Sánchez-Ortega; M. L. Suárez; M. Toro; M. R. Vidal-Abarca; S. Vivas & C. Zamora-Muñoz. 2004. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21(3-4): 175-182.

Armitage, P. D.; D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.* 17: 333-347.

Arocena, R., 1996. La comunidad bentónica como Indicadora de zonas de degradación y recuperación en el Arroyo Toledo (Uruguay). *Rev. Biol. Trop.* 43: 643-655.

Bailey, R.C. 1987. Mapping ecoregions to manage lands, pp. 82-85. En: 1987 Yearbook of Agriculture. US Department of Agriculture. Washington D.C.

Ballesteros, Y. V; M. del C. Zúñiga de Cardoso & A. M. Rojas de Hernández. 1997. Distribution and Structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationship to water quality. Pp. 19-23. Proceedings 8° International Symposium on Trichoptera. Ohio Biological Survey.

Baptista, D. F.; D. F. Buss; M. Egler; A. Giovanelli; M. P. Silveira & J. L. Nessimian. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*. 575: 83-94.

Barata, C.; I. Lekumberri; M. Vila-Escalé; N. Prat & C. Porte. 2005. Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the trichoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain). *Aquat. Toxicol.* 74: 3-19.

Bonada, N.; C. Zamora-Muñoz; M. Rieradevall & N. Prat. 2004. Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environ. Pollut.* 132: 509-521.

Bonada, N.; N. Prat; V. H. Resh & B. Statzner. 2006. Developments In Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495-523.

- Boon, P. J. & D.L. Howell. (Eds). 1997. Freshwater quality: Defining the indefinable? The Natural Heritage of Scotland Series. Edinburgh. 552 pp.
- Buffagni, A.; S. Erba; M. Cazzola; J. Murria-Bligh; H. Soszka & P. Genoma. 2006. The Star common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia*. 566: 379-399.
- Cota, L; M. Goulart; P. Moreno & M. Callisto. 2002. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 28:1713-1716.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments. A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring.* Chapman & Hall. 626 pp.
- Chessman B. C .1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family-level identification and a biotic index. *Austr. J. Ecol.* 20: 122-129.
- Cummins, K.; R. W. Merrit & P. C. Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 40: 69-89.
- D.O.C.E. 2000. Water Framework Directive. 2000/60/EC. OJL 327/1 December 22, 2000.
- Dolédec, S. & Statzner, B. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwat. Biol.* 53, 617–634
- Domínguez, E. y H. R. Fernández. 1998. Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. *Serie Conservación de la Naturaleza*. No. 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 40 pp.
- Feio, M. J.; T. B. Reynoldson & A. S. Graça. 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 367–376.
- Fernández, H. R.; F. Romero; M. B. Vece; V. Manzo; C. Nieto & M. Orce. 2002. Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán - Argentina). *Limnetica* 21(1-2): 1-13.
- Fernández, H. R.; E. Domínguez; F. Romero & G. Cuezco. 2006 La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino. *Serie Conservación de la Naturaleza*. No. 16. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 42 pp.
- Fernández, H. R., F. Romero & E. Domínguez. 2008. Intermountain basins use in subtropical regions and their influences on benthic fauna. *River Res. Appl.* 24: 1-13.
- Figuroa, R.; C. Valdovinos, E. Araya, & O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76:275-285.
- Fossati, O.; J. Wasson ; C. Héry ; G. Salinas & R. Marín. 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Arch. Hydrobiol.* 151(1): 33-50.

- Guerrero, M. & B. Lloyd. 1992. Using biotic indicators to assess water quality in Peru. *Waterlines* 10: 5-8.
- Gutierrez, J.; H. W. Riss & R. Ospina-Torres. 2004. Bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá, utilizando redes neuronales artificiales. *Caldasia* 26: 151-160.
- Hering, D.; C. K. Feld; O. Moog & T. Ofenböck. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field Assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(1): 65-68.
- Illies, J. 1969. Biogeography and Ecology of Neotropical Freshwater insects, especially those form running waters, pp: 685-708. En E. J. Fittkau; J. Illies; H. Kling; G. H. Schwabe; H. Sioli (Eds.) *Biogeography and Ecology in South America. Volumen II.* Junk, The Hague, Netherlands.
- Jacobsen, D.; R. Schultz & A. Encalada. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwat. Biol.* 38: 247-261.
- Jacobsen, D. 1998. The Effect of Organic Pollution on the Macroinvertebrate Fauna of Ecuadorian Highland Streams. *Arch. Hydrobiol.* 143(2): 179-195.
- Junqueira, V. M. & S. C. M. Campos. 1998. Adaptation of the BMWP method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10: 125-135.
- Kolkwitz, R. & W. A. Marsson. 1908. Ecology of plant saprobia. *Ber. dt. Bot. Ges.* 26: 505-519.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1: 66-84.
- Leiva, M. J. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro IX Región de la Araucania. Tesis de Licenciatura en Recursos Naturales. Universidad Católica de Temuco. Chile. 111 pp.
- Machado, T.; A. Urán, J. Ramírez, G. Lenis, A. Wills, N. Villegas, M. Blandón, & M. González. 1997. Aspecto Biológico y Físicoquímico del río Medellín. Estado Social, Económico y Ambiental del Río Medellín. Tomo I. Instituto Mi Río Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Marchese, M. & I. Ezcurra De Drago. 1992. Benthos of the lotic environments in the middle Paraná River system: transverse zonation. *Hydrobiologia.* 237: 1-13.
- Melo, A. S. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 164(3): 309-323.

- Molineri, C. & G. Molina. 1995. Introducción al uso de los indicadores biológicos: una reseña. Serie Monográfica y Didáctica. Num. 18. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán, Argentina. 19 pp.
- Monaghan, K. A.; M. P. Peck, P. A. Brewin, M. Masiero, E. Zarate, P. Turcotte, & S. J. Ormerod. 2000. Macroinvertebrate distribution in Ecuadorian hill streams: the effects of altitude and land use. *Arch. Hydrobiol.* 149(3): 421-440.
- Moya N.; S. Tomanova & T. Oberdorff. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589: 107-116.
- Munné, A & Prat, N. (en prensa). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers. An intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiología*.
- Ode, P. R.; Rehn, A.C. & J.F. May. 2005. A Quantitative Tool for Assessing the Integrity of Southern Coastal California Streams. *Environ Manag.* 35(4): 493-504.
- Parra O. 1992. Escenario del sistema cuenca del río Biobío y aporte del proyecto EULA a su desarrollo sustentable. pp. 91-103. Volumen 2. En: F. Faranda & O. Parra (Eds.) *Del suelo y manejo de los recursos hídricos en la cuenca del río Biobío*. Monografías EULA-Chile: Serie Actas de Seminarios Científicos.
- Pave, P. J. & M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como Indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecol. Austral* 15: 183-197
- Poquet, J.M. 2007. Modelos de predicción de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos mediterráneos ibéricos. MEDPACS. Tesis doctoral. Universidad de Granada. España.
- Pescador, L. M., M. D. Hubbard. & M. Del C. Zúñiga. 2001. The status of the taxonomy of the mayfly (Ephemeroptera) fauna of South America, pp. 37-42. En: E. Domínguez (Ed) *Trends in Research in Ephemeroptera and Plecoptera*. Kluwer Academics Plenum Publishers, New York.
- Pizzolon L. & M. Miserendino. 2001. The performance of two regional biotic indices for running water quality in Northern Patagonian Andes. *Acta Limnologica Brasiliensa* 13: 11-27.
- Posada, A.; G. Roldán, & J. J. Ramírez. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 48 (1): 59-70.
- Prat N. & M. Rieradevall. 1998. Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Act. Biol.* 20(9): 137-147.
- Prat N.; A. Munné ; C. Solà ; N. Bonada & M. Rieradevall. 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58(1-2): 181-192.
- Pringle, C. M., F. N. Scatena, P. Paaby-Hansen & M. Núñez Ferrera. 2000. River conservation in Latin America and the Caribbean, pp: 41-77. En: P. J. Boon; B. R Davies & G. E. Petts (Eds.) *Global Perspectives on River Conservation. Science, Policy and Practice*. John Wiley and Sons Ltd. Durham.

- Puntí, T. 2007. Ecología de les comunitats de quironòmids en rius mediterranis de referència. Tesis Doctoral. Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. 151 pp.
- Resh, V. H., 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environ. Monit. Assess.* 138: 131–138.
- Ríos, B. P. 2004. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de dos cuencas altoandinas del Ecuador. Trabajo de Investigación del programa de Doctorado y Diplomado en Estudios Avanzados en Ecología. Universitat de Barcelona. España. 51 pp.
- Ríos, B.; R. Acosta & N. Prat. (En Prep) Distribution of macroinvertebrate communities in the high Andes and their tolerance to pollution. A review and proposal of a biotic index for high Andean streams (Andean Biotic Index, ABI).
- Riss, W.; R. Ospina, & J. D. Gutierrez. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para los macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia* 24: 135-156.
- Rodriguez Capítulo, A.; M. Tangorra & C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquat. Ecol.* 35(2): 109-119.
- Roldán, G.; J. Builes, C. M. Trujillo, & A. Suárez. 1973. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actualidades Biológicas* 2(4): 54-64.
- Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Pama Editores Ltda. Bogotá, Colombia. 217 pp.
- Roldán, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23(88): 375-387.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del Agua en Colombia. Universidad de Antioquia, Colombia. 170 pp.
- Romero, V. F. 2001. Plecoptera, pp: 93-109 (Capítulo 3). En: Fernández, H. R & E. Domínguez (Eds.) Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina.
- Segnini, S. 2003. El Uso De Los Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16: 45-63.
- Silva, F. L.; D. C. Moreira; G. L. Bochini & S. S. Ruiz. 2007. Desempenho de dois índices biológicos na avaliação da qualidade das águas do Córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, através de macroinvertebrados bentônicos. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 2(3): 231-234.
- Silveira, M. P.; D. F. Baptista; D. F. Buss & J. L. Nessimian. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 101(1-3): 117-128.
- Simpson J. & R. H. Norris. 2000. Biological assessment of water quality: development of AUSRIVAS models and outputs, pp: 125-142. En: J. F. Wright; D. W. Sutcliffe & M. T. Furse (Eds.) RIVPACS and Similar Techniques for Assessing the Biological Quality of Freshwaters. Freshwater Biological Association and Environment Agency, Ableside, Cumbria, U.K.

- Strieder, M. N.; L. H. Ronchi; C. Stenert; R. T., Scherer & U. G. Nesiss. 2006. Biological measures and water quality indices in a micro-watershed polluted with urban and tannery sewage in South Brazil. *Acta biol. leopoldensia* 28(1): 17-24.
- Tomanova, S. & P. A. Tedesco. 2007. Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *Rev. Biol. Trop.* 55: 67-81.
- Tomanova, S.; E. Goitia & J. Helešic. 2006. Trophic Levels and Functional Feeding Groups of Macroinvertebrates in Neotropical Streams. *Hydrobiologia* 556: 251-264.
- Tomanova, S. & P. Usseglio-Polatera. 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology. Arch. Hydrobiol.* 170:243-255.
- Tomanova, S.; P. A. Tedesco; M. Campero; P. A. Van Damme; N. Moya & T. Oberdorff. 2007. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. *Fundamental and Applied Limnology. Arch. Hydrobiol.* 170: 233-241.
- Townsend, C. R. & A. G. Hildrew. 1994. Species Traits in Relation to a Habitat Templet for River Systems. *Freshwat. Biol.* 31: 265-275.
- Vásconez, J. 2000. Resistencia de macroinvertebrados bentónicos a la contaminación orgánica en ríos de altura y de tierras bajas en Ecuador. Pontificia Universidad Católica de Ecuador. Tesis de Licenciatura. 138 pp.
- Wright, J. F.; D. Moss; P. D. Armitage & M. T. Furse. 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwat. Biol.* 14: 221-256.
- Wright, J.F.; M.T Furse & P. D. Armitage. 1993. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK European. *Water Pollut. Contr.* 3(4): 15-25.
- Zilli, F. & M. Gagneten. 2005. Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo Cululú (río salado del norte, Argentina). *Interciencia* 30(3): 159-165.
- Zuñiga, M. C.; A. M. R. D. Hernández & G. Calcedo. 1993. Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del río Cauca. *Ainsa* 13:17-28.
- Zúñiga De Cardozo, M. Del C.; A. M. Rojas De Hernández & S. Mosquera. 1997. Biological aspects of Ephemeroptera in rivers of southwestern Colombia (South America), pp: 261-268. En: P. Landolt & M. Sartori (Eds.) *Ephemeroptera and Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. Mauron-Tinguely and Lachat S.A. Fribourg, Switzerland.

Autores del trabajo.

Acosta, Raúl

Grupo de Investigación F.E.M. (Freshwater Ecology and Management). Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal 645. 08028. Barcelona.

Prat, Narcís

Grupo de Investigación F.E.M. (Freshwater Ecology and Management). Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal 645. 08028. Barcelona.

Ríos, Blanca

Laboratorio de Ecología Acuática. Universidad San Francisco de Quito. Círculo Cumbayá Quito, Ecuador.

Dirección actual: Grupo de Investigación F.E.M. (Freshwater Ecology and Management). Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal 645. 08028. Barcelona.

Rieradevall, Maria

Grupo de Investigación F.E.M. (Freshwater Ecology and Management). Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal 645. 08028. Barcelona.