

APLICACION DE INDICES BIOTICOS UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS PARA EL MONITOREO DE CALIDAD DEL AGUA DEL RIO NEGRO, CHACO, ARGENTINA

Miryam P. DAMBORSKY⁽¹⁾ y Alicia G. POI^(1,2)

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad biológica del agua en el río Negro aplicando índices bióticos a los datos de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática. Los índices se calcularon utilizando la información de 64 muestras tomadas en cinco sitios del río, tres de los cuales, SV, LE y R16 están alejados de centros urbanos y, PT y PS pertenecen al tramo inferior del río que atraviesa áreas afectadas por la acción antrópica. IBPAMP y SIGNAL 2 son los índices que mejor reflejaron las condiciones del ambiente y distinguieron con mayor exactitud los sitios perturbados. Según IBPAMP, la contaminación del agua en las estaciones del tramo medio (SV, LE y R16) fue escasa, muy contaminada en PT y fuertemente poluída en PS. El puntaje obtenido al aplicar SIGNAL 2 indicó que todos los sitios excepto PS, corresponden a zonas con alta salinidad y concentración de nutrientes y PS está muy afectado por polución urbana. Aplicando el índice IMRP la condición del agua tuvo contaminación escasa en las estaciones del tramo medio, débil en PT y moderada en PS. La categoría de contaminación según los valores del índice de Shannon- Wiener, resultó leve para todos los sitios (SV= 2,95; LE= 3,06; R16= 2,43; PT= 2,75; PS= 2,43). Debido a las diferencias registradas en la fauna de microcrustáceos y decápodos, ausentes en el tramo bajo y el dominio de larvas de *Chironomus* sp., estos taxones pueden ser los indicadores más efectivos para la caracterización de la condición ambiental.

ABSTRACT: The aim of this study was to evaluate the rio Negro biological water quality by applying biotic indexes on macroinvertebrates associated with aquatic vegetation data. Indices were calculated using the data of 64 samples collected at five sites of the River, three of which, SV, LE and R16 are far from urban centers and PT and PS belong to the lower section of the river that flows through areas affected by human activities. IBPAMP and SIGNAL 2 indices were which best reflected the environmental conditions and distinguished more accurately the disturbed sites. According to IBPAMP, the water pollution in the middle section stations (SV, LE and R16) was scarce, much polluted in PT and strongly polluted in PS. The score obtained by applying SIGNAL 2 indicated that all sites except PS correspond to areas with high salinity and nutrient concentration and PS is greatly affected by urban pollution. By applying the IMRP water condition was scarcely polluted at the middle section, weak in PT and moderate in PS. Pollution category according to Shannon-Wiener index, was weak for all sites (SV = 2.95; LE = 3.06; R16 = 2.43; PT = 2.75; PS = 2.43). Due to differences in the decapod and microcrustaceans fauna, both absent in the lower section and the domain of *Chironomus* sp. larvae, these taxa may be the most effective indicators for characterizing the environmental condition.

Palabras Claves: calidad de agua, IMRP, IBPAMP, SIGNAL 2, macroinvertebrados, macrófitas acuáticas

Key words: water quality, IMRP, IBPAMP, SIGNAL 2, macroinvertebrates, aquatic macrophytes

(1) Departamento de Biología, Universidad Nacional del Nordeste (UNNE). Avda. Libertad 5470 (3400) Corrientes, Argentina. E-mail: mdambor@exa.unne.edu.ar; miryam0910@yahoo.com.ar

(2) Centro de Ecología Aplicada del Litoral, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Ruta Prov. N°5, km 2,5 (3400) Corrientes, Argentina.

INTRODUCCIÓN

El monitoreo biológico se define como la evaluación de la calidad de un cuerpo de agua usando componentes de la biota residente en el medio acuático (Engel y Voshell, 2002). Consiste básicamente en asociar ciertas especies con determinados factores ambientales y a partir de estos análisis elaborar índices basados en la tolerancia a la contaminación, principalmente a la contaminación orgánica. Una de las maneras más sencillas de evaluar la calidad biológica es mediante el empleo de índices métricos, como la riqueza específica y la diversidad de la comunidad, asumiendo que se reducen según la intensidad de la contaminación o destrucción del hábitat, sin embargo no son eficientes para detectar perturbaciones de baja intensidad (Prat *et al.*, 2009).

El uso de los macroinvertebrados (definidos como aquellos de tamaño mayor a 0,5 mm) para las evaluaciones de calidad del agua se incrementó desde mediados del siglo pasado. Estos organismos reúnen una serie de condiciones entre las que se resaltan su abundancia, la riqueza de especies con diversidad de respuestas, su fácil colecta, la sensibilidad conocida a diferentes contaminantes (Bonada *et al.*, 2006; Resh, 2008).

La susceptibilidad o tolerancia de ciertos taxones a perturbaciones del medio son respuestas biológicas, que traducidas a valores numéricos convencionales constituyen un índice biótico. Es un método que permite definir la calidad biológica de un curso de agua basado en la sensibilidad de algunos organismos acuáticos a los contaminantes generalmente orgánicos (Prat *et al.*, 2009).

Los análisis físico-químicos del agua se utilizan con frecuencia en las evaluaciones de la calidad del ambiente pero proporcionan información puntual y transitoria (Reyes Morales y Springer, 2014), por lo que numerosos autores resaltan la necesidad de complementarlos con análisis bacteriológicos y mediciones biológicas para reflejar el estado integral del ecosistema acuático (Springer, 2010). Las mediciones biológicas provenientes del muestreo de macroinvertebrados acuáticos, consumen más tiempo que las determinaciones físico-químicas del agua, pero son más adecuadas porque los efectos de las alteraciones en las cuencas sobre la biota pueden ser detectados mucho tiempo después de que ocurrieron (Alba Tercedor, 1996).

En Argentina diversos estudios de evaluación biológica de la calidad de aguas se realizaron utilizando macroinvertebrados que habitan el fondo (bentos) de arroyos o ríos de moderada a alta pendiente (Gualdoni y Corigliano, 1991; Vallania *et al.*, 1996; Miserendino y Pizzolón, 1999; Domínguez y Fernández, 1998; Corigliano, 1999), en el río Paraná (Marchese *et al.*, 2002), en tributarios urbanos (Pavé y Marchese, 2005) y en el río de La Plata (César *et al.*, 2000). Recientemente se ha incorporado como otro indicador el índice de calidad biológica de los bosques ribereños para evaluar de manera integral el estado ecológico de un cuerpo de agua (Gualdoni *et al.*, 2011).

En ríos de la llanura pampeana se aplican índices (IBPAMP, índice Biótico para Ríos Pampeanos) que combinan la riqueza de taxones, a un nivel taxonómico de resolución variable (orden, familia, género o especie), con su tolerancia a la contaminación (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001; Ocón y Rodríguez Capítulo, 2012). Otros investigadores tales como Pizzolón y Miserendino (2001), Fernández *et al.* (2002; 2006); diseñaron e implementaron índices que son adaptaciones del BMWP (Biological Monitoring Wor-

king Party; Armitage *et al.*, 1983), que combina el número de taxones al nivel taxonómico de familia con un valor de tolerancia. Este índice, también fue adaptado, entre otros países, en Australia por Chessman (1995) con el nombre SIGNAL.

El río Negro es un curso de agua de llanura que discurre enteramente en sentido Noroeste - Sudeste por la planicie de la provincia del Chaco y atraviesa el área Metropolitana del Gran Resistencia (AMGR). El curso recibe en este sector altamente urbanizado, la descarga de los desagués pluviales y conexiones clandestinas de cloacas.

El aporte de materia orgánica proveniente de frigoríficos, los basurales espontáneos que se desarrollan en sus costas, los aportes esporádicos de nutrientes, las descargas de efluentes industriales, los derrames cloacales y los cierres temporarios del río para el control de inundaciones fueron identificados como las causas más importantes de la contaminación orgánica y química, degradando la calidad del agua para consumo humano y reduciendo la posibilidad de su uso para fines recreativos (Zabala, 1999). Los análisis químicos y físicos del agua realizados por el Laboratorio de Aguas de la Provincia del Chaco y por otras instituciones (Poi de Neiff *et al.*, 2003) han detectado un deterioro de la calidad en el tramo inferior del río. En el curso principal del río Negro, como en otros ríos de bajo caudal, las plantas acuáticas o macrófitas crecen a lo largo de sus márgenes y albergan colectividades de invertebrados que alcanzan alta abundancia y riqueza de especies (Damborsky *et al.*, 2012). Sólo se dispone de un relevamiento del bentos (Varela *et al.*, 1980) donde se registró un bajo número de invertebrados.

El objetivo propuesto fue estimar el grado de alteración del ambiente mediante la aplicación de índices bióticos basados en la composición de las colectividades de invertebrados asociados a la vegetación acuática dominante.

MATERIALES Y MÉTODOS

En sus nacientes el río Negro tiene un valle fluvial reducido, flanqueado por albardones (Popolizio y Serra, 1978) presentando un cauce inactivo, con caudales mínimos incluso en los períodos de fuertes lluvias. En el tramo medio, el caudal es permanente (Fernández de Mahave *et al.*, 1972) y la cuenca baja abarca un área de 338,28 km² y tiene una longitud de 81 km.

La evaluación de la calidad biológica del agua de acuerdo a la fauna de macroinvertebrados asociados a macrófitas se efectuó probando distintos índices bióticos, el Índice de Macroinvertebrados de Ríos Pampeanos (IMRP), el Índice Biótico para ríos y arroyos PAMPEANOS (IBPAMP) diseñado para zonas de potamon y SIGNAL 2. Estos índices están basados en el efecto que produce la contaminación orgánica sobre distintos taxones. Los dos primeros consideran sólo datos cualitativos referidos a la riqueza de macroinvertebrados en relación a su tolerancia a la contaminación y SIGNAL 2 incorpora también datos cuantitativos.

Se seleccionaron los índices IMRP e IBPAMP diseñados y aplicados para ríos de la región pampeana (Rodríguez Capítulo, 1999; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001) para valorar las condiciones en el río Negro porque los ríos de dicha región comparten varias características con el río Negro, tales como cauces con escasa pendiente, abundante

materia orgánica y elevada turbiedad, dureza y conductividad (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2004). Asimismo, considerando que la fauna acuática de la región no incluye endemismos al menos a nivel supragenérico, se probó un índice aplicado en otro país, SIGNAL 2, que requiere una identificación de los macroinvertebrados a un nivel taxonómico de alto rango. La fauna del río Negro comparte 43 unidades taxonómicas a nivel de familia con la fauna valorada por este índice (Chessman, 2003).

El IMRP mide el grado de tolerancia de los invertebrados presentes a diferentes contaminantes, se asigna un valor (V_x) a cada taxón presente en la cuenca en estudio que depende de su sensibilidad ecológica y se aplica la siguiente fórmula:

$$\text{IMRP} = \sum V_x$$

El valor V_x es inversamente proporcional al grado de tolerancia a la contaminación y varía desde un valor de 0,1 adjudicado a los invertebrados más tolerantes, como por ejemplo Nematoda y Oligochaeta, hasta 1,9 otorgado a grupos más sensibles tales como larvas de Ephemeroptera. De acuerdo al valor del índice IMRP, resulta una clasificación de la calidad del agua, desde una contaminación muy fuerte (IMRP= 0-1) hasta una leve o nula (IMRP = 12,1-20).

En cuanto al Índice Biótico para ríos y arroyos pampeanos (IBPAMP), el valor asignado depende de la presencia de taxones, definidos como unidades sistemáticas (US) que determinan el ingreso horizontal en una tabla de doble entrada. Según el valor obtenido con el IBPAMP se definen cinco clases de calidad del agua que varían entre muy fuertemente poluída (1-3), muy poluída (4-5), poluída (6-7), poco poluída (8-9), no poluída (10-13).

El índice SIGNAL 2, está basado en un puntaje asignado a macroinvertebrados. Está diseñado para la evaluación biológica rápida (RBA) y, tiene la ventaja de ponderar no sólo aspectos cualitativos sino también cuantitativos para la emisión de una calificación de la calidad del agua del río del cual procede la muestra analizada (Chessman, 2003). Este índice, requiere una identificación de los macroinvertebrados al nivel taxonómico de familia. A cada familia se le asigna un puntaje que varía entre 1 y 10, de acuerdo a su tolerancia a la polución, al grupo de mayor sensibilidad le corresponde un puntaje más alto. Se asigna otro número, un factor de ponderación, que varía entre 1-5 según la abundancia absoluta de cada taxón.

El puntaje final resulta de la razón entre la sumatoria del número asignado a cada familia multiplicado por el factor de ponderación y la sumatoria de dicho valor de corrección:

$$\text{SIGNAL 2} = \frac{\sum (\text{puntaje de familia} \times \text{factor de ponderación})}{\sum \text{factor de ponderación}}$$

El resultado final se representa en un gráfico de dos ejes, cuya área se divide en cuatro cuadrantes. El puntaje brinda una indicación aproximada acerca de la calidad del agua, de los tipos de polución y de factores físicos y químicos que se presumen afectan la comunidad de macroinvertebrados. Dada la evaluación efectuada si el sitio se ubica en el cuadrante 1: corresponde a un ecosistema en condición saludable, cuadrante 2: alta salinidad o concentración elevada de nutrientes, cuadrante 3: condiciones de toxicidad,

condiciones físicas severas o muestreo inadecuado y en el cuadrante 4: polución urbana, industrial o agrícola.

Los índices se calcularon utilizando la información de 64 muestras de la macrofauna de invertebrados (Arthropoda, Mollusca, Oligochaeta e Hirudinea) asociados a la vegetación en cinco sitios del río Negro, tres de los cuales, Salto La Vieja (SV), La Escondida (LE) y Ruta 16 (R16) están poco influenciados por la urbanización y Puerto Tirol (PT) y Puente Ejército Argentino (PS), pertenecen al tramo inferior del río que atraviesa áreas densamente pobladas, más afectados por la acción antrópica. Este muestreo abarca periodos lluviosos y secos en diferentes estaciones climáticas (primavera, verano, otoño e invierno). Una descripción más detallada de las características del área de estudio y de los métodos utilizados para extracción de las muestras se especifican en Damborsky *et al.*, (2012). Se calculó también la calidad del agua con los mismos índices aplicados a datos históricos de la macrofauna bentónica del río Negro obtenidos por Varela *et al.* (1980).

Se consideró la propuesta de Staub *et al.* (1970), que categoriza los niveles de contaminación de acuerdo al valor del índice de diversidad de Shannon-Wiener. El valor de H' comprendido entre 3,0-4,5 indica un nivel de contaminación débil, entre 2,0-3,0 ligera, entre 1,0-2,0 moderada y entre 0,0-1,0 severa.

RESULTADOS

a-Aplicación de los índices bióticos a los invertebrados asociados a la vegetación acuática

En las estaciones del tramo medio del río se registraron valores altos (Tabla 1) del Índice de Macroinvertebrados Pampeanos (IMRP), debido a la presencia de invertebrados considerados por este índice como relativamente sensibles a las perturbaciones ambientales, tales como *Hyaella curvispina* Shoemaker, 1942, *Trichodactylus borellianus* (Nobili, 1896) y *Palaemonetes argentinus* Nobili, 1901. Los valores disminuyeron hacia el sector con mayor influencia antrópica, a partir del primer sitio muestreado en el tramo inferior (Puerto Tirol). Los organismos de mayor valor ecológico como indicadores ambientales por su mayor sensibilidad, entre los que se citan Amphipoda, Decapoda, Ancyliidae y Trichoptera, no se recolectaron en PT ni en PS. En este sitio tampoco se colectaron larvas de odonatos y efemerópteros. Por el contrario, se registraron grupos tolerantes tales como Chironomidae, Stratiomyidae, Ephydriidae, Oligochaeta y Nematoda. Por lo tanto aplicando el índice IMRP la condición del agua tuvo contaminación escasa en las estaciones del tramo medio (SV, LE y R16), débil en PT y moderada en PS.

Los valores del IBPAMP indicaron un bajo grado de disturbio en la calidad del agua en tres sitios del tramo medio según el número de unidades sistemáticas presentes en SV (US = 42), LE (US = 38) y R16 (US = 28), y la presencia en todos ellos de Trichoptera (Hydroptilidae, con habitáculo). En el tramo inferior, la condición del agua se calificó como muy contaminada y correspondió a la Clase IV en PT donde el número de US descendió a 19. En tanto, en PS no se colectaron ninguno de los organismos más

sensibles a perturbaciones ambientales, y sólo se registraron cinco US (entre éstas Mollusca y Coleoptera) motivo por el cual el IBPAMP indicó una fuerte polución (Clase V).

Tabla 1: Valores de distintos Índices bióticos aplicados a la fauna asociada a macrófitos y a la fauna bentónica*, discriminados según sitios. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Sitios	Índices bióticos		
	IMRP	IBPAMP	SIGNAL 2
SV	12,65	9	2,80
LE	10,95	9	2,90
R16	11,55	8	2,49
PT	7,75	4	2,65
PS	3,00	3	2,03
Sitio I*	1,68	2	2,47
Sitio II*	2,48	2	2,10
Sitio V*	4,03	4	4,33
Sitio VII*	1,38	2	1,99
Sitio XI*	1,98	2	2,66

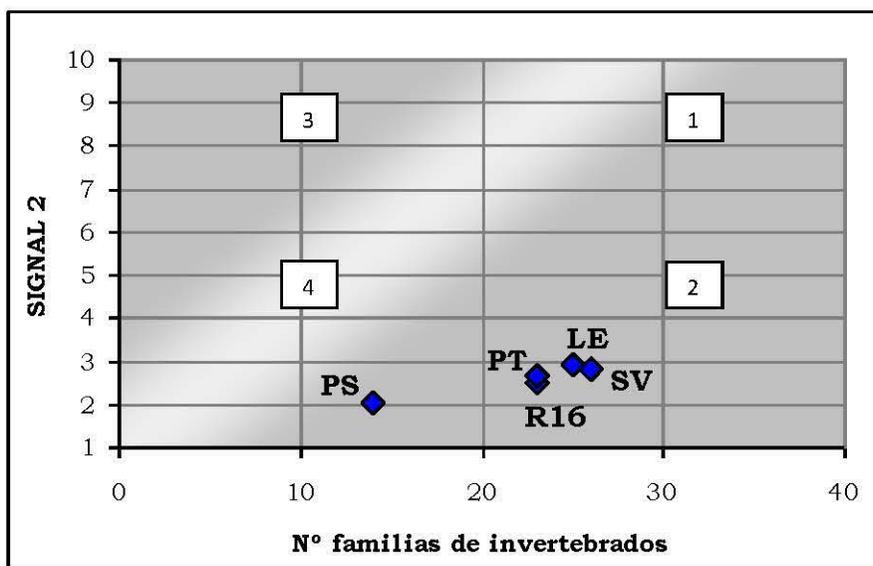
* Datos de la fauna macrobentónica (Varela *et al.*, 1980).

El puntaje obtenido al aplicar SIGNAL 2 indicó que todos los sitios excepto PS, quedarán incluidos en el cuadrante 2, correspondiente a zonas con alta salinidad y concentración de nutrientes (Fig. 1a). PS fue el más afectado por polución urbana, agrícola e industrial y fue ubicado en el cuadrante 4.

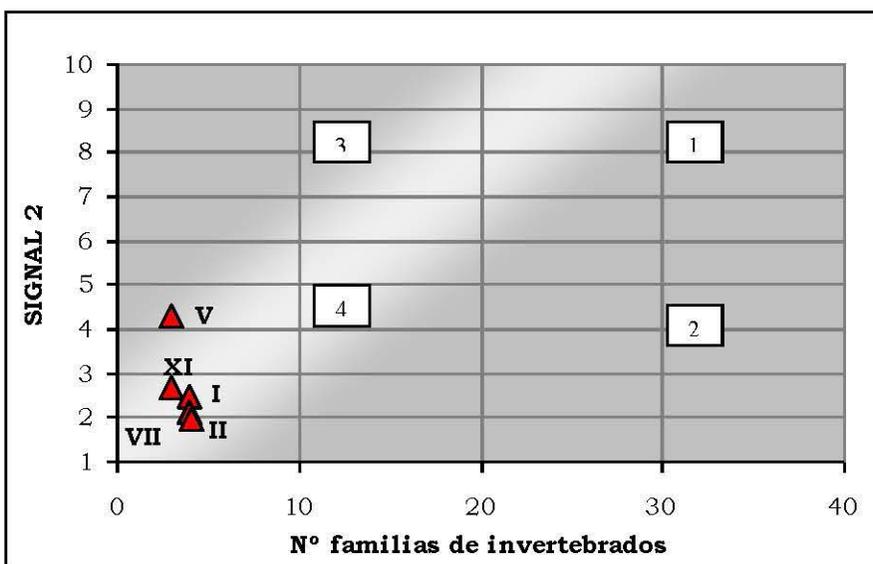
La categoría de contaminación según los valores del índice de Shannon- Wiener, resultó leve para todos los sitios (SV= 2,95; LE= 3,06; R16= 2,43; PT= 2,75; PS= 2,43).

b-Aplicación de los índices bióticos a los invertebrados bentónicos tomados de Varela *et al.* (1980)

De acuerdo al Índice de Macroinvertebrados Pampeanos (IMRP) todos los sitios resultaron fuertemente contaminados, excepto el sitio V (en proximidades de la Ruta 16) difiriendo del IMRP, según el cual la contaminación fue moderada. La aplicación del IBPAMP dio como resultado que todos los sitios de muestreo estaban fuertemente poluídos (Tabla 1) y con el índice SIGNAL 2 estos sitios quedaron incluidos en el cuadrante 4 (Fig. 1b).



A



B

Fig. 1: Ubicación de los sitios muestreados en los cuadrantes según puntaje de SIGNAL 2. Río Negro. Provincia del Chaco. A: en relación a Invertebrados asociados a macrófitas (Damborsky, 1999-2002); B: según la fauna de invertebrados bentónicos (Varela *et al.*, 1980). I= SV; II= LE; V= R16; VII= PT; XI= PS

DISCUSIÓN

Los valores de IMRP (entre 3 y 12), aplicado al estudio cualitativo de los invertebrados asociada a las plantas acuáticas del río Negro, resultó semejante a los obtenidos para la zona de cabecera del río Matanza-Riachuelo (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2004). Las secciones PT y PS que resultaron fuertemente poluídas al igual que todas las zonas bentónicas, evaluadas mediante IBPAMP. Estos resultados, coinciden con el alto grado de contaminación verificada en un cuerpo de agua muy afectado por la producción industrial y desechos domésticos en la provincia de Buenos Aires (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001). Los sitios de muestreo SV, LE y R16 en el río Negro son comparables con la sección media y baja de dos arroyos de dicha provincia que presentan condiciones lénticas y están moderadamente afectados como resultado de las prácticas agrícolas (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001).

Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera (este último grupo no presente en esta región), se caracterizan por su sensibilidad, desapareciendo ante una leve disminución de oxígeno disuelto en agua y poseen por lo tanto la máxima puntuación en los cálculos de los índices bióticos por su baja tolerancia a los contaminantes (Moreno y Callisto, 2005). Cuando se aplican IMRP o IBPAMP, al no ser métodos cuantitativos, la presencia de algunos de estos grupos asegura un puntaje alto de los índices e indican aguas de buena calidad.

Otros taxones tienen un alto nivel de tolerancia, por ejemplo Chironomidae aunque en lugares muy contaminados pueden estar ausentes. *Goeldichironomus* sp. está asociada a ambientes poco contaminados y *Chironomus* sp. es más tolerante (Paggi, 2003). Sin embargo, este género y otros de la familia se comportan como géneros facultativos y se encuentran en condiciones variables de contaminación y también en sitios con escasa alteración (Zilli y Gagneten, 2005).

En algunos casos, esta apreciación puede resultar errónea ya que la presencia de un taxón especialmente a un nivel taxonómico de alto rango tiene un uso limitado como indicadora de polución, resulta entonces evidente que son varios los elementos a tener en cuenta en la emisión de un juicio de calidad.

Con relación a SIGNAL 2, Salto la Vieja y Puerto Tirol quedaron incluidos en el cuadrante 2 y PS en el cuadrante 4. La ubicación en el cuadrante 2 se atribuye a ríos que atraviesan áreas cultivadas y con altos niveles de salinidad y turbidez, y en el cuadrante 4 a aquellos influidos por una o más formas de impacto antrópico. A ningún sitio le correspondió el cuadrante 1 que refleja ambientes con condiciones óptimas, ausencia de químicos tóxicos, concentraciones bajas de salinidad y nutrientes del medio y tampoco el cuadrante 3, asignado a lugares con condiciones físicas severas, contaminación con metales o cuando la técnica de muestreo es inadecuada (Chessman, 2003). SIGNAL 2 es un índice diseñado para responder a las formas más comunes de contaminación, tales como la orgánica y el enriquecimiento de nutrientes, y presenta méritos a tener en cuenta. Una de las principales ventajas de SIGNAL es que puede ser puesto en práctica por estudiantes y sus instructores, o por voluntarios de la comunidad con breves periodos de entrenamiento. En un país como Australia con extensa superficie, baja densidad poblacional, con presupuestos limitados para la evaluación de los ríos y donde se torna

crítico maximizar la relación costo/beneficio, esta utilidad es importante (Metzeling *et al.*, 2003). Este índice, tendría también validez en su aplicación en Argentina, país que comparte con Australia todas las citadas características.

Los valores de diversidad del índice de Shannon, indicaron una contaminación leve en todas las áreas muestreadas, no se midieron niveles de contaminación severa ni débil. Los índices de diversidad si bien son ampliamente empleados en evaluaciones de la calidad del agua, deben utilizarse sólo como herramientas complementarias en esas evaluaciones ya que un alto valor de diversidad no asegura indefectiblemente un alto valor ecológico del ambiente, principalmente porque no considera el nivel de tolerancia y sensibilidad de los organismos presentes (Prat *et al.*, 2009). Las medidas de diversidad no toman en cuenta el tipo de organismos presentes, y esta incapacidad para diferenciar las interacciones contribuye a restringir su empleo (Segnini, 2003).

En algunas áreas afectadas por varios contaminantes, el índice indica una aparente mayor diversidad, cuando en realidad el ambiente presenta una calidad inferior (Pinheiro Silveira, 2004). Así también Pavé y Marchese (2005) hallan valores altos de diversidad en ríos urbanos y Marchese y Ezcurra de Drago (1999) registran un valor menor a 1,0 en condiciones prístinas en el río Paraná. Todos estos resultados advierten acerca de la ineficacia de la aplicación aislada del índice de Shannon en la determinación del grado de polución en cuerpos de agua.

La comunidad bentónica estudiada según datos de Varela *et al.* (1980) presentó una fauna simplificada y con componentes tolerantes, que se interpretó como afectada por niveles altos de contaminación, similar a la comprobada en ríos urbanos (Pavé y Marchese, 2005). En oposición, la riqueza, la abundancia y diversidad de invertebrados asociados a macrófitas registrada en esta investigación, supera a la registrada en la comunidad del bentos. Otros autores también mencionan una alta densidad poblacional y un índice de diversidad de invertebrados superior a la hallada en los sedimentos (Trivinho-Strixino y Strixino, 1993; Peiró y Alves, 2004),

En los ambientes tropicales y subtropicales de Sud América las plantas acuáticas vasculares, o macrófitas acuáticas tienen una alta incidencia en el metabolismo de los cuerpos de agua (Esteves, 2011; Casco *et al.*, 2014), sirven de sustrato para una comunidad compleja denominada perifiton de alto valor indicador (Wetzel, 1993), y albergan colectividades de invertebrados que alcanzan alta abundancia y biomasa (Poi de Neiff y Carignan, 1997; Batzer *et al.*, 1999). Por lo tanto, las estimaciones de índices bióticos incluyendo a los invertebrados asociados a la vegetación permitirá dar una información sobre la calidad ambiental complementando los estudios que se realicen en el bentos.

En virtud de la diferencia verificada en la categorización ambiental del río Negro al evaluar los invertebrados asociados a la vegetación con respecto a la bentónica, se resalta la necesidad de preservar las macrófitas ya que su erradicación impide o retarda la recuperación biológica del ambiente, recomendación también efectuada por Rodríguez Capítulo *et al.* (2004). Por lo expuesto, es necesario incluir a los invertebrados asociados a la vegetación en el diseño de índices bióticos a nivel regional para lograr un juicio integral de la calidad del agua.

De los cinco sitios evaluados con los índices bióticos, tres fueron clasificados con disturbio bajo, uno como muy contaminado y otro severamente impactado. Los resultados apoyan la hipótesis planteada, la calidad del agua disminuyó hacia los sitios más poblados. Los índices IBPAMP y SIGNAL 2 son los que mejor reflejaron las condiciones del ambiente y permitieron distinguir con mayor exactitud los sitios perturbados.

Dada las diferencias registradas en la fauna de microcrustáceos y decápodos, ausentes en el tramo bajo, en combinación al dominio de larvas de *Chironomus* sp., estos taxones pueden ser los indicadores más efectivos para la caracterización del ambiente.

Se requiere un ajuste regional de los índices bióticos propuestos para ríos de la región pampeana como también de SIGNAL 2 para una efectiva aplicabilidad y mejor desempeño de los índices bióticos en ríos del Chaco Oriental.

BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR, J., 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *Memorias IV Simposio del Agua en Andalucía* (SIAGA), Almería, 2: 203-213.
- Batzer, D.P.; R.B. RADER y S.A. WISSINGER (eds.), 1999. *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, USA, 1100 p.
- BONADA N.; N. PRAT; V.H. RESH y B. STATZNER, 2006. Development in Aquatic Insect Biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review Entomology*, 51: 495-523.
- CASCO, S.L.; R.P. CARNEVALI; A.S.G. POI y J.J. NEIFF, 2014. Influence of water hyacinth floating meadows on limnological characteristics in shallow subtropical waters. *American Journal of Plant Sciences*. (AJPS), 5 (13):1983-1994. ISSN Print: 2158-2742
- CESAR, I.I.; C. OCON; A.C. PAGGI; A. RODRIGUEZ CAPÍTULO; F. SPACCESI; M. TANGORRA y M.P. TASSARA, 2000. Diversidad de Invertebrados bentónicos del Río de La Plata. *Biología Acuática*, 19: 27-63.
- CHESSMAN, B.C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family-level identification and a biotic index. *Australian Journal Ecology*, 20: 122-129.
- CHESSMAN, B., 2003. *SIGNAL 2 A scoring system for macroinvertebrate ("water bugs") in Australian rivers*, Monitoring river health initiative. Technical Report N° 3, Commonwealth of Australia, Canberra.
- CORIGLIANO, M.C., 1999. Índices bióticos: Aplicaciones y alcances. *Revista Sociedad Entomologica Argentina*, 58 (1-2): 193-201.
- DAMBORSKY, M.P.; A.S.G. POI y S.M. MAZZA, 2012. Patrón espacial y temporal de las colectividades de artrópodos en un río subtropical de bajo orden (Chaco, Argentina). *Interciencia*, 37 (7): 534-541.
- ENGEL, S.R. y J.R. VOSHELL, 2002. Volunteer biological monitoring: can it accurately asses the ecological condition of streams? *American Entomologist*, 48 (3): 164-177.
- ESTEVEZ, F.A., 2011. *Fundamentos de Limnología*. Editora Interciência, 3ª edición. 790 p.
- FERNÁNDEZ DE MAHAVE, A.; A. FERNÁNDEZ DE SAEZ y G.F. FERNÁNDEZ REY, 1972. *Apuntes sobre los ríos del Chaco*. Ed. Moro, Resistencia, Chaco, 65 p.
- FERNÁNDEZ, H.R.; F. ROMERO; M.B. VECE; V. MANZO; C. NIETO y 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 y G. CUEZZO, 2006. *La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino*. Serie Conservación de la Naturaleza N° 16. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 42 p.
- GUALDONI, C.M. y M.C. CORIGLIANO, 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista UNRC* (1): 43-49.
- GUALDONI, C.M.; C.A. DUARTE y E.A. MEDEOT, 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 21: 149-162.
- MARCHESE, M. e I. EZCURRA de DRAGO, 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Parana River drainage basin. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 46 (3-4): 233-255.
- MARCHESE, M.; I EZCURRA de DRAGO y E.C. DRAGO, 2002. Benthic macroinvertebrates and physical habitat relationships in the Paraná river flood-plain system. Pp. 111-113. En: M.E. Mc Clain (ed.): *The ecohydrology of South American rivers and wetlands*, UNESCO Ecohydrology Programme. International Association of Hydrological Sciences, IHAS, Special Publication N° 6, Wallingford.
- METZELING, L.; B. CHESSMAN; R. HARDWICK y V. WONG, 2003. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *Hydrobiologia*, 510: 39-52.
- MISERENDINO, M.L. y L.A. PIZZOLÓN, 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11: 137-148.
- MORENO, P. y M. CALLISTO, 2005. Bioindicadores de qualidade de agua ao longo da Bacia do Rio das Velhas (MG). Pp. 95-116. En: *Bioindicadores de qualidade de agua*, 5 Ed. Brasília: Embrapa.
- OCÓN, C. y A. RODRIGUES CAPÍTULO, 2012. Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecología Austral*, 22: 81-91.
- PAGGI, A.C., 2003. Los quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. *Biología Acuática*, 21: 50-57.
- PAVÉ, P.J. y M. MARCHESE, 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15 (2): 183-197.
- PEIRÓ, D.F. y R. DA GAMA ALVES, 2004. Levantamento preliminar da entomofauna asociada a macrófitas acuáticas da região litoral de ambientes lênticos. *Revista Uniara* (15): 177-188.
- PINHEIRO SILVEIRA, M., 2004. *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Embrapa Meio Ambiente, Brasil, Documentos 36, 68 p.
- PIZZOLON, L. y M.L. MISERENDINO, 2001. The performance of two regional biotic indices for running water quality in Northern Patagonian Andes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13 (1): 11-27.
- PRAT, N.; B. RÍOS; R. ACOSTA y M. RIERADEVALL, 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez E. y H. Fernández H. (eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. 1° Ed. Fundación Miguel Lillo. 654 p.
- POI de NEIFF, A. y R. CARIGNAN, 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 345:185-196.
- POI de NEIFF A.; C. PATIÑO; J.J. NEIFF y A. RAMOS, 2003. Calidad del agua en el tramo bajo del río Negro (Chaco Argentina). *Facena*, 19: 67-85.
- POPOLIZIO, E. y P.Y. SERRA, 1978. *Fotointerpretación aplicada al estudio de la cuenca del Río Negro (Provincia del Chaco)*. Publicación del Centro de Geociencias Aplicadas. Facultad de Humanidades, Facultad de Ingeniería. UNNE. Serie C. Investigación. 14 (1): 1-46.

- RESH, V., 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138: 131-138.
- REYES MORALES, F. y M. SPRINGER, 2014. Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de taxones de macroinvertebrados acuáticos y el índice BMWP/Atitlán. *Revista Biología Tropical*, 62 (Suppl. 2): 291-301.
- RODRÍGUES CAPÍTULO, A., 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista Sociedad Entomologica Argentina*, 58 (1-2): 208-217.
- RODRIGUES CAPÍTULO A.; M. TANGORRA y C. OCÓN, 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the ecological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-119.
- RODRÍGUES CAPÍTULO, A.; C. Ocón y M. Tangorra, 2004. Una visión bentónica de arroyos y ríos pampeanos. *Biología Acuática*, 21: 1-18.
- SEGNINI, S., 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16 (2): 45-63.
- SPRINGER, M., 2010. Biomonitoring acuático. En: M. Springer; A. Ramírez y P. Hanson (eds.): Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 58 (suppl. 4): 53-59.
- STAUB, R.; J.W. APPLING; A.M. HOFSTETTER y J. HASS, 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience*, 20: 905-912.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. y G. STRIXINO, 1993. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttal. *Revista Brasileira Biologia*, 53 (1): 103-111.
- VALLANIA, E.A.; E.S. GAREUS; E.S. TRIPOLE y M.A. GIL, 1996. Un índice biótico para las Sierras de San Luis (Argentina). *Revista UNRC*, 16: 129-136.
- VARELA, M.E.; D.H. DI PERSIA y A.A. BONETTO, 1980. La fauna bentónica y su relación con la contaminación orgánica en el Río Negro, Provincia del Chaco (Argentina). Estudio preliminar. *Ecosur*, 7 (14): 201-221.
- WETZEL, R.G., 1993. *Limnology*. 919 p.
- ZABALA, M.T., 1999. El valle aluvial del Río Negro. Programa de Gestión Ambiental. Tesis de Maestría. Facultad de Arquitectura y Urbanismo-Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura. UNNE. 142 p.
- ZILLI, F. y A.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): 159-165.

Recibido/Received/: 30-Oct-2015

Aceptado/Accepted/: 21-Dic-2015