

Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino

Mercedes R. Marchese

Ana M. Gagneten

Luciana Montalto

Luciana I. Gallardo

Miryam Pieri Damborsky

Alicia S.G. Poi

Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino

Mercedes R. Marchese, Ana M. Gagneten, Luciana Montalto, Luciana I. Gallardo, Miryam Pieri Damborsky y Alicia S.G. Poi

Resumen

Este capítulo sintetiza información sobre bioindicadores de ambientes acuáticos en la Región de Humedales del Corredor Fluvial Chaco-Mesopotámico y del Corredor Fluvial Paraguay-Paraná. Se incluyen estudios sobre macroinvertebrados bentónicos, de áreas vegetadas en humedales y zooplanctónicos referidos a las asociaciones de especies indicadoras, aplicación de índices bióticos y ensayos ecotoxicológicos. En los ensayos se utilizaron especies bentónicas y zooplanctónicas a escala de micro y mesocosmos para analizar el efecto de distintos contaminantes, principalmente sobre crecimiento, reproducción, historia de vida, comportamiento, malformaciones, así como la capacidad de bioacumulación y eliminación de metales. Además, se incluyen estrategias adaptativas de invertebrados para evitar distintos tipos de estrés. Se plantea la obtención de un índice de sostenibilidad, integrando indicadores ecológicos y socioeconómicos, que permita diagnosticar la salud ambiental de sistemas acuáticos de la región.

Palabras clave: Macroinvertebrados, zooplankton, índices bióticos, ensayos ecotoxicológicos, estrategias adaptativas.

Abstract

We synthesized information on bioindicators of aquatic environments included in the Wetland Region of the Chaco-Mesopotamian Fluvial Corridor and Fluvial Paraguay-Paraná Corridor. Studies on benthic macroinvertebrates, macroinvertebrates of vegetated areas in wetlands and zooplankton related to the species association indicator, biotic indices applied and ecotoxicological tests are included. In ecotoxicological tests, different benthic and zooplanktonic species were used at the micro and mesocosm scales to analyze the effect of different pollutants, mainly on growth, reproduction, life history, behavior, malformations, as well as the capacity for bioaccumulation and elimination of metals. In addition, adaptive invertebrate strategies are included to avoid different types of stress. It is proposed to obtain a sustainability index integrating ecological and socioeconomic indicators that allow the environmental health of aquatic systems in the region to be diagnosed.

Keywords: Macroinvertebrates, zooplankton, biotic index, ecotoxicology bioassays, adaptive strategies.

Introducción

En este capítulo se sintetiza información sobre bioindicadores de ambientes acuáticos comprendidos principalmente en la Región de Humedales del Corredor Fluvial Chaco-Mesopotámico (Kandus *et al.*, 2017) y Humedales del Corredor Fluvial Paraguay-Paraná (Benzaquen *et al.*, 2013) (Fig.1). La principal característica de la región Nordeste, por estar enmarcada por los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay es el gran desarrollo de humedales de aguas corrientes y quietas.

El eje fluvial Paraguay-Paraná drena una cuenca formada por diferentes regiones que cubren grandes áreas. La cuenca del Paraná se extiende desde 15° S a 35° S, cubriendo un amplio rango latitudinal. La caracterización climática de la cuenca es tropical húmedo en el noreste (15° S) cambiando a subtropical/templado húmedo en el sur (35° S) y subtropical desértico en el oeste (Iriondo, 2007). La temperatura media en enero (mayor a 27,5 °C) indica que la región del Chaco es el área más cálida en América del Sur (Paoli y Schreider, 2000). Las temperaturas medias en julio varían entre 20 y 25 °C en el norte y entre 10 y 15 °C en el sur.

El régimen hidrológico, con sus fases anuales de inundación y sequía y la compleja red de conectividad hidrológica entre ambientes lóticos y leníticos, son las principales fuerzas que impulsan los intercambios longitudinales y laterales de sedimentos, materia orgánica y organismos a escala de paisaje fluvial.

El río Paraná presenta un hidrograma unimodal similar en sus diferentes tramos, con aguas altas durante los primeros seis meses del año y picos máximos en marzo-abril y aguas bajas en la segunda mitad del año, con flujos mínimos en septiembre-octubre. Sin embargo, algunos eventos climáticos como el Fenómeno de El Niño o La Niña (ENSO en sus siglas del inglés) pueden cambiar este régimen dando lugar a etapas prolongadas de aguas altas o bajas.

El tramo superior del río Paraná, con un caudal promedio de 12.000 m³ s⁻¹, rige el régimen hidrológico de los tramos inferiores. En el tramo medio se registraron en la última centuria entre 4.000 y 60.000 m³ s⁻¹, con un caudal medio de 20.000 m³ s⁻¹ y sólo el cauce principal transporta el 85% del total del caudal (Marchese *et al.*, 2002).

En la extensa planicie de inundación, localizada en las provincias del Chaco y Santa Fe, existen numerosas lagunas de espiras con variable cobertura de plantas flotantes libres conectadas al régimen de inundación de los grandes ríos. La densa cobertura de estas plantas (especialmente de *Eichhornia crassipes*) influencia la calidad del agua por proveer materia orgánica e influenciar la dinámica de los nutrientes y el contenido de oxígeno

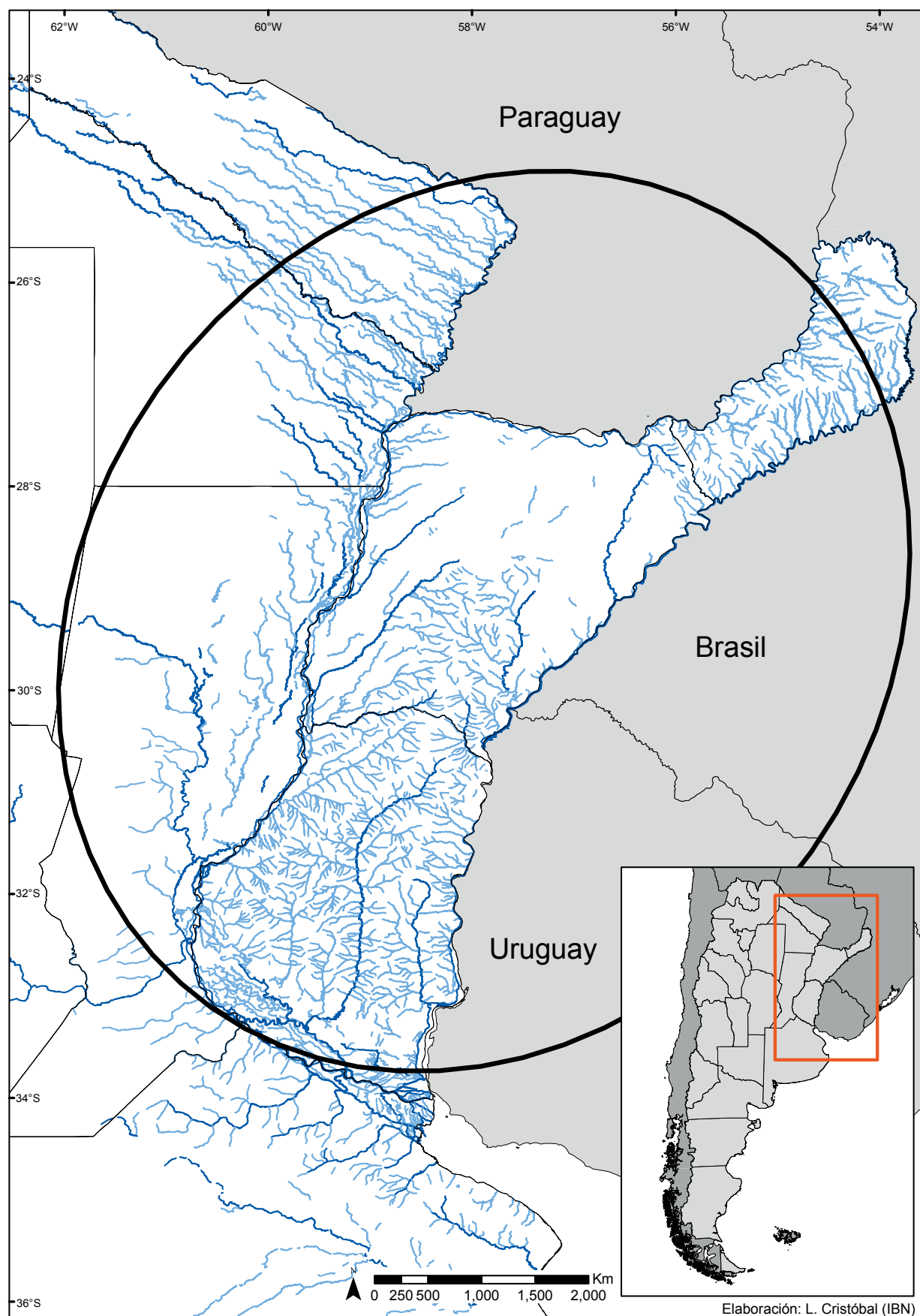


Figura 1. Mapa de la región Nordeste de estudio. Red de drenaje 1:2.500.500 tomada del Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH).

disuelto en el agua (Ezcurra de Drago *et al.*, 2007; Casco *et al.*, 2014; Mayora *et al.*, 2017). En cambio, los cursos de agua del Chaco oriental tienen un complejo régimen hidrológico que depende de la distribución y volumen de las precipitaciones. Gran parte de la superficie de la provincia de Corrientes está ocupada por humedales que se alimentan de las lluvias locales. En el sector noroccidental el paisaje presenta numerosas lagunas localizadas sobre lomadas arenosas con baja salinidad, pH variable, buena disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua, baja concentración de nitrógeno total y aguas transparentes colonizadas por vegetación sumergida y palustre (Bonetto, 1978a,b). En este tipo de humedales son necesarios estudios a largo plazo que contemplen períodos secos y lluviosos para dar un diagnóstico preciso del estado ecológico (Poi *et al.*, 2016).

Las ciudades capitales de las provincias de Formosa, Chaco, Corrientes, Misiones, Santa Fe y Entre Ríos tuvieron un acelerado proceso de urbanización desde 1960 hasta la actualidad, período en el cual el número de habitantes se incrementó considerablemente. Este proceso, debido mayormente al desplazamiento de la población rural a los centros urbanos (Foschiatti, 2012), generó el deterioro de los ambientes acuáticos debido principalmente a una falta de planificación territorial y a la precariedad en la ocupación de las tierras.

Macroinvertebrados bentónicos

Indicadores utilizados, asociación de especies

En sistemas tan complejos como el río Paraná y su llanura aluvial no es fácil distinguir los distintos grados de enriquecimiento orgánico/contaminación a través de la estructura bentónica si no se tienen conocimientos mínimos sobre los requerimientos ecológicos de las especies dominantes en la comunidad bentónica típica del ambiente en estudio. No obstante, si bien es difícil identificar un ensamble representativo para un tipo específico de contaminación, el conocimiento de la estructura del ensamble es útil porque se pueden identificar áreas donde la calidad es pobre y en esas áreas es donde se deberán intensificar los estudios a fin de dar posibles soluciones. Por otro lado, también es útil para delimitar a nivel sistémico áreas de mayor perturbación. En este sentido, es fundamental tener un análisis del sistema y no sólo de un área reducida, porque las posibilidades de hacer un diagnóstico y dar recomendaciones erróneas aumentan en el último caso. Al respecto, en ríos con llanura de inundación es necesario tener en cuenta no sólo el cauce principal sino también el área inundable (Marchese *et al.*, 2008a) ya que debido a la dinámica hidrosedimentológica se produce redistribución de sedimentos desde el cauce principal al área inundable y viceversa.

De acuerdo con el análisis de resultados obtenidos en el sistema del río Paraná en su tramo medio, los ambientes determinados como enriquecidos orgánicamente fueron aquellos directamente afectados con descargas industriales y/o cloacales (Marchese, 1997; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999, 2006; Zilli y Gagneten, 2005; Pavé y Marchese, 2005; Marchese *et al.*, 2008a). Por otro lado, en ambientes de la llanura aluvial se estudió el efecto del ganado sobre los invertebrados bentónicos y el proceso de enriquecimiento con materia orgánica en los humedales según la carga de ganado (Mesa *et al.*, 2015, 2016). En los ríos Salado del Norte (tributario del río Paraná) y Santa Fe (cauce secundario) se observaron diferencias entre las estaciones aguas arriba, en la descarga de efluentes cloacales e industriales y aguas debajo de éstos. En las estaciones frente a los desagües de aguas residuales se observaron aguas enriquecidas orgánicamente, que tendían a recuperarse aguas abajo. Esto coincide también con los valores de DBO₅, concentración de fosfatos y de clorofila *a* que también aumentan en las mismas estaciones (García de Emiliani y Devercelli, 2004).

Es importante señalar que en el río Santa Fe el impacto del desagüe cloacal sobre la fauna bentónica sólo se observa en la ribera derecha donde se asienta la ciudad. Dicho efecto es "diluido" en el mismo sector en el centro del río, ya que, aunque en bajo número, se encuentra *Narapa bonettoi* que es una especie de oligoquetos intolerante a enriquecimiento orgánico. Esto se debe a que es un río de considerable caudal (1.700 m³s⁻¹) y que el flujo de agua se recuesta sobre la ribera derecha.

En el sistema del río Paraná podemos identificar un proceso de eutrofización antropogénica y un proceso de eutrofización natural. El proceso de eutrofización natural se da en los cauces secundarios de menor caudal (< 500 m³s⁻¹) y en las lagunas principalmente aisladas. Este proceso está relacionado con el régimen hidrológico y sus fluctuaciones estacionales entre la potamofase y limnofase (Neiff, 1990). En los cauces menores y las lagunas con alta cobertura vegetal, según su conexión al cauce y por consiguiente tiempo de residencia del agua, si la amplitud y magnitud de la fase de aguas bajas es grande, se da un efecto de empobrecimiento en el bentos con una gran acumulación de necromasa vegetal a nivel del fondo que conlleva a baja concentración de oxígeno, llegando inclusive a estados de anoxia y alta concentración de ácido sulfhídrico (Marchese y Ezcurra de Drago, 2006). Este proceso sucesional es reseteado durante la fase de inundación, principalmente por las de mayor amplitud y magnitud como los efectos del fenómeno ENSO (Marchese *et al.*, 2002). Muchos autores han demostrado que las macrófitas actúan reciclando el fósforo desde el sedimento al agua en forma continua. Durante la senectud o muerte de la planta, se produce la liberación de importantes cantidades de fósforo y en consecuencia se reinicia el ciclo (Maine *et al.*, 1996; Carignan y Vaithianathan, 1999; Panigatti, 2000).

De acuerdo con los resultados obtenidos en estudios realizados en distintos tipos de lagunas, cauces secundarios y tributarios del río Paraná (sintetizados en Marchese *et al.*, 2002 y Ezcurra de Drago *et al.*, 2007; Zilli y Gagneten, 2005; Pavé y Marchese, 2005) se puede establecer un gradiente de asociación de especies indicadoras de condiciones tróficas desde ambientes con bajo contenido orgánico, hasta ambientes eutróficos. Cabe señalar además, que las asociaciones de especies dependen de la calidad química del agua, principalmente la conductividad, además del enriquecimiento con materia orgánica del agua y sedimento del fondo. En este sentido, *Tubifex blanchardi* y *Paranais frici* sólo fueron registrados en ambientes con alta conductividad y también se registró que *Chironomus xanthus* y *Limnodrilus hoffmeisteri* son tolerantes a altos valores de conductividad.

Se puede determinar, en los extremos del gradiente de enriquecimiento orgánico, la dominancia de *L. hoffmeisteri* sobre los otros taxa, respondiendo a condiciones de cauces o sectores de ellos enriquecidos, mientras que en ambientes no enriquecidos orgánicamente dominan otros oligoquetos como *N. bonettoi* y *Haplotaxis aedeochaeta*. Con respecto a los quironómidos, *Parachironomus* sp. y *Polypedilum* sp. son más abundantes en ambientes no afectados por descargas orgánicas de origen antropogénico, mientras que *Axarus* sp. y *C. xanthus* aumentan su densidad en ambientes enriquecidos orgánicamente (Tabla 1).

Así, la asociación de especies que representa ambos extremos de menor a mayor gradiente trófico en ambientes lóticos de mayor caudal del sistema del Paraná con baja conductividad está dada por *Narapa bonettoi* + *Haplotaxis aedeochaeta* + *Myoretronectes paranaensis* + *Tobrilus* sp. + *Lopescladius* sp. $\Rightarrow$ *Limnodrilus hoffmeisteri* + *Pristina americana* + *Chironomus xanthus* + *Pisidium* sp. + *Corbicula fluminea*.

Por otro lado, el gradiente en los ambientes con alta conductividad está representado por la asociación de *Glyptotendipes* sp. + *Polypedilum* spp. + *Cytheridae* sp. + *Paranais frici* $\Rightarrow$ *Tubifex blanchardi* + *Heleobia parchappei* + *Chironomus xanthus* + *Goeldochironomus* sp. + *Limnodrilus hoffmeisteri*.

Como fue mencionado, la presencia de *T. blanchardi* en nuestra región está sólo asociada a ambientes de alta conductividad (Varela *et al.*, 1986; Marchese, 1988; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999). Dicho parámetro, para esta especie es el factor principal que determina su distribución y el enriquecimiento orgánico, tanto de origen natural como de origen antropogénico (cuenca del río Saladillo y río Salado, respectivamente), es una condición secundaria, aunque necesaria.

Con respecto a los ambientes leníticos, se presentan marcadas diferencias en densidad y riqueza de especies en los ensambles de macroinvertebrados bentónicos según el tipo de conexión de las mismas y además

están fuertemente influenciadas por el régimen hidro-sedimentológico. Así, en las lagunas de conexión directa con el río, la asociación típica incluye a *Campsurus* sp., *Pisidium* sp., *Pristina* spp., *Dero* spp. y *Nais* spp., mientras que, en lagunas aisladas, la asociación de especies es caracterizada por *C. xanthus*, *Branchiura sowerbyi*, *L. hoffmeisteri*, *Aulodrilus pigueti* (Marchese *et al.*, 2002).

Aplicación de índices bióticos

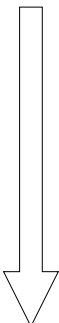
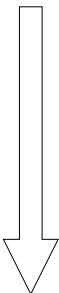
Para muchos de los ambientes lóticos del tramo medio del río Paraná, los índices propuestos en la bibliografía mundial del hemisferio Norte no son aplicables, debido fundamentalmente a que los grupos taxonómicos considerados en estos índices como de aguas limpias o intolerantes, no son los comúnmente registrados (ej. plecópteros, tricópteros y efemerópteros) en los ambientes lóticos de este sistema. Por otra parte, aquellos grupos considerados como tolerantes o de aguas contaminadas, tales como oligoquetos y quironómidos son precisamente los taxa que caracterizan al bentos de grandes ríos con llanura aluvial. Al presente, los índices bióticos (ver síntesis en Fig. 2) aplicados en ríos del sistema del río Paraná se basan en la relación *Limnodrilus hoffmeisteri*/densidad total, que aumenta en ambientes con contaminación orgánica (Marchese, 1997; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999; Pavé y Marchese, 2005). Así, solo la presencia de *L. hoffmeisteri* no es indicadora de contaminación orgánica sino su densidad o dominancia. Por otro lado, en los ambientes de alta conductividad disminuye la relación quironómidos/oligoquetos y puede ser utilizada si se tiene conocimientos de las características físicas del ambiente a fin de determinar si se debe a una menor calidad del agua o sólo a las características del hábitat (Marchese y Ezcurra de Drago, 1999; Pavé y Marchese, 2005).

En cauces secundarios y tributarios de menor caudal, índices tales como IMPRP (Rodrigues Capítulo, 1999), IB-Pamp (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001), BMWP (Armitage *et al.*, 1983; Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988), IBF (Hilsenhoff, 1988) han sido aplicados en la subregión de la Pampa Mesopotámica (Entre Ríos) donde se obtuvieron diferencias en la discriminación de calidad del agua según el índice aplicado, lo que sugiere la necesidad de un ajuste de los índices a la región (Cretaz Minaglia *et al.*, 2014, 2015; Juárez *et al.*, 2016).

Por otro lado, en el río Salado del Norte el IMRP y el SIGNAL 2 (Chessman, 2003) fueron los índices que mejor reflejaron las condiciones del ambiente y distinguieron con mayor exactitud los sitios perturbados por metales y enriquecimiento orgánico (Capeletti *et al.*, 2017).

A pesar del debate sobre la validez de índices de diversidad para estudios de monitoreo, aún es uno de los parámetros de la comunidad utilizado para medir la salud

Tabla 1. Lista de asociación de especies indicadoras de aguas de un gradiente trófico de menor a mayor enriquecimiento orgánico del río Paraná.

Aguas limpias, con baja concentración de materia orgánica de origen natural o antropogénica	Oligochaeta <i>Narapa bonettoi</i> <i>Haplotaxis aedeochaeta</i> Turbellaria <i>Myoretronectes paranaensis</i> <i>Itaspiella parana</i> Nematoda <i>Tobrilus</i> sp. Diptera Chironomidae <i>Lopescladius</i> sp. <i>Djalmabatista</i> sp. <i>Tanytarsus</i> sp. <i>Parachironomus</i> sp. <i>Glyptotendipes</i> sp. Ephemeroptera <i>Campsurus violaceus</i>
	
Aguas con moderada concentración de materia orgánica de origen natural o antropogénica	Oligochaeta <i>Paranadrilus descolei</i> <i>Bothrioneurum americanum</i> <i>Aulodrilus pigueti</i> <i>Pristina americana</i> <i>Paranais frici</i> Diptera Chironomidae <i>Polypedilum</i> spp. <i>Criptochironomus</i> sp. <i>Coelotanypus</i> sp. <i>Ablabesmyia</i> sp. Mollusca Bivalvia <i>Pisidium</i> sp. <i>Corbicula fluminea</i> Oligochaeta <i>Branchiura sowerbyi</i> <i>Limnodrilus udekemianus</i>
	
Aguas con alta concentración de materia orgánica de origen natural o antropogénica	<i>Nais variabilis</i> <i>Nais communis</i> <i>Dero multibranchiata</i> <i>Dero sawayai</i> Diptera Chironomidae <i>Axarus</i> sp. <i>Goeldichironomus</i> sp. Mollusca Gasteropoda <i>Heleobia parchappei</i> Diptera Chironomidae <i>Chironomus xanthus</i> Oligochaeta <i>Tubifex blanchardi</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>

de un ambiente (Washington, 1984). Wilhm y Dorris (1968) sugirieron para distinguir el estado de un río, que un índice de diversidad (d o H) $< 1,0$ indica que está altamente poluido, si es $d = 1,0-3,0$, moderadamente poluido y $d > 3,0$, aguas limpias. La aplicación de este criterio al sistema

del Paraná (principalmente al cauce principal o cauces secundarios de mayor caudal) sería errónea, porque la diversidad en la faja central de dichos cauces generalmente es $< 1,0$ (Marchese y Ezcurra, 1992; Blettler y Marchese, 2005; Ezcurra de Drago et al., 2007). Esto no se debe

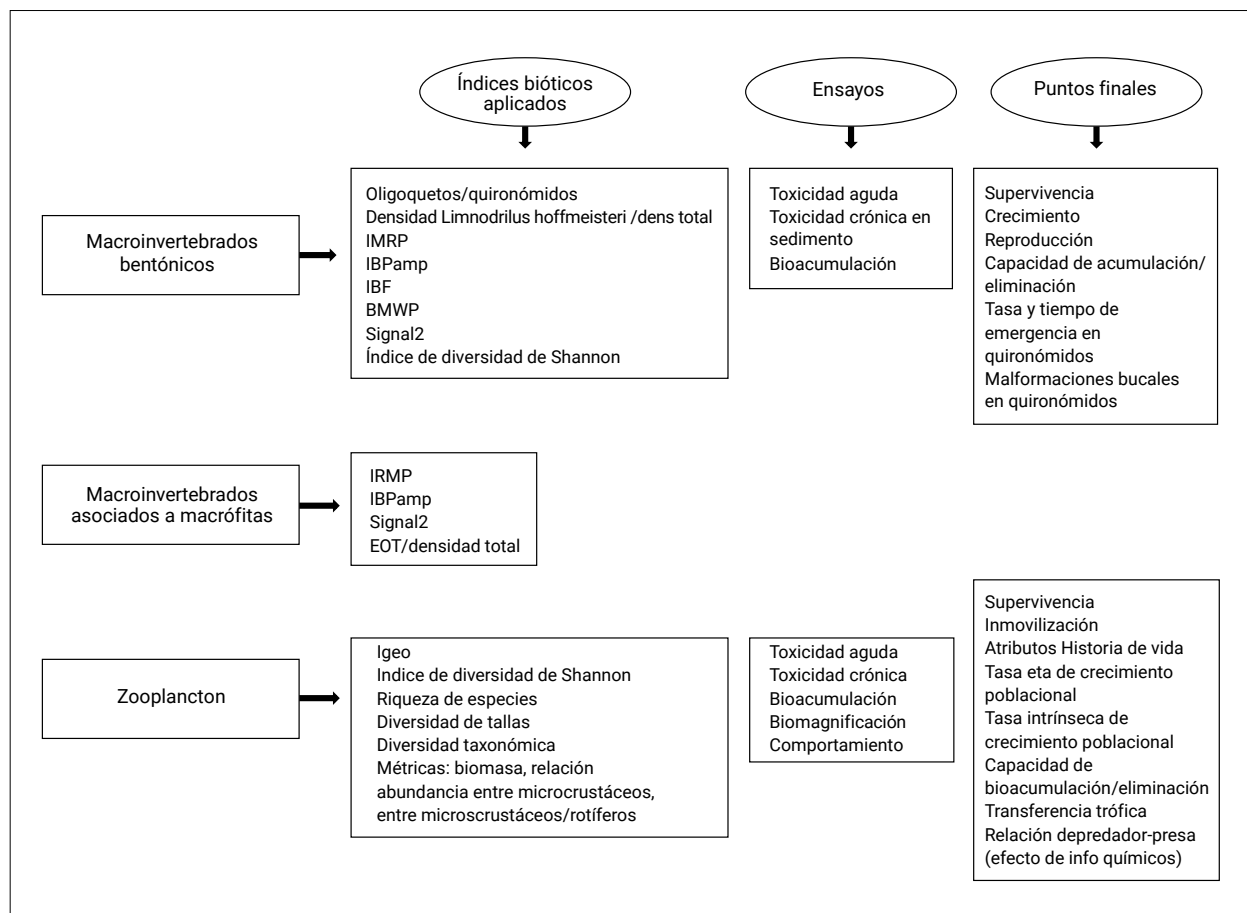


Figura 2. Síntesis de índices bióticos aplicados, bioensayos y puntos finales analizados utilizando macroinvertebrados bentónicos, macroinvertebrados asociados a macrófitas y zooplancton.

a aguas de mala calidad sino a las características físicas del cauce (gran caudal, lecho móvil con dunas de hasta 8-11m de altura y estrés hidráulico (Drago, 2007; Blettler *et al.*, 2008, 2012, 2016) que lo hacen sumamente riguroso para su colonización y sólo una asociación de tres especies (*N. bonettoi* + *H. aedeochaeta* + *M. paranensis*) es la más frecuente y alcanza un mayor desarrollo. En coincidencia con Prat *et al.* (2009), el índice de diversidad sólo debe ser tenido en cuenta como un parámetro más a analizar en la estructura de la comunidad pero no para determinar por sí solo grados de polución.

Hay otros índices como IOBS (Oligochaete Index of Sediment Bioindication), (Association Francaise de Normalisation AFNOR, 2002; Lafont *et al.*, 2007) e IOBL (Oligochaete Index of Lake Bioindication, AFNOR 2005), que aunque muy utilizados en Francia principalmente y que podrían ser útiles en ambientes de la llanura aluvial, aún no fueron aplicados, dado que deberían ser ajustados a especies dominantes en esta región. Asimismo, técnicas más recientes, como la aplicación de técnicas de secuenciación masiva de última generación (NGS, de sus siglas en inglés), tienen el potencial de extender la aplicación de información de ADN para su uso en biomonitoreos de

rutina (Hajibabaei *et al.*, 2011; Carew *et al.*, 2013). Estas herramientas para evaluar calidad ambiental fueron utilizadas principalmente con oligoquetos dada su dificultad de identificación (Vivien *et al.*, 2015, 2016), pero al presente, no se conoce su aplicación en biomonitoreos de ambientes de América del Sur.

Los índices de similitud y disimilitud son numerosos en la literatura y en los estudios cuali-cuantitativos de la región; el índice de Bray-Curtis fue uno de los más utilizados. Por otro lado, la aplicación de técnicas de análisis multivariado de ordenación y clasificación han sido marcadamente restringidos a la detección de patrones en estudios extensivos que incluyen muchos sitios de muestreo o ambientes. En estudios de la región, incluyendo distintos tipos de ambientes se aplicó el Análisis de Componentes Principales (ACP), el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), el Análisis de Correspondencia Detendenciado (ACD) y el Análisis Multidimensional de Escalamiento No Paramétrico (NMDS) con resultados que permitieron discriminar gradientes de perturbación (Marchese, 1997; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999; Pavé y Marchese, 2005; Zilli y Gagneten, 2005; Marchese y Ezcurra de Drago, 2006; Marchese *et al.*, 2008a).

Macroinvertebrados de áreas vegetadas en humedales

Como se expresara anteriormente, la aplicación de índices bióticos ampliamente utilizados que fueron diseñados para ríos y arroyos de bajo orden, se complica en los humedales debido a la complejidad del hábitat ejercido por la vegetación (USEPA, 2002a, Batzer y Boix, 2016). Algunos atributos de los ensambles como la riqueza de especies (Awal y Svozil, 2010) o de familias (Ortega *et al.*, 2004), la abundancia total y la riqueza de taxones (Stewart y Downing, 2008) fueron usados para conocer la integridad de los humedales. Otros autores han propuesto como indicadores de esta situación la abundancia relativa de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera, Tanyptodinae, Chironomidae, Oligochaeta y Coleoptera (Lunde y Resh, 2012), la riqueza, densidad y proporción de EOT (Ephemeroptera, Odonata y Trichoptera) respecto de la abundancia total (Stewart y Downing, 2008) y el cociente entre la riqueza de Coleoptera y Heteroptera (Ortega *et al.*, 2004).

En el caso de los humedales con cobertura parcial o total de vegetación acuática, el fondo está cubierto por una capa de detritos vegetales de espesor variable, donde unos pocos taxones de invertebrados, como Oligochaeta y Chironomidae, son predominantes. La baja diversidad y abundancia de los macroinvertebrados del bentos limita la aplicación de algunas métricas indicadoras de la integridad biótica de estos humedales (Kashian y Burton, 2000). Por ello, es de vital importancia incorporar los macroinvertebrados de las áreas vegetadas que aportan información complementaria y son ensambles de alta abundancia y diversidad.

La gran diversidad de ambientes, de tipos de hábitat y condiciones fisicoquímicas del agua que presenta el nordeste de Argentina han permitido reunir información sobre los ensambles de invertebrados, tanto en los ambientes de aguas lólicas como leníticas. A los efectos de este capítulo se han tomado los casos más relevantes que cuentan con número elevado de muestreos y situación de referencia.

A continuación, se señalan dos casos de estudio en la región objeto de este capítulo.

El río Negro es un curso de agua de llanura de la provincia del Chaco que atraviesa, en su tramo bajo, el área metropolitana del Gran Resistencia y recibe diferentes efluentes domésticos e industriales (Zabala, 1999). De acuerdo con la información obtenida en cinco sitios localizados en el gradiente longitudinal del río durante periodos lluviosos y de estiaje (Damborsky *et al.*, 2012), el análisis de componentes principales agrupa a los sitios del tramo medio y los segrega de los sitios del tramo bajo, los que presentan mayor conductividad eléctrica, salinidad y contenido de nutrientes. Los índices IMRP

(Índice de Macroinvertebrados Pampeanos), SIGNAL 2 y IBPAMP (Índice Biótico para ríos y arroyos pampeanos) aplicados a los ensambles de invertebrados de las áreas litorales pobladas por dos especies de plantas acuáticas (Damborsky y Poi, 2015) responden de forma adecuada a los cambios en las condiciones del agua derivadas de la contaminación. Los valores altos del IMRP (entre 10,95 y 12,65) en el tramo medio del río se corresponden con la presencia de invertebrados relativamente sensibles a las perturbaciones ambientales, tales como *Hyalella curvispina*, *Trichodactylus borellianus* y *Palaemonetes argentinus*. En el tramo bajo del río con mayor efecto antrópico no se recolectaron organismos de mayor valor ecológico como indicadores ambientales (Amphipoda, Decapoda, Ancyliidae, Trichoptera, larvas de Odonata y de Ephemeroptera) y se registraron grupos tolerantes tales como Chironomidae, Stratiomyidae, Ephydriidae, Oligochaeta y Nematoda. El índice SIGNAL 2 ubica a cuatro de los sitios muestreados como aguas de alta salinidad y concentración de nutrientes y solo un sitio del tramo bajo fue considerado como afectado por polución urbana, según los ensambles de invertebrados registrados.

Otros ríos del Chaco Oriental que atraviesan áreas con suelos salinos tienen elevada salinidad durante el período de sequía. Un ejemplo de ello es el río Salado cuyas aguas, con alto contenido de sulfato, cloruro y sodio en estiaje, llegan a $19,1 \text{ g l}^{-1}$ de salinidad y la conductividad alcanza $39.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. En las condiciones descriptas no se registran plantas acuáticas y solo persisten algas filamentosas visibles al ojo desnudo de los géneros *Enteromorpha* (Chlorophyta) y *Compsopogon* (Rhodophyta). Los ensambles de invertebrados tienen baja diversidad (Poi de Neiff *et al.*, 2002) y se componen del molusco *H. parchappei* (98,8% del total) y de los coleópteros adultos (*Berosus coelacanthus* y *Berosus patruelis*). Conocer la línea de base ambiental de estos ríos salinos en el período seco es de vital importancia para no confundir el efecto de la salinidad con el derivado de la contaminación del agua. En estos ríos *H. parchappei* u otra especie podría ser utilizada en los test de toxicidad debido a su tolerancia a la salinidad.

La Laguna Brava es un humedal localizado a 13 km de la ciudad de Corrientes cuyas características limnológicas se conocen desde su etapa prístina (Bonetto *et al.*, 1978a). Durante casi dos décadas recibió los efluentes no tratados de una planta textil con líquidos a 43°C y $18.200 \mu\text{S cm}^{-1}$ de conductividad, lo que ocasionó cambios en las condiciones físicas y químicas del agua y de diferentes comunidades bióticas (Zalocar de Dimitrovic y Asselborn, 2000, CECOAL, 2011). La salinidad del agua de la laguna se incrementó diez veces, con el consecuente aumento en el contenido de sodio y de cloruros, la concentración del oxígeno disuelto disminuyó y el pH del agua cambió de neutro a fuertemente alcalino, por la incorporación de sales y de anilinas

(CECOAL, 2011). Las praderas de plantas sumergidas (*Ceratophyllum demersum*) desaparecieron debido al cambio en la transparencia del agua y al aumento de la salinidad. La vegetación flotante, por el contrario, registró un aumento en el número de especies, destacándose el importante desarrollo de camalotales en relación con los altos valores de nutrientes en el agua (CECOAL, 2011). Las especies tolerantes correspondieron a hirudíneos (*Helobdella* sp.), oligoquetos (*Dero* sp.), ostrácodos y larvas de dípteros Chironomidae (*Chironomus* sp.). Los ostrácodos pueden vivir en áreas ricas en materia orgánica y algunas especies están adaptadas a pH muy elevado (alcalino). En los muestreos posteriores a la declaración de la laguna como Reserva Natural Provincial de Usos Múltiples por el Gobierno de la provincia

de Corrientes en 2012, el número de invertebrados en las áreas vegetadas por plantas flotantes (Gallardo *et al.*, 2017) fue 7 veces menor que el registrado durante los muestreos tomados como línea de base (Tabla 2). Además, no fueron encontrados tricópteros ni algunas de las especies de efemerópteros registradas previamente (*Asthenopus guaraní*, Fig. 3). De los estudios comparativos surge que la proporción de tricópteros disminuye desde porcentajes comprendidos entre 0,6 y 6,4 en la situación de referencia a cero. La desaparición de *Asthenopus guaraní* de la laguna durante y con posterioridad al vertido de los efluentes la torna una especie sensible a la contaminación porque en los estudios de línea de base fue abundante en diferentes especies de plantas acuáticas y en el bentos (Bonetto *et al.*, 1978b).

Tabla 2. Métricas utilizadas para evaluar la integridad biológica de la laguna Brava en la situación previa y posterior al vertido de efluentes industriales. En la situación posterior al disturbio la vegetación sumergida desapareció de la laguna. La información consignada corresponde a muestreos estacionales durante un ciclo anual en ambas situaciones. * La unidad de referencia fue ind/10 g de peso seco de vegetación para la especie sumergida e ind.m² para la especie flotante.

Métricas	Especie vegetal sumergida		Especie vegetal flotante libre	
	Situación previa al disturbio	Situación posterior al disturbio	Situación previa al disturbio	Situación posterior al disturbio
Número total de taxa	30	-	50	60
Número de familias	23	-	35	36
Número de taxa de:				
EOT	7	-	7	4
Ephemeroptera	3	-	3	1
Trichoptera	2	-	2	0
Odonata	2	-	2	2
Coleoptera	5	-	19	20
Porcentaje promedio de:				
EOT	17	-	3,5	7,7
Ephemeroptera	8,8	-	0,4	2,1
Trichoptera	4,7	-	0,4	0
Odonata	3,5	-	2,7	5,6
Coleoptera	3,3	-	17,6	32,9
Chironomidae	41,3	-	34	4,9
Abundancia promedio de:				
Ephemeroptera	56,3	-	43,3	50,8
Trichoptera	61	-	57,5	0
Odonata	39,5	-	278,1	83,1
Coleoptera	9,5	-	1983,1	432,3
Chironomidae	758,3	-	3967,4	83,16
Promedio de la abundancia total de macroinvertebrados*	1265,5	-	10046	1373,9

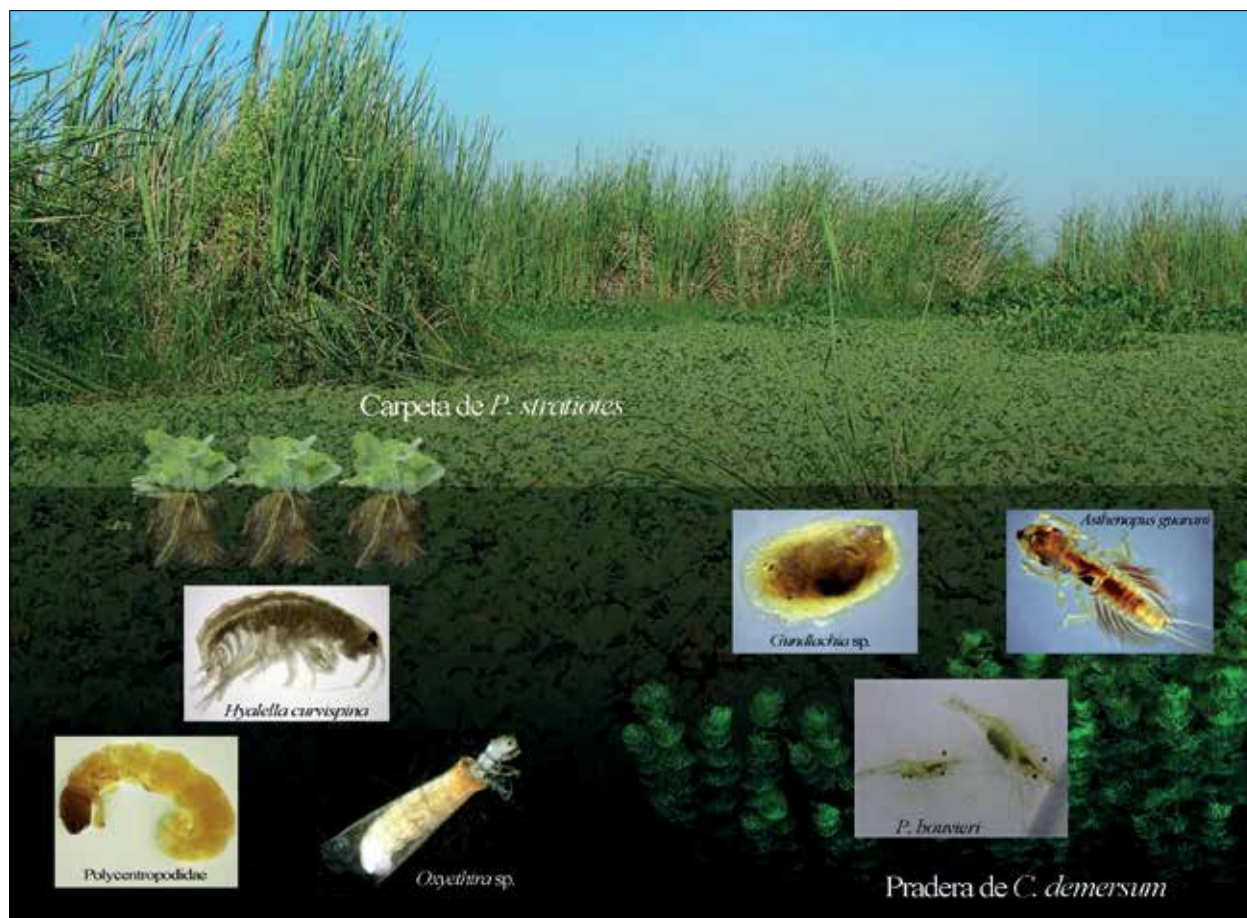


Figura 3: Taxa de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática que fueron sensibles a los cambios en las condiciones físicas y químicas del agua en respuesta a la contaminación industrial en la laguna Brava.

La riqueza de EOT, propuesto como indicador biológico de la condición ecológica en humedales (Stewart y Downing, 2008), disminuye durante el evento de contaminación respecto de la información de referencia, pero no su proporción respecto del total (Tabla 2). Esto se debe a que las larvas de *Caenis* sp. (Ephemeroptera) y de los odonatos (Libellulidae y Coenagrionidae) fueron abundantes en ambas situaciones.

Hyalella curvispina (Amphipoda) es un crustáceo muy frecuente en los humedales del noreste de Argentina donde vive asociado a distintas especies de plantas acuáticas (Poi de Neiff y Neiff, 2006). Su densidad poblacional es alta durante primavera y verano en las lagunas permanentes con conductividad eléctrica entre 65 y 260 mS.cm⁻¹ y dominancia de *Pistia stratiotes* (Galassi et al., 2006). Con posterioridad a los eventos de contaminación de la laguna Brava, se registró depleción del oxígeno disuelto en los meses más cálidos y la ausencia de *H. curvispina* (Gallardo et al., 2017). Esta disminución en la abundancia de sus poblaciones en condiciones de hipoxia fue señalada en otras lagunas de Corrientes y en el bentos del río Santa Cruz (Tagliaferro y Pascual, 2017). Los adultos de *H. curvispina* expuestos a bajas

concentraciones de pesticidas (endosulfan) en experiencias de laboratorio aumentan la tasa de consumo de oxígeno (Negro et al., 2013).

Pseudopalaemon bouvieri (Palaemonidae) citado como frecuente en las praderas de *C. demersum* durante la situación de referencia (Bonetto et al., 1978b) no fue registrado en la laguna Brava con posterioridad al vertido de los efluentes. Este camarón tiene distribución restringida a los cuerpos de agua de la Mesopotamia Argentina y habita la vegetación acuática sumergida de lagunas de Corrientes, las cuales se caracterizan por tener baja salinidad (Carnevali et al., 2016). La ausencia de registros pudo estar relacionada con los cambios en la condición de la laguna o con la desaparición de *C. demersum*.

Los moluscos Ancyliidae son frecuentes en aguas con buenas condiciones ecológicas y muy frecuentes en la vegetación acuática de las lagunas del noreste de la Argentina. Con posterioridad a los eventos de contaminación, su proporción disminuye en la laguna Brava (a menos del 1%) respecto de la situación previa en que varían entre el 4% y el 27,8% del total de los invertebrados (Fig. 3).

Zooplancton

En este capítulo se analizan algunos mecanismos de respuesta del zooplancton a estresores naturales y antrópicos, principalmente los efectos adversos de varios contaminantes (metales y plaguicidas) sobre especies zooplanctónicas de distribución holártica y sobre especies representativas del Litoral Fluvial Argentino (LTF).

Asociación de especies indicadoras:

Estudios realizados en una laguna urbana del sistema del río Paraná (laguna Setúbal) para evaluar los efectos de la urbanización han mostrado una alta abundancia de protozoos (*Dexiostoma campylum*, *Didinium nasutum*, *Plagyiola* y rotíferos *Bdelloidea Philodina* sp. y *Rotaria* sp.) en los sitios de recepción de desagües pluviales; mientras que los rotíferos Monogononta (*Platyias quadricornis*, *Mytilina ventralis* y *Lepadella ovalis*) y el cladócono *Chydorus pubescens* fueron dominantes en el sitio de referencia (José de Paggi *et al.*, 2008). En el mismo sistema, la concentración de nitratos, amonio, calcio, sulfato y potasio indicaron tres órdenes de magnitud mayores a cuerpos de agua no contaminados de la región (Maine *et al.*, 1999). Los autores concluyeron que el impacto de la urbanización se vio reflejado tanto en la química del agua como en la composición del zooplancton.

Por otro lado, en el sistema del río Salado (tributario del río Paraná) en su tramo inferior, muestran condiciones que permiten considerarlo entre meso y polisaprobios según Margalef (1983) dado que están enriquecidos orgánicamente (Gagneten *et al.* 2007). Los valores de DQO fueron más altos en el arroyo Las Prusianas (media 128 mgO₂L⁻¹) y más bajos en el río Salado (media 38,0 mgO₂L⁻¹), registrándose una amplia variación estacional con valores más altos en primavera y más bajos en verano. Además de la carga contaminante que ingresa al río Salado en su tramo inferior a través del arroyo Cululú, se produce un aporte importante de contaminantes por los efluentes industriales y urbanos de la ciudad de Esperanza (Santa Fe). En aguas bajas y dada la poca pendiente de toda la región, se forman bañados que pueden ser muy extensos y con gran superficie con cobertura vegetal multiespecífica. De modo similar a lo registrado para el sistema del río Paraná Medio, en los amplios bañados del río Salado se acumula necromasa vegetal que genera estados de anoxia. A esta perturbación de origen natural se suman procesos de contaminación industrial puntuales y difusos con la presencia no sólo de agroquímicos, pesticidas y nutrientes aportados por escorrentía o lixiviación de campos aledaños sino también valores de metales en agua y sedimentos de fondo (Cr, Cu, Pb pero no Cd) y sulfuro mayores a los estándares permitidos (Gagneten y Ceresoli, 2004). Los valores de materia orgánica, O₂ disuelto, nitritos, nitratos y sulfuro

indicarían la confluencia de procesos de eutrofización y contaminación del sistema.

Al relacionar datos químicos y biológicos, se observa que la densidad de zooplancton presentó correlaciones negativas y significativas con la concentración de Cr y sulfuro; los cladóceros son los organismos menos tolerantes. Resultados similares fueron encontrados por Gagneten y Marchese (2003) por el efecto del herbicida Paraquat. La densidad total del zooplancton fue significativamente mayor en el río que en los canales y arroyos en la cuenca del río Salado en su tramo inferior, con dominancia de rotíferos pero mayor biomasa de cladóceros. Entre los copépodos, Calanoida dominó sobre Cyclopoida y Harpacticoida. Correlaciones negativas se encontraron entre biomasa de copépodos y concentraciones de Cu y Pb (Gagneten y Paggi, 2009). La riqueza y diversidad de especies fueron buenos indicadores de estrés ambiental: los rotíferos son los más tolerantes a metales, seguidos por copépodos y cladóceros. La alta conductividad registrada en el río Salado (media 5.965 µS.cm⁻¹) también podría ser causa de la proliferación de algunas especies de rotíferos tolerantes, tales como los géneros *Hexarthra*, *Brachionus* y *Lecane*, representados por numerosas especies. La biomasa absoluta decreció en el orden Copepoda>Cladocera>Rotifera. Las concentraciones de Cr del río Salado Inferior (Gagneten *et al.*, 2007) fueron muy superiores a los anteriormente registrados por Villar *et al.* (1998) en el río Paraná para sus tramos medio e inferior. Cataldo *et al.* (2001) registraron entre 3,16 y 4,97 µg L⁻¹ Cr en aguas superficiales y entre 27,90 y 59,90 µg L⁻¹ Cr en agua intersticial del delta del río Paraná. Por su parte, Gagneten y Ceresoli (2004) registraron hasta 215 µg L⁻¹ de Cr en aguas del arroyo Las Prusianas que desemboca en el río Salado, es decir, concentraciones de Cr entre uno y dos órdenes de magnitud superiores a las del río Paraná Medio.

La densidad total presentó una relación positiva con el oxígeno disuelto y con el mesozooplancton pero no con el microzooplancton, lo que indica que el microzooplancton sería más tolerante a la deficiencia de OD que la fracción mayor. Por otro lado, Gagneten y Paggi (2009) señalan que la biomasa zooplanctónica fue mucho menor en comparación con sistemas menos contaminados de la región (Paggi y José de Paggi, 1990). Este patrón es contrario a lo registrado para la densidad, lo que estuvo vinculado al establecimiento y proliferación de especies de pequeña talla. Se encontraron correlaciones negativas entre la biomasa de copépodos y las concentraciones de Cu y Pb en sedimentos y entre densidad de rotíferos y concentración de Cr en sedimentos. Esto indica que esta línea de evidencias (declinación en la biomasa del zooplancton a mayor concentración de metales) es un buen indicador de sistemas acuáticos contaminados con metales. Se determinaron tres grupos de ambientes en la cuenca del río Salado inferior: el cauce principal del

río, con menor contaminación y mayor densidad, riqueza y diversidad de zooplancton, y abundancia de cladóceros, que se separó claramente de los otros dos grupos de cursos de agua, principalmente canales y arroyos donde abundaron especies estrategas *r* de escasa biomasa y unas pocas especies tolerantes, tales como *Eucyclops neumani*. También disminuyó la riqueza y la diversidad de especies en relación con la concentración de metales (Gagneten *et al.*, 2009).

Por otra parte, más recientemente Regaldo *et al.* (2017) abordaron la contaminación por metales (Cr, Cu, Pb y el metaloide As) y plaguicidas (Atrazina y Endosulfán) en el sistema de los arroyos Colastiné-Corralito, que atraviesan zonas agrícolas e industriales del centro-sur de la provincia de Santa Fe y desembocan en el río Coronda (cauce secundario del río Paraná), registrando niveles muy altos de contaminación por metales. Los valores máximos de Cr y Pb superaron 137 y 143 veces los niveles guía del Cr, y 87 y 97 veces del Pb. También se registró la mayor concentración de Cu en el arroyo Colastiné, que superó 35 veces los valores propuestos para la protección de la biota acuática. En todos los sitios se manifestó el siguiente orden en la concentración en sedimento: Pb>Cu>Cr>As. En relación con los plaguicidas, la Atrazina en agua se registró en concentraciones mayores que las del endosulfán -un insecticida prohibido en la Argentina, entre muchos otros países-, aunque nunca sobrepasó los niveles guía, mientras que cuando se registró endosulfán, siempre los superó.

Índices aplicados

El Índice de Geoacumulación (*Igeo*) introducido por Müller (1981) y aplicado por varios autores en diferentes contextos (Salomons y Förstner, 1984; Jordão *et al.*, 2002; Muñiz *et al.*, 2004) es usado como una medida de contaminación de sedimentos por metales. Müller determinó el grado de contaminación por metales en base a siete rangos del *Igeo* (desde ambientes no contaminados hasta muy seriamente contaminados) mediante: $Igeo = \log_2 \frac{CN}{1.5 BN}$, donde CN es la concentración medida del metal N en el sedimento y BN es el contenido del elemento en promedio en el sedimento de ambientes no contaminados de referencia. El factor 1.5 fue introducido para incluir posibles diferencias en los valores históricos debidos a variaciones en la litosfera.

En la cuenca del río Salado inferior se encontraron diferencias significativas en metales entre agua y sedimento en relación con un sitio control. Se pudo diferenciar contaminación histórica y difusa, de contaminación puntual de origen industrial (Gagneten *et al.*, 2007). En el mencionado sistema, los valores del *Igeo* para Cr y Pb variaron entre "altamente contaminado" y "seriamente contaminado".

Se encuentran disponibles diversos índices para determinar la integridad ecológica de sistemas acuáticos en relación con la estructura de las comunidades (Gallardo *et al.*, 2011). Sin embargo, su utilidad varía considerablemente dependiendo de los parámetros medidos y la información que proveen dependerá de las condiciones ambientales, dificultando así la selección de los índices más apropiados para biomonitoreos de cuencas hidrográficas y la comparación entre diferentes sistemas.

Las mediciones más tradicionales son la riqueza y diversidad de especies, pero hay otros tales como la diversidad funcional, la diversidad de tallas y diversidad taxonómica. Pueden a su vez compararse utilizando Modelos Aditivos Generalizados (GAM, en sus siglas en inglés). A su vez, se realizan regresiones entre los índices y variables ambientales para determinar qué factores ambientales se relacionan (positiva o negativamente) con los indicadores de biodiversidad en una determinada cuenca.

A la luz de los resultados encontrados por diversos grupos de investigación en distintas partes del mundo, pueden establecerse algunas generalizaciones en cuanto al grado de sensibilidad/tolerancia a contaminantes y eventualmente, establecer gradientes de sensibilidad de especies o asociaciones de especies ante cada situación ambiental en particular. Para mayor información sobre los índices propuestos para la comunidad zooplanctónica, el modo de implementación e interpretación, así como sus ventajas y limitaciones, consultar los aportes realizados por Gallardo *et al.* (2011).

Ensayos ecotoxicológicos principales puntos finales

Macroinvertebrados bentónicos

Muchos autores han desarrollado técnicas de bioensayos, utilizando a diferentes especies del bentos y del pleuston, tales como oligoquetos, quironómidos, *Hyalella* sp., *Hexagenia* sp., entre otros, teniendo en cuenta ensayos de toxicidad aguda en medio líquido (Chapman *et al.*, 1982a,b; Chapman y Brinkhurst, 1984) ensayos de toxicidad crónica en sedimento y los de bioacumulación (Burton, 1991; Reynoldson *et al.*, 1991; Ankley *et al.*, 1992; Dermott y Munawar, 1992; Rosenberg y Resh, 1993; Marchese y Brinkhurst, 1996; Egeler *et al.*, 1997; Mäenpää *et al.*, 2003; Marchese *et al.*, 2008; Pavé, 2012; Diepens *et al.*, 2014; entre otros).

Los puntos finales más apropiados, recomendables y aplicables para predecir condiciones ecológicas están asociados a crecimiento y reproducción (Wiederholm *et al.*, 1987; Giesy y Hoke, 1989). Se propuso a *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta) como especie a ser utilizada en

regiones tropicales y subtropicales para ensayos ecotoxicológicos crónicos en sedimento dado que se obtuvieron resultados comparables al protocolo estandarizado con *Tubifex tubifex* (Marchese y Brinkhurst, 1996). La inducción de malformaciones bucales por metales en larvas de *Chironomus* en condiciones de laboratorio y en campo, ha sido reportada por varios autores a nivel mundial (Janssens de Bisthoven *et al.*, 1998, 2001; Kuhlmann *et al.*, 2000; Vermeulen *et al.*, 2000; Martínez *et al.*, 2003, 2006; Dias *et al.*, 2008; Cortelezzi *et al.*, 2011) y en la región (Pavé, 2012). En quironómidos (*Chironomus* gr. *decorus*) se obtuvieron malformaciones bucales, reducción de su desarrollo larval y efecto negativo sobre la tasa de emergencia en organismos expuestos al cobre (Pavé, 2012).

Zooplankton

Muchos autores han desarrollado técnicas de bioensayos, utilizando a diferentes especies de cladóceros, copépodos y rotíferos. Las modificaciones observadas en el ciclo de vida pueden estar vinculadas a cambios en condiciones naturales o antrópicas. En el primer caso, cabe destacar los procesos de diapausa y dormancia que se describen más abajo. Es recomendable conocer aspectos de los ciclos de vida de los organismos en estudio a fin de no realizar extrapolaciones que pueden ser erróneas al atribuir a procesos de contaminación, cambios poblacionales que encuentran su explicación en procesos ecofisiológicos.

Los primeros criterios ecotoxicológicos para evaluar la toxicidad de los contaminantes sobre las especies acuáticas fueron la mortalidad y los daños reproductivos en ensayos cortos. Sin embargo, la necesidad de obtener información subletal a bajas dosis de contaminantes, que permita detectar el estrés previo a la muerte y tomar medidas oportunas para mitigar los riesgos, promovió nuevos enfoques metodológicos.

Estos ensayos son globalmente conocidos y aprobados, dado que se realizan siguiendo protocolos estandarizados de Barbour *et al.* (1999), USEPA (2002a,b), OECD (2011), APHA (1998). Los niveles guía considerados en las publicaciones son los propuestos por CEPA (2012); CEWQ (2003) y Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003), entre otros.

Se consideró relevante estudiar comparativamente los puntos finales de especies nativas y de *Daphnia magna*, una especie estandarizada de distribución Holártica, dado que permite comparar el grado de sensibilidad de especies del litoral fluvial argentino. En general, *D. magna* manifestó menor sensibilidad que las especies nativas, siendo más sensible al Cr y al herbicida glifosato (N-fosfometilglicina) que al Cu y al endosulfán.

En ensayos de toxicidad crónica de Cu, Cr y Pb sobre *Moinodaphnia macleayi* y *Ceriodaphnia dubia* (dos especies de cladóceros representativos del litoral fluvial argentino) comparándolo con *D. magna*, se encontró que el Cu afectó significativamente distintos atributos de historia de vida de las tres especies. Bajas concentraciones de Cu y Pb no afectaron sobrevivencia, muda y fecundidad de *D. magna* pero sí de *M. macleayi* y *C. dubia* (Regaldo *et al.*, 2014), por lo que se destaca la importancia de utilizar especies zooplancónicas representativas del hemisferio sur.

Por otro lado, ensayos de ciclo de vida y atributos integrales como la tasa neta de crecimiento poblacional (R_0) permitieron proponer niveles guía menores de Cu para la protección de biota acuática (Gagneten y Vila, 2001). Por su parte, Gagneten *et al.* (2014) analizaron posibles efectos del glifosato sobre parámetros poblacionales de *Ceriodaphnia reticulata* sin encontrar efectos adversos sobre la sobrevivencia, pero el incremento en la concentración del contaminante produjo disminución significativa de la fecundidad. Los valores de R_0 disminuyeron con el aumento en la concentración de glifosato, mostrando que este parámetro integrador es un buen bioindicador de toxicidad. Otro parámetro poblacional evaluado fue la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r), aunque no fue tan relevante como R_0 (Gagneten *et al.*, 2014).

Gagneten y Ceresoli (2004) encontraron efectos negativos sobre la supervivencia y fecundidad con el aumento en la concentración de efluente de curtiembre (menor número de crías/hembra, aumento del tiempo de desarrollo, retraso de edad de primera reproducción y disminución del número de mudas). En el cladócono litoral *Pseudosida variabilis*, la tasa intrínseca (r) no fue un parámetro muy sensible a la acción del Cr y del Cu aunque sí al insecticida endosulfan (Gutierrez *et al.*, 2011b). En estudios desarrollados por Reno *et al.* (2016) se comparó R_0 en poblaciones experimentales de *D. magna* y *C. dubia* expuestas a cuatro formulados de glifosato. También en este caso, la fecundidad fue el atributo más afectado en las dos especies. Se registraron alteraciones en el ciclo de vida por la producción de huevos abortados y efipios en *D. magna*. El valor de R_0 para las dos especies de cladóceros fue <1 , condición que indicaría una disminución poblacional y posible extinción local en los ambientes perturbados por los herbicidas evaluados.

Una comparación con otras especies de cladóceros indica que las especies representadas en el litoral fluvial argentino sobre las cuales no existía información ecotoxicológica, tales como *P. variabilis*, *E. elegans*, *Moina micrura*, *C. reticulata*, *C. dubia* y *M. macleayi* son especies sensibles y se proponen para ser utilizadas en ensayos ecotoxicológicos. Entre los copépodos, se propone a *Eucyclops neumani*, *Mesocyclops longisetus*, *Argyrodiaptomus falcifer* y *Notodiaptomus conifer*.

Ensayos multiespecíficos

Son escasos los estudios ecotoxicológicos que aborden el efecto de xenobióticos sobre ensambles de especies. Al respecto, el estudio de mesocosmos con una complejidad intermedia entre los estudios de campo y de laboratorio es una aproximación experimental muy útil porque permite analizar el efecto de contaminantes sobre la comunidad (y aún comparar comunidades ante igual exposición). Gagneten y Marchese (2003) estudiaron el efecto del herbicida Paraquat sobre ensambles de zooplankton y zoobentos del río Paraná Medio y la capacidad de recuperación. El herbicida provocó disminución de la abundancia y biomasa de los individuos de mayor tamaño relativo (cladóceros, copépodos adultos y moluscos) y el ensamble de zoobentos requirió mayor tiempo de recuperación por sus ciclos de vida más largos. A diferencia del bentos, la riqueza de especies del zooplankton fue menos afectada que su densidad. El estudio mostró que concentraciones ambientalmente relevantes son perjudiciales para estas dos comunidades clave de ecosistemas dulceacuicolas.

En otras experiencias, se evaluó el impacto del Cr total y Cr VI, muy utilizado en la Argentina en industrias de curtiembres, sobre la estructura del zooplankton del río Paraná. Se evaluó diversidad, riqueza de especies y densidad del zooplankton, así como la capacidad de repoblamiento. El Cr tuvo un importante efecto negativo sobre el zooplankton. La densidad disminuyó significativamente con el incremento en la concentración de Cr, así como la riqueza de especies y diversidad específica. El repoblamiento sólo ocurrió en el tanque con la concentración menor. En todos los tratamientos se registró una importante recuperación de las larvas *nauplius* luego de cada aplicación del contaminante las que, junto con una especie de rotífero mostraron ser más tolerantes que cladóceros y copépodos adultos. Es decir, la estructura de tamaño de la comunidad se modificó por la disminución de los organismos de mayor tamaño determinando una simplificación de la red trófica con la dominancia de estrategias *r* (Gagneten, 2002). Esto coincide con lo comunicado por otros autores (Havens, 1994; Hanazato, 1998; José de Paggi, 1997) quienes determinaron que la contaminación con pesticidas produce la dominancia de organismos de pequeño tamaño en la comunidad zooplanctónica.

Por su parte Reno *et al.* (2014) analizaron los efectos agudos de un formulado de glifosato sobre el cladóceros *Simocephalus vetulus* y el copépodo *N. conifer* y la capacidad de recuperación de los organismos sobrevivientes. Los puntos finales más sensibles para el cladóceros fueron la supervivencia, edad de primera reproducción y fecundidad y para el copépodo la supervivencia y el tiempo para alcanzar el estado adulto. La especie *S. vetulus* fue más sensible que *N. conifer*. En el período de post exposición, los microcrustáceos redujeron su

expectativa de vida, *S. vetulus* disminuyó su fertilidad y *N. conifer* no desarrolló madurez sexual. En síntesis, ambas especies perdieron la capacidad de recuperarse al efecto del glifosato.

Recientemente, se han realizado estudios sobre los efectos de la actividad ganadera desarrollada en humedales naturales sobre los ensambles de invertebrados acuáticos, en relación con ello, Mesa *et al.* (2017) determinaron que un antiparasitario muy utilizado (Ivermectina) encontrado en estiércol de ganado vacuno durante la primera semana de excreción resulta letal para el cladóceros *C. dubia* y anfípodo *Hyalella* sp., mientras que no afecta la supervivencia del molusco *Pomacea* sp.

La bioacumulación es a menudo un buen indicador integrativo de las exposiciones de los organismos a los contaminantes (Luoma y Rainbow, 2005). Se registró bioacumulación de Cr VI por parte de *D. magna* y transferencia al pez *Cnesterodon decemmaculatus* (Gutierrez *et al.*, 2008). Por su parte, Marchese *et al.* (2008b) estudiaron la capacidad de bioacumulación en mesocosmos (test de exposición de 28 días) y eliminación (test de 7 días) de Cr en cuatro especies de diferentes niveles tróficos: la macrofita *C. demersum*, el oligoqueto *Limnodrilus udekemianus*, el cangrejo *Zilchiopsis collastinensis* y el pez *C. decemmaculatus*. La capacidad de bioacumulación de Cr fue: macrofita > oligoqueto > cangrejo > pez en una concentración entre 50–700 veces en relación al agua. La fase de eliminación de Cr por los distintos taxa durante 7 días (los organismos expuestos en la fase de acumulación fueron colocados en sedimento y agua limpia para analizar la capacidad de eliminación) fue suficiente para obtener una reducción de Cr en tejidos de *C. decemmaculatus* pero no para *C. demersum*, *L. udekemianus*, y *Z. collastinensis*. Asimismo, se destaca la alta capacidad de bioacumulación de especies representativas de la biota del río Paraná Medio y se proponen como biomonitores de contaminación para el metal estudiado.

Tobke (2012) registró la concentración y capacidad de acumulación en sistema digestivo, cefalotórax, músculos de la quela y branquias del cangrejo *Zilchiopsis* sp. con el propósito de detectar grados de contaminación de la cuenca de los ríos Salado y Paraná Medio. El trabajo permitió detectar áreas con concentraciones de Pb riesgosas para la conservación de la biota; las branquias acumularon Pb en mayor cantidad que las otras estructuras analizadas y las hembras acumularon significativamente más Cu que los machos. El Factor de Bioconcentración para el Pb y Cr en relación al agua mostró valores que indican un alto grado de acumulación, mientras que con relación al sedimento fueron < 1. En estudios de bioacumulación en especies del plancton, el copépodo *A. falcifer* acumuló significativamente Cr respecto al control (Gagneten *et al.*, 2009) en tanto que *Chlorella vulgaris* acumuló significativamente más

Cr que *Daphnia* posiblemente porque el cladóceros puede detoxificar los metales acumulados en su exoesqueleto mediante ecdisis periódicas (Regaldo *et al.*, 2009).

Ensayos de comportamiento

Los análisis sobre los efectos más sutiles o subcrónicos de contaminantes están orientados a conocer el efecto de las mezclas de metales y el impacto indirecto de los mismos sobre los individuos y las poblaciones. Entre los principales puntos finales vinculados a modificaciones en los patrones normales de comportamiento del zooplancton por exposición a contaminantes, pueden citarse respuestas de escape a señales de alarma producidas por depredadores (peces zooplanctófagos) y alteraciones en los patrones de Migración Vertical Diaria (DMV). Se ha podido observar que cuando se expusieron dos especies de cladóceros y dos de copépodos a exudados de peces con kairomonas, su habilidad de escape aumentó y se modificó el patrón de DMV (Gutierrez *et al.*, 2011a). En la interacción depredador-presa, la comunicación química es una de las estrategias más ventajosas para las presas porque pueden anticipar posibles daños a través de cambios fenotípicos y ecofisiológicos.

Las migraciones del zooplancton han sido categorizadas como las más importantes en términos de biomasa (Hays, 2003). Puede considerarse también una de las estrategias más efectivas para evitar los depredadores que confiere ventajas metabólicas y demográficas. Al respecto han sido seleccionadas como bioindicadores de estrés por exposición a concentraciones subletales de cromo y de endosulfan: modificaciones en la selección de profundidad, MVD y al agrupamiento de cinco especies: *A. falcifer*, *N. conifer*, *P. variabilis*, *C. dubia* y *D. magna* (Gutierrez *et al.*, 2011b). Todos los puntos finales fueron alterados por exposición a ambos contaminantes; la reducción en la actividad natatoria y la desorientación fueron las principales causas de las alteraciones registradas. La alta sensibilidad de estos puntos finales sugiere que son adecuados en estudios etoecotoxicológicos. En una perspectiva más amplia, las alteraciones en MVD pueden aumentar las probabilidades de extinciones locales de algunas especies, con alteraciones en la estructura de la comunidad y a largo plazo en la dinámica ecosistémica (Forbes y Callow, 2002).

En términos generales, los ensayos de comportamiento indican que los organismos pierden la habilidad para establecer decisiones adecuadas sobre las mejores respuestas por inhibición de los sistemas sensoriales y motores. De cualquier manera, los organismos son más vulnerables a la depredación, con consecuencias ecológicas relevantes: los microcrustáceos tienen el potencial de controlar blooms algales por presión de pastoreo. Al mismo tiempo pueden transferir los tóxicos a niveles

tróficos superiores mediante biomagnificación a través de las redes tróficas (Watras *et al.*, 1998). Se concluye que ciertas particularidades comunes de los cladóceros y copépodos tales como el tamaño, la morfología y el rol ecológico, los tornan buenos indicadores de toxicidad y permiten evaluar eficientemente los efectos y mecanismos de acción de contaminantes. No obstante, ciertas diferencias en el desarrollo, la reproducción y las estrategias de perpetuación confieren ventajas a un grupo sobre otro según el análisis requerido, que necesariamente deben ser consideradas en cada diseño metodológico particular (Gutierrez, *et al.*, 2010).

Estrategias adaptativas de invertebrados para evitar distintos tipos de estrés

Cuando el equilibrio dinámico de un organismo (homeostasis) es modificado a partir de un estímulo interno o externo (agente estresante), éste responde mediante una serie de reacciones comportamentales y/o fisiológicas para así compensar y/o adaptarse a la nueva situación (Barton, 2002). Sin embargo, si la situación de estrés se convierte en crónica, la respuesta originada puede generar una disminución del *fitness*, la pérdida de su valor adaptativo, e incluso provocar problemas en los procesos de desarrollo, de crecimiento, pudiendo aumentar su predisposición a contraer enfermedades o disminuir su resistencia a nuevas situaciones de estrés. Estos problemas a nivel individual se reflejarán finalmente a nivel de población y de comunidad (Villar *et al.*, 1999; Marchese *et al.*, 2008), siendo estos últimos cambios los que tienen mayor relevancia ecológica.

Tanto el zooplancton como el bentos y pleuston presentan la complejidad de estar integrados por grupos taxonómicos muy diversos y cada uno de ellos exhibe ciclos de vida ajustados evolutivamente a condiciones ambientales fluctuantes y cambiantes, tales como las que caracterizan al sistema del Paraná. En la fase de sequía, los organismos acuáticos que allí habitan están sujetos a múltiples factores naturales (deseccación, temperatura, salinidad, oxígeno, pH, nutrientes, proliferación de patógenos, etc.) (Neiff, 1990) que influyen directa o indirectamente sobre la calidad del agua. Cuando los ambientes se secan completamente, entre las diversas estrategias de ajuste de estos organismos podemos citar: las estrategias de evitación y/o escape, la presencia de modificaciones en la duración de su ciclo de vida o la duración relativa de las etapas que lo componen, la producción de huevos de diapausa y de estructuras de resistencia (ej.: efipios en cladóceros, quistes en oligoquetos, etc.), entre otros.

En relación con las estrategias de evitación y/o escape a estresores naturales, para los macroinvertebrados las migraciones pueden darse de manera activa o pasiva.

Dentro de las activas, la principal es el vuelo que presentan los insectos, tales como coleópteros, heterópteros, odonatos y dípteros, pero también puede haber dispersión activa por parte de algunos taxa de moluscos o incluso de oligoquetos como se ha medido para ambientes sometidos a desecación (Irmeler, 1989). Estas migraciones pueden comprender no sólo el vuelo sino la posibilidad de enterrarse a mayores profundidades en el sedimento, comportamiento descripto en humedales del río Paraná para quironómidos (Ej.: *Polypedilum* (*Polypedilum*) spp., *C. xanthus*, *Ablabesmyia* (*Karelia*) sp. (Montalto y Paggi, 2006) y oligoquetos (Ej.: *Enchytraeidae*) (Montalto y Marchese, 2005), que les posibilita evitar la desecación en busca de estratos con mayor humedad, pero también como una estrategia para evitar la competencia o la depredación como ha sido descripto por Datry *et al.* (2010).

Dentro de la migración pasiva encontramos, como principal mecanismo, a la deriva por el desborde de un cuerpo de agua, o la dispersión de los organismos o sus propágulos a través de vectores vertebrados e invertebrados (adheridos a sus cuerpos o luego del paso por el tracto digestivo) (Battaui *et al.*, 2015) o por la acción del viento (Bilton *et al.*, 2001).

Otro mecanismo de evasión no excluyente en el zooplancton es la producción de huevos de diapausa, rasgo típicamente asociado a la vida en lagunas y humedales temporarios (Sawchyn y Hammer, 1968; Wiggins *et al.*, 1980; Battaui *et al.*, 2014). El momento de cambiar la producción de huevos subitáneos por la de huevos de diapausa en ambientes estables es más tardío que para las poblaciones que se desarrollan en lagunas pequeñas vinculadas a estos ambientes menos predecibles en cuanto a sus cambios. Los huevos de diapausa de diatómidos y de dáfnidos constituyen un banco de huevos de individuos durmientes que pueden sobrevivir por períodos mucho mayores que una sola estación. Este sería un mecanismo que posibilita la coexistencia de especies competidoras en un ambiente dado, a través de la emergencia no simultánea de individuos de distintas especies, las que de otro modo experimentarían exclusión competitiva (De Stasio, 1989). La combinación de un banco de huevos y de fluctuaciones interanuales en las condiciones ambientales puede conducir al mantenimiento de variabilidad genética en los caracteres que experimentan selección, lo que no sería posible de otro modo. Por otro lado, la duración de la dormancia estaría reflejando un *trade-off* entre la ganancia de adecuación biológica generada por el éxito reproductivo inmediato o el crecimiento potencial, y la probabilidad de supervivencia en el estado de reposo (Gagneten, 1999).

Para los organismos del zooplancton, las diferentes estrategias de historias de vida, la proporción relativa de estadios larvales, copepoditos y adultos en el plancton y de estadios de diapausa en los sedimentos, están regulados

por una compleja relación de factores bióticos y abióticos tales como carencia de oxígeno y alimento, competencia y depredación. En algunos casos, al ser los sacos ovígeros de las hembras de copépodos bastante conspicuos, entrar en estado de diapausa puede ser una forma de escapar de la depredación por peces (Kosobokova, 1994).

En cuanto a la formación de estructuras de resistencia en los ensambles de macroinvertebrados en ambientes fluctuantes como los humedales temporarios, parte de los taxa que constituyen los ensambles característicos de estos hábitats provienen de estas estructuras, tal es el caso de la formación de quistes en oligoquetos, los propágulos de ostrácodos, la formación de habitáculos, la criptobiosis, entre otros (Montalto, 2008; Zilli y Montalto, 2011; Truchet, 2015). El enquistamiento es un proceso que sufren los organismos adultos a partir del cual se cubren de materiales mucosos secretados por ellos mismos, con los que forman una cubierta protectora que puede albergar al organismo (puede también ser más de uno), este comportamiento es común en oligoquetos. La presencia de estas estructuras en el sedimento ha sido indicada para la región Holártica como indicador de diferentes condiciones ambientales tales como la falta de alimentos y agua, por el frío extremo o la presencia de depredadores (fue observado en el oligoqueto *T. tubifex*) (Anlauf, 1990; Williams y Hynes, 1976). En los humedales del sistema del río Paraná ha sido demostrado que estas estructuras pueden ser indicadoras de la desecación de los ambientes, en los cuales los quistes comienzan a registrarse cuando se reduce notablemente la profundidad hasta su extrema sequía. Este comportamiento ha sido observado en cinco especies de oligoquetos (*Dero multibranchiata*, *D. sawayai*, *Trieminentia corderoi*, *P. americana* y *Allonais inaequalis*) tanto en humedales marginales de ambientes lóticos como leníticos (Montalto y Marchese, 2005; Montalto, 2008; Zilli y Montalto, 2011; Truchet, 2015). Esta formación de quistes supone asimismo la reducción o pérdida de estructuras corporales tales como branquias y quetas (Montalto y Marchese, 2005).

Asimismo, es frecuente que algunos organismos tales como oligoquetos e insectos construyan tubos o habitáculos con materiales propios secretados o incorporando estructuras obtenidas en su ambiente, lo que retarda el proceso de desecación, entre otras funciones como obtención de oxígeno y alimento, protección de sustancias químicas tóxicas y contra los predadores, lo que no se observa tan frecuentemente bajo condiciones favorables (Truchet, 2015).

En cuanto a los cambios en los ciclos de vida y comportamentales, hay organismos que son capaces de presentar modificaciones en sus ciclos reproductivos, tal es el caso de numerosos oligoquetos naídineos cuya reproducción es principalmente asexual y frente a condiciones de deterioro ambiental (desecación, anoxia, temperaturas

extremas, etc.) comienzan a reproducirse de manera sexual, lo que les permitirá dejar huevos cubiertos por una ooteca que les posibilita sobrevivir a las condiciones de estrés y recolonizar posteriormente los ambientes (Armendariz, 1999). Esto es muy común en numerosas especies de naidíneos sometidos a la fase de sequía en el sistema del Paraná (Montalto y Marchese, 2005; Montalto, 2008; Truchet, 2015).

Perspectivas futuras Índice de sostenibilidad

Es importante contar con herramientas que permitan diagnosticar en forma rápida y confiable la calidad de sistemas acuáticos que son utilizados por la sociedad para múltiples usos, incluyendo el consumo directo del agua y el uso para recreación. Todos los recursos utilizados por la sociedad están inmersos en sistemas socio-ecológicos (SSE) complejos que se componen de múltiples subsistemas y variables en diversos niveles (Ostrom, 2009). Es fundamental establecer vínculos específicos e identificables entre los servicios de los ecosistemas y el bienestar humano, tal como lo señalan Nahlik *et al.* (2012), Ringold *et al.* (2013) y Weber y Ringold (2015).

La región del Nordeste es vulnerable al riesgo hídrico asociado a las inundaciones y sequías recurrentes que afectan especialmente a las poblaciones emplazadas en las riberas de los ríos y sus llanuras aluviales, donde muchas fuentes directas y difusas de contaminantes son descargadas. Por tanto, la vulnerabilidad ambiental y social confluente en una situación de riesgo con gran impacto económico y cultural por pérdida de recursos o paisajes no sólo para los ciudadanos directamente afectados, sino también para los estados provinciales y para la nación.

En coincidencia con lo planteado por Corigliano *et al.* (2008), el deterioro del río y sus riberas por los procesos de urbanización sin ordenamiento territorial, comienza a revertirse con la toma de conciencia de que el paisaje fluvial es un valor que mejora la calidad de vida de los ciudadanos. Si bien se cuenta en la región con mucha información generada por grupos de investigación, ONGs y organismos gubernamentales, sobre aspectos ambientales, sociales y económicos, ésta se encuentra dispersa y es imprescindible su integración en una herramienta de diagnóstico para evaluar y gestionar los recursos hídricos desde un enfoque holístico, de manera de permitir la elaboración de propuestas concretas que aporten respuestas integrales a los serios problemas ambientales, sociales y económicos de la región. Para ello, la interacción de diferentes actores y sectores sociales contribuirá en forma interdisciplinaria y sinérgica no sólo al desarrollo de planes de gestión y manejo sostenible de recursos acuáticos, sino también a su implementación, consolidación y seguimiento de

acciones y resultados. Al respecto, es imprescindible la profundización de actividades de capacitación, y el establecimiento de nexos de comunicación entre diferentes sectores gubernamentales y no gubernamentales con vínculos sociales locales directos.

Aún no se cuenta con indicadores ecológicos, sociales y económicos combinados y, en consecuencia, tampoco con índices de sostenibilidad para sistemas acuáticos de la región. Es importante contar con herramientas que permitan diagnosticar en forma rápida y confiable el grado de integridad de sistemas acuáticos impactados que son utilizados por la comunidad para múltiples usos. Por ello, nos proponemos desarrollar un índice de sostenibilidad que integre aspectos ecológicos, sociales y económicos, que permita diagnosticar la salud ambiental de sistemas acuáticos y que constituya una herramienta para la gestión de estos sistemas. La aplicación de este índice de sostenibilidad permitirá conocer y ponderar las causas y predecir potenciales consecuencias de deterioro ambiental y pérdida de servicios ecosistémicos. Además, servirá para mejorar el aprovechamiento de los recursos hídricos en zonas críticas o de mayor vulnerabilidad, con el fin de ampliar y mejorar las condiciones de acceso al agua y a otros recursos y funciones derivados de los sistemas acuáticos para el desarrollo productivo y las necesidades de las poblaciones locales. Asimismo, podrá ser utilizado como herramienta para delinear políticas públicas orientadas a un manejo más eficiente de los recursos hídricos.

En un contexto de creciente demanda de recursos por la población, y con la mirada puesta en asegurar el bienestar y favorecer la equidad distributiva para las generaciones futuras, contar con una herramienta que permita abordar la temática desde una perspectiva holística resulta no sólo novedoso sino esencial para el desarrollo territorial mediando el manejo integral de cuencas.

Transferencia del conocimiento generado a los organismos de gestión del área analizada

Se generan diferentes acciones e instancias de participación con el objetivo de transferir la información generada en relación a calidad ambiental y uso de bioindicadores a organismos de gestión y público en general a través de proyectos de divulgación, café científico, proyectos de orientación social, talleres escolares, talleres con funcionarios, medios gráficos y televisivos. Además, se actúa como consultores del Instituto Correntino del Agua y del Ambiente lo que facilita el intercambio entre los funcionarios y las empresas que requieren de servicios de asesoramiento. No obstante, es necesario incrementar vías de comunicación e intercambio con los organismos de gestión.

Agradecimientos

Las autoras de este capítulo agradecen especialmente a las diferentes fuentes de financiamiento que han posibilitado y posibilitan seguir generando información sobre bioindicadores en la región Nordeste (FONCyT, CONICET, Universidad Nacional de Litoral -UNL, Universidad Nacional del Nordeste -UNNE).

Bibliografía

- Alba Tercedor, J. y A. Sanchez Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- American Public Health Association (APHA). 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. Washington: APHA.
- Ankley, G.T., P. M. Cook & A. R. Carlson. 1992. Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory and field studies. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*, 49: 2080-2085.
- Anlauf, A. 1990. Cyst formation of *Tubifex tubifex* (Müller) an adaptation to survive food deficiency and drought. *Hydrobiologia*, 190:79-82.
- Armendariz, L. 1999. Dinámica poblacional de *Allonais lairdi* (Oligochaeta, Naididea) en Los Talas, Provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral*, 9: 20-27.
- 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. *Water Research*, 17: 333-347.
- Association Francaise de Normalisation (AFNOR). 2002. *Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochetes de bioindication des sédiments (IOBS) (Water Quality - Determination of Oligochaete Index of Sediment Bioindication)*. Norme Francaise NF T90-390.
- Association Francaise de Normalisation (AFNOR). 2005. *Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochetes de bioindication lacustre (IOBL) (Water Quality -Determination of Oligochaete Index of Lake Bioindication)*. Norme Francaise NF T90-391.
- Awal, S. & D. Svozil. 2010. Macroinvertebrates species diversity as a potential universal measure of wetland ecosystem integrity in constructed wetlands in South East Melbourne. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 13: 472-479.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. Second Edition. Washington, USEPA.
- Barton, B.A. 2002. Stress in Fishes: A Diversity of Responses with Particular Reference to Changes in Circulating Corticosteroids. *Integrative and Comparative Biology*, 42:517-525.
- Batzler, D. P. & D. Boix (Eds). 2016. *Invertebrates in freshwater wetlands. An international perspective on their ecology*. Switzerland: Springer International Publishing.
- Battauz, Y.S., S. B. Jose de Paggi & J. C. Paggi. 2014. Passive zooplankton community in dry littoral sediment: reservoir of diversity and potential source of dispersal in a subtropical floodplain lake of the Middle Parana River (Santa Fe, Argentina). *International Review Hydrobiologie*, 99 (3): 277-286.
- Battauz, Y. S., S. B. Jose de Paggi & J. C. Paggi. 2015. Endozoochory by an iltyphagous fish in the Paraná River floodplain: a window for zooplankton dispersal. *Hydrobiologia*, 755: 161-171.
- Benzaquén, L., D. E. Blanco, R. F. Bó, P. Kandus, G. F. Lingua, P. Minotti, R. D. Quintana, S. Sverlij y L. Vidal (Eds). 2013. *Inventario de los Humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay*. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Bilton, D. T., Freeland, J. R. & F. Okamura. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 159-181
- Bonetto, A. A., M. A. Corrales, M. E. Varela, M. M. Rivero, C. A. Bonetto, R. E. Vallejos y Y. Zalocar. 1978a. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo II. Lagunas Totoras y González. *Ecosur*, 5: 17-55.
- Bonetto, A. A., J. J. Neiff, A. Poi de Neiff, M. E. Varela, M. A. Corrales y Y. Zalocar. 1978b. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo. III. Laguna Brava. *Ecosur*, 5: 57-84.
- Burton, G.A. Jr. 1991. Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 1585-1627.
- Blettler, M.C.M. & M. Marchese. 2005. Effects of bridges construction on the benthic invertebrates structure of the Delta Paraná River. *Interciencia*, 30(2): 60-66.
- Blettler, M.C.M.; M. Amsler, I. Ezcurra de Drago & M. Marchese. 2008. Effects of stream hydraulics and other environmental variables on density of *Narapa bonettoi* (Oligochaeta) in the Paraná River system. *River Research and Applications*, 24(8): 1124-1140.
- Blettler M.C.M., M. Amsler, I. Ezcurra de Drago, E. Drago, A. Paira & L. Espinola. 2012. Hydrodynamic and morphologic

- effects on the benthic invertebrate ecology along a meander bend of a large river (Paraguay River, Argentina–Paraguay). *Ecological Engineering*, 44: 233–243.
- Blettler, M. C. M., M. L. Amsler, E. G. Eberle, R. Szupiany, F. G. Latosinski, E. Abrial, P. J. Oberholster, L. A. Espinola, A. Paira, A. Poza & A. Rodrigues. Capítulo. 2016. Linking hydro-morphology with invertebrate ecology in diverse morphological units of a large river-floodplain system. *Water Resources Research*, 52 (12): 9495-9510.
- Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CEPA). 2012. Canadian Environmental. Quality Guidelines Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian, 1-10.
- Capeletti, J; M. Marchese y F. Zilli. 2017. Aplicación y evaluación de índices bióticos en el río Salado del Norte (Santa Fe, Argentina). *XXV Jornadas de Jóvenes Investigadores AUGM* Tomo V: 348-356.
- Carew M. E., V. J. Pettigrove, L. Metzeling & A. A. Hoffmann. 2013. Environmental monitoring using next generation sequencing: rapid identification of macroinvertebrate bioindicator species. *Frontiers in Zoology*, 10: 45. doi: 10.1186/1742-9994-10-45.
- Casco S.L., R.P. Carnevali, A.S.G. Poi & J. J. Neiff. 2014. Influence of water hyacinth floating meadows on limnological characteristics in shallow subtropical waters. *American Journal of Plant Sciences*, 5 (13): 1983-1994.
- Carignan, R. & P. Vaithianathan. 1999. Phosphorus availability in the Paraná floodplain lakes (Argentina). Influence of pH and phosphate buffering by fluvial sediments. *Limnology and Oceanography*, 44(6): 1540-1548.
- Carnevali, R. P., P. Collins & A.S.G. Poi. 2016. Reproductive pattern of the fresh water prawn *Pseudopalaemon bovieiri* (Crustacea, Palaemonidae) from hypo-osmotic shallow lakes of Corrientes (Argentina). *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, 51: 159-168.
- CECOAL. 2011. *Evaluación ambiental de la laguna Brava (Corrientes, Argentina)*. Informe elevado al IICA. Corrientes
- Corigliano, M. C., A.M. Oberto, R.E. Príncipe; G.B. Raffaini y C. M. Gualdoni. 2008. Calidad del espacio ribereño en el tramo urbano del río Chocancharava (Río Cuarto, Prov. de Córdoba). *Revista UNRC*, 28 (1-2): 55-66.
- Cortelezzi, A., A. C. Paggi, M. Rodríguez & A. Rodrigues. Capítulo. 2011. Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. *Science of the Total Environment*, 409: 1344-1350.
- Crettaz-Minaglia, M.C., R. A. Juárez, I. Aguer, E. D. Borro y R. B. Peruzzo. 2014. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática*, 30: 93–105.
- Crettaz-Minaglia, M.C., R.A. Juárez e I. Aguer. 2015. Adaptación de un índice de calidad de agua y comparación con el índice biótico Biological Monitoring Working Party (BMWP) en el arroyo Santa Bárbara (Gualeguaychú, Entre Ríos). *Scientia Interfluvius*, 1:97
- Chapman, P.M., M.A., Farrell & R.O. Brinkhurst. 1982a. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology*, 2: 47-67.
- Chapman, P.M., M.A., Farrell & R.O. Brinkhurst. 1982b. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology*, 2: 69-78.
- Chapman, P.M. & R.O. Brinkhurst. 1984. Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. *Hydrobiologia*, 115: 139-144.
- Chessman, B.C. 2003. SIGNAL 2, A scoring system for macroinvertebrate ("water bugs") in *Australian rivers, Monitoring river health initiative*. Australia, Canberra.
- Damborsky, M. P; A.S.G. Poi y S. Mazza. 2012. Patrón espacial y temporal de las colectividades de artrópodos asociados a macrófitas en un río subtropical de bajo orden (Chaco, Argentina). *Interciencia*, 37: 534-541.
- Damborsky, M. P y A.S.G. Poi. 2015. Aplicación de índices bióticos utilizando macroinvertebrados para el monitoreo de calidad del agua del Río Negro, Chaco, Argentina. *FACENA*, 31: 41-52.
- Datry, T., M. Lafont & S. T. Larned. 2010. Hyporheic annelid distribution along a flow permanence gradient in an alluvial river. *Aquatic Sciences*, 72: 335-346.
- Dermott, R. & M. Munawar. 1992. A simple and sensitive assay for evaluation of sediment toxicity using *Lumbriculus variegatus* (Müller). *Hydrobiologia*, 235/236: 407-414.
- De Stasio, Jr. B. 1989. The seed bank of a freshwater crustacean: copepodology for the plant ecologist. *Ecology*, 70 (5): 1377-1389.
- Dias, V., C. Vasseur y J.M. Bonzom. 2008. Exposure of *Chironomus riparius* larvae to uranium: Effects on survival, development time, growth, and mouthpart deformities. *Chemosphere* 71: 574-581.

- Diepens, N.J., G. H. P. Arts, T. C. M. Brock, H. Smidt, P. J. Van Den Brink, M. J., Van Den Heuvel-Greve & A. A. Koelmans. 2014. Sediment toxicity testing of organic chemicals in the context of prospective risk assessment: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44: 255-302.
- Drago, E.C. 2007. The Physical Dynamics of the River-Lake Floodplain System. In: M. Iriondo, J. C. Paggi & M. J. Parma (Eds.) *The Middle Parana River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer-Verlag, Berlín, Heidelberg: 83-122.
- Egeler, P., M. Römbke, M. Meller, T. Knacker, C. Franke, G. Studinger & R. Nagel. 1997. Bioaccumulation of lindane and hexachlorobenzene by tubificid sludgeworms (*Oligochaeta*) under standardized laboratory conditions. *Chemosphere*, 4: 835-852.
- Ezcurra de Drago, I., M. Marchese & L. Montalto. 2007. Benthic Invertebrates. In: M. Iriondo, J. C. Paggi & M. J. Parma (Eds.) *The Middle Paraná River: Limnology of Subtropical Wetland*. Springer Verlag, Heidelberg: 251-271.
- Forbes, V.E. & P. Calow. 2002. Population growth rate as a basis for ecological risk assessment of toxic chemicals. *Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Sciences*, 357: 1299-1306.
- Foschiatti, A. M. 2012. *Escenarios vulnerables del Nordeste Argentino*. 1ª edición. Resistencia (Chaco): UNNE – ANPCyT – CONICET.
- Gagneten, A.M. 2002. Efectos del herbicida Paraquat sobre el zooplancton. *Iheringia, Série Zoologia*, 92: 47-56.
- Gagneten, A. M. & I. Vila. 2001. Effects of Cu²⁺ and pH on the Fitness of *Ceriodaphnia dubia* (Richard 1894) (Crustacea, Cladocera) in Microcosm Experiments. *Environmental Toxicology*, 16: 428-438.
- Gagneten, A. M. & M. Marchese. 2003. Effect of Paraquat on freshwater zooplankton and zoobenthic assemblages in enclosure experiments. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 3(4): 389-398.
- Gagneten, A.M. y N. Ceresoli. 2004. Efectos del efluente de curtiembre sobre la abundancia y riqueza de especies del zooplancton en el Arroyo Las Prusianas (Santa Fe, Argentina). *Interciencia*, 29 (12): 702-708.
- Gagneten, A. M. & J. C. Paggi. 2009. Effects of Heavy Metal Contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and Eutrophication on Zooplankton in the Lower Basin of the Salado River (Argentina). *Water Air Soil Pollution*, 198: 317-334.
- Gagneten, A.M., S. Gervasio & J.C. Paggi. 2007. Heavy metal pollution and eutrophication in the lower Salado River basin (Argentine Republic). *Water Air Soil Pollution*, 178: 335-349.
- Gagneten, A.M., M. I. Maitre, U. Reno, L. Regaldo, S. Roldán y S. Enrique. 2014. Efectos del herbicida Ron-do® sobre *Ceriodaphnia reticulata* (Crustacea, Cladocera) y degradabilidad del glifosato (N-fosfometilglifosato) en condiciones experimentales. *Natura Neotropicalis*, 45: 71-85.
- Galassi, M. E., M. C. Franceschini & A. G. Poi de Neiff. 2006. Population estimates of *Hyaella curvispina* Shoemaker (Amphipoda) in aquatic vegetation of Northeastern Argentinian ponds. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 18: 101-108.
- Gallardo, L. I., A. G. Poi y E. R. Laffont. 2017. *Colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y grupos tróficos funcionales en lagunas de Corrientes (Argentina)* (Tesis doctoral inédita). Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.
- Gallardo, B., S. Gascón, X. Quintana & F. A. Comín. 2011. How to choose a biodiversity indicator-Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. *Ecological Indicators*, 11: 1177-1184.
- García de Emiliani, M.O. y M. Devercelli. 2004. Estructura y dinámica del fitoplancton de un río tributario (Salado) y cauces secundarios del río Paraná (Santa Fe, Coronda y El Vado) en el área de confluencia (Santa Fe, Argentina). *FAB/CIB*, 8: 23-42.
- Giesy, J.P. & R.A. Hoke. 1989. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for test species selection and test design. *Journal of Great Lakes Research*, 15: 539-569.
- Gutiérrez, M. F., A. M. Gagneten & y M. J. Parma. 2008. Bioconcentration and trophic transfer of chromium in the *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera) - *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae) system. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(6): 647-651.
- Gutierrez, M.F., A. M. Gagneten & J.C. Paggi. 2010. Copper and Chromium Alter Life Cycle Variables and the Equiproportional Development of the Freshwater Copepod. *Notodiaptomus conifer* (SARS). *Water Air Soil Pollution*, 213: 275-286.
- Gutierrez, M.F., A.M. Gagneten & J. C. Paggi. 2011a. Behavioural responses of two cladocerans and two copepods exposed to fish kairomones. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 44(5): 289-303.
- Gutierrez, M.F., J. C. Paggi & A. M. Gagneten. 2011b. Microcrustaceans escape behavior as an early bioindicator of copper, chromium and endosulfan toxicity. *Ecotoxicology*, 21 (2): 428-438.

- Hajibabaei, M., S. Shokralla, X. Zhou, G. A. C. Singer & D. J. Baird. 2011. Environmental barcoding: A next-generation sequencing approach for biomonitoring applications using river benthos. *PLoS One*, 6(4): e174497.
- Hays, G. C. 2003. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia*, 503: 163-170.
- Havens, K. E. 1994. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. *Environmental Pollution*, 84:245-251.
- Hanazato, T. 1998. Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effects of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities. *Environmental Pollution*, 101: 361-373.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. An improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomologist*, 20(1): 31-39.
- Iriondo, M. 2007. Geomorphology. In: M. Iriondo, J. C. Paggi & M. J. Parma (Eds.). *The Middle Parana River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 33-52.
- Irmiler, U. 1989. Population-ecology and migration of *Dero multibranchiata* STIEREN, 1892 (Naididae, Oligochaeta) in central Amazon inundation forest. *Amazoniana*, 9: 31-52.
- Janssens de Bisthoven L., A. Vermeulen & F. Ollevier. 1998. Experimental induction of morphological deformities in *Chironomus riparius* by chronic exposure to copper and lead. *Archiv Environmental Contamination Toxicology*, 35: 249-256.
- Janssens de Bisthoven L., J. Postma & A. Vermeulen. 2001. Morphological deformities in *Chironomus riparius* Meigen larvae after exposure to cadmium over several generations. *Water Air and Soil Pollution*, 129: 167-179.
- Jordão, C.P., M.G. Pereira & J.L. Pereira. 2002. Metal contamination of river waters and sediments from effluents of kaolin processing in Brazil. *Water Air and Soil Pollution*, 140: 119-138.
- José de Paggi, S. 1997. Efectos de los Pesticidas sobre el Zooplankton de las Aguas Continentales: Análisis Revisivo. *FABICIB*, 1: 103-114.
- Jose de Paggi, S.; J. C. Paggi; P. Collins, J. Collins & G. Bernal. 2008. Water quality and zooplankton composition in a receiving pond of stormwater runoff from an urban catchment. *Journal of Environmental Biology*, 29 (5): 693-700.
- Juárez, R., M. C. Crettaz-Minaglia, I. Aguer, I. Juárez, D. Gianello, E. Ávila y C. Roldán. 2016. Aplicación de índices bióticos de calidad de agua en cuatro arroyos de la cuenca del río Gualeguaychú (Entre Ríos, Argentina). *Revista Intrópica*, 11: 35-46.
- Kandus, P., P. Minotti, I. Fabricante y C. Ramonell. 2017. Identificación y Delimitación de Regiones de Humedales de Argentina. En: Benzaquen, L., D.E. Blanco, R. Bo, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti y R. Quintana (Eds). *Regiones de Humedales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires: Fundación Humedales/Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires.
- Kashian, D. R. & T. M. Burton. 2000. A comparison of macroinvertebrates of two Great Lakes coastal wetlands: testing potential metrics for an index of ecological integrity. *Journal of Great Lakes Research*, 26: 460-481.
- Kosobokova, K. N. 1994. Reproduction of the calanoid copepod *Calanus propinquus* in the southern Weddell Sea, Antarctica: observations in laboratory. In: F. D. Ferrari & B. P. Bradley (eds). *Ecology and Morphology of Copepods*. Kluwer Academic Press. Belgium.
- Kuhlmann, M. L., C. Y. Hayashida & R. P. Araújo. 2000. Using *Chironomus* (Chironomidae: Diptera) mentum deformities in environmental assessment. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 12: 55-61.
- Lafont, M., L. Grapentine, Q. Rochfort, J. Marsalek, G. Tixier & P. Breil. 2007. Bioassessment of wet-weather pollution impacts on fine sediments in urban waters by benthic indices and the sediment quality triad. *Water Science & Technology*, 56 (9): 13-20.
- Lunde, K. B. y V.H. Resh. 2012. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 3653-3674.
- Luoma, S. N. & P. S. Rainbow. 2005. Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. *Environmental Science Technology*, 39: 1921-1929.
- Mäenpää, K.A., A. J. Sormunen & J. V. K. Kukkonen. 2003. Bioaccumulation and toxicity of sediment associated herbicides (ioxynil, pendimethalin, and bentazone) in *Lumbriculus variegatus* (Oligochaeta) and *Chironomus riparius* (Insecta). *Ecotoxicol. Environmental Safety*, 56: 398-410.
- Maine, M.A., M.C. Panigatti, N.L. Suñé & M. J. Pizarro. 1996. Phosphorus forms in lotic and lentic environments of the Middle Paraná flood Valley (Argentina). *Polskie Archiwum Hydrobiologie*, 43(4): 391-400.
- Maine, M.A., N. L. Suñé, M. C. Panigatti, M.J. Pizarro & F. Emilian. 1999. Relationships between water chemistry and ma-

crophyte chemistry in lotic and lentic environments. *Archiv für Hydrobiologie*, 145: 129-145.

Marchese, M.R. 1988. New record of the *blanchardi* form of *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) (Oligochaeta, Tubificidae) in Argentina and its relationship to suggested synonymous species. *Physis*, 46: 55-58.

Marchese, M. 1997. *Uso del zoobentos en la evaluación de calidad de aguas de ambientes lóticos del río Paraná* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional del Litoral, Argentina.

Marchese, M. R. & R.O. Brinkhurst 1996. A comparison of two tubificid oligochaete species as candidates for sublethal bioassay tests relevant to subtropical and tropical regions. *Hydrobiologia*, 334: 163-168.

Marchese, M. R. & I. Ezcurra de Drago. 1992. Benthos of the lotic environments in the Middle Paraná River system: transverse zonation. *Hydrobiologia*, 234: 1-13.

Marchese, M. & I. Ezcurra de Drago. 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators, in lotic environments of the Parana River drainage basin. *Pollution Archives of Hydrobiology*, 46: 233-255.

Marchese, M., I. Ezcurra de Drago & E. Drago. 2002. Benthic Macroinvertebrates and Physical Habitat relationships in the Paraná River-floodplain system. In: M. Mc Clain (Ed.) *The Ecohydrology of Southamerican Rivers and Wetlands*. International Association of Hydrological Sciences. Special publications n° 6: 111-131.

Marchese, M. y I. Ezcurra de Drago. 2006. Bentos como indicador de condiciones tróficas del sistema del río Paraná Medio. En: J. Tundisi, T. Matsumura Tundisi y C. Sidagis Galli (Ed.) *Eutrofização na América do Sul: Causas, Consequências e Tecnologias de Gerenciamento e Controle*, 297-316.

Marchese, M., A.R. Rodríguez, P. Pavé & M.C. Carignano. 2008a. Benthic invertebrate structure in wetlands of a tributary of the Middle Paraná River affected by hydrologic and anthropogenic disturbances. *Journal Environment Biology*, 29(3): 343-348.

Marchese, M., A. M. Gagneten, M.J. Parma & P.J. Pavé. 2008b. Accumulation and elimination of chromium by freshwater species exposed to spiked-sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55: 603-609.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona. 1010 pp.

Martinez E.A., B.C. Moore, J. Schaumloffel & N. Dasgupta. 2003. Morphological abnormalities in *Chironomus tentans* exposed to cadmium and copper-spiked sediments. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 55: 204-212.

Martinez E.A., L. Wold, B.C. Moore & N. Dasgupta. 2006. Morphologic and growth response in *Chironomus tentans* to arsenic exposure. *Archives Environmental Contamination Toxicology*, 51: 529-536.

Mayora, G., M. Devercelli & M. dos Santos Afonso. 2017. Effects of the hydrosedimentological regime on nitrogen transport and speciation in a large subtropical floodplain river. *Inland Waters*, 7(4): 461-472.

Mesa, L., G. Mayora, M. Saigo & F. Giri. 2015. Nutrient dynamics in wetlands of the Middle Paraná River subjected to rotational cattle management. *Wetlands*, 35: 1117-1125.

Mesa, L., C. Maldini, G. Mayora, M. Saigo, M. Marchese & F. Giri. 2016. Manure decomposition and macroinvertebrate colonization in a wetland of the Middle Paraná River. *Journal of Soil and Sediment*, 16 (9): 2316-2325.

Mesa L., I. Lindt, L. Negro, M. F. Gutiérrez, G. Mayora, L. Montalto, M. Ballent & A. Lifschitz. 2017. Aquatic toxicity of ivermectin in cattle dung assessed using microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144: 422-429.

Montalto, L. 2008. *Dinámica espacio-temporal de asociaciones de invertebrados en un humedal marginal fluvial de la llanura aluvial del río Paraná Medio* (Tesis para obtener el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en Ciencias Biológicas) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Montalto, L. & M. Marchese. 2005. Cyst formation in Tubificidae (Naidinae) and Opistocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Wetlands*, 25: 488-494.

Montalto, L. & A. C. Paggi. 2006. Diversity of chironomid larvae in a marginal fluvial wetland of the Middle Paraná River floodplain, Argentina. *Annales de Limnologie*, 42 (4): 289-300.

Müller G. 1981. The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemical Zeitung*, 105: 157-164.

Muñiz, P., N. Venturini & N. Gómez-Erache. 2004. Spatial distribution of chromium and lead in the benthic environmental coastal areas of the Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology*, 64 (1):103-116.

Nahlik, A.M., M. E. Kentula, M. S. Fennessy & D.H. Landers. 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*, 77: 27-35.

Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15: 424-441.

- Negro, L., M. Castiglioni, L. E. Senkman, A. Loteste & P. Collins. 2013. Cost of reproduction, changes in metabolism and endosulfan lethality caused by reproductive behaviour in *Hyalella curvispina*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90: 121-127.
- OECD 2011. Organisation for Economic Co-operation and Development) Guidelines for the testing of chemicals 201. Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test. Paris. France.
- Ortega, M., J. Velasco, A. Millán & C. Guerrero. 2004. An ecological integrity index for littoral wetlands in agricultural catchments of semiarid Mediterranean regions. *Environmental Management*, 33: 412-430.
- Ostrom, E. 2009. Social-Ecological Systems A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325: 419-422.
- Paggi, J. C. & S. José de Paggi, 1990. Zooplankton de ambientes lóticos e lénticos do rio Paraná Medio. *Acta Limnológica Brasiliensis*, 3: 685-719.
- Panigatti, M.C. 2000. *Eliminación de fósforo soluble en agua a través de sistemas pantanos*. (Tesis Doctoral). Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional del Litoral.
- Paoli, C. y M. Schreider (Eds). 2000. *El río Paraná en su tramo medio. Una contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura*. Santa Fe, Centro de Publicaciones de la Universidad Nacional del Litoral.
- Pavé, P. 2012. *Efectos de metales pesados sobre invertebrados bentónicos* (Tesis Doctorado en Cs. Biológicas). Facultad de Bioquímica y Cs. Biológicas-UNL.
- Pavé, P. y M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicador de calidad de ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos). *Ecología Austral*, 15: 185-197.
- Poi, A. S. G., S. L. Casco, J. J. Neiff, R. P. Carnevali y L. I. Gallardo. 2016. Lagunas periurbanas de Corrientes (Argentina): de la mesotrofia a la eutrofia, un camino de ida y vuelta en 20 años. *Biología Acuática*, 31: 1-9.
- Poi de Neiff, A. y J. J. Neiff. 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia*, 31: 220-225.
- Poi de Neiff, A., Y. Zalocar de Domitrovic, S. M. Frutos de Gutierrez y V. M. Asselborn. 2002. *Características limnológicas del río Salado en condiciones extremas de salinidad*, Resúmenes de las Comunicaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad Nacional del Nordeste. 4 pp.
- 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 (Eds): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Regaldo, L., A.M. Gagneten & H. Troiani. 2009. Accumulation of chromium and interaction with other elements in *Chlorella vulgaris* (Cloroficeae) and *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera). *Journal of Environmental Biology*, 30: 213-216.
- Regaldo, L., U. Reno, S. Gervasio, H. Troiani & A.M. Gagneten. 2014. Effect of metals on *Daphnia magna* and cladocerans representatives of the Argentinean Fluvial Littoral. *Journal of Environmental Biology*, 35: 689-697.
- Regaldo, L., M. F. Gutierrez, U. Reno, V. Fernández, S. Gervasio, M. R. Repetti & A. M. Gagneten. 2017. Water and sediment quality assessment in the Colastiné-Corralito stream system (Santa Fe, Argentina): impact of industry and agriculture on aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(7): 6951-6968.
- Reno, U., M.F. Gutierrez, L. Regaldo & A.M. Gagneten. 2014. The Impact of Eskobat, a Glyphosate Formulation on the Freshwater Plankton Community. *Water Environment Research*, 86 (12): 2294-2300.
- Reynoldson, T.B., S.P. Thompson & J.L. Bamsey. 1991. A sediment bioassay using the tubificid oligochaete worm *Tubifex tubifex*. *Environmental Toxicology Chemistry*, 10: 1061-1072.
- Ringold, P. L., J. Boyd, D. Landers & M. A. Weber. 2013. What data should we collect? A framework for identifying indicators of ecosystem contributions to human well-being. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11: 98-105.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Sociedad Entomológica Argentina*, 58: 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra & C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-119.
- Rosenberg, D. & V. Resh (Eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Nueva York, Estados Unidos: Chapman y Hall.
- Salomons, W. & U. Förstner. 1984. Sediments and the transport of metals. In: W. Salomons y U. Förstner (Eds.). *Metals in the Hydrocycle*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Sawchyn, W.W. & U. T. Hammer. 1968. Growth and reproduction of some *Diaptomus*. In Saskatchewan ponds. *Canadian Journal of Zoology*, 46 (3): 511-520.

- Stewart, T. W. & J. A. Downing. 2008. Macroinvertebrate communities and environmental conditions in recently constructed wetlands. *Wetlands*, 28: 141-150.
- Tagliaferro, M. & M. Pacual. 2017. First spatio-temporal study of macroinvertebrates in the Santa Cruz River: a large glacial river about to be dammed without a comprehensive pre-impoundment study. *Hydrobiologia*, 784: 35-49.
- Tobke, Y. 2012. *Concentración de metales pesados Cr, Cu y Pb en estructuras de Zilchiopsis sp. (Crustacea: Decapoda) de sistemas acuáticos cercanos a la ciudad de Santa Fe* (Tesina de Licenciatura en Biodiversidad). Facultad de Humanidades y Ciencias. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina.
- Truchet, D. 2015. *Resistencia a la desecación de macroinvertebrados en humedales marginales del río Paraná Medio* (Tesina para obtener el título de grado de Licenciada en Biodiversidad). Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral.
- USEPA. 2002a. *Methods for Evaluating Wetland Condition: An Invertebrate Index of Biological Integrity for Wetlands*. EPA-822-R-02-019. Washington, DC, USA.
- USEPA. 2002b. *Short term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to fresh water organism*. EPA-821-R-02-013. 4th Edition. Washington, DC. USA.
- Varela, M.E., J. A. Bechara y N. Andreani. 1986. El macrobentos y su relación con las fluctuaciones de salinidad en ríos y esteros del Chaco Oriental (Argentina). *Ambiente Subtropical*, 1: 134-147.
- Vermeulen, A.C., G. Liberloo, P. Dumont, F. Ollevier & B. Goddeeris. 2000. Exposure of *Chironomus riparius* larvae (Diptera) to lead, mercury and beta-sitosterol: effects on mouthpart deformation and moulting. *Chemosphere*, 41: 1581-1591.
- Villar, C., M. Tudino, C. Bonetto, L. de Cabo, J. Stripeikis, L. d'Huicque & O. Troccoli. 1998. Heavy metal concentrations in the Lower Paraná River and right margin of the Río de la Plata Estuary, *SIL Proceedings*, 26: 963-966.
- Villar, C., J. M. Stripeikis, M., L. Tudino, d'Huicque, O. Troccoli & C. Bonetto. 1999. Trace metal concentrations in coastal marshes of the Lower Paraná River and the Río de la Plata Estuary. *Hydrobiology*, 397: 187-195.
- Vivien, R., S. Wyler, M. Lafont & J. Pawlowski. 2015. Molecular barcoding of aquatic oligochaetes: implications for bio-monitoring. *PLoS ONE*, 10: e0125485.
- Vivien, R., F. Lejzerowicz & J. Pawlowski. 2016. Next-Generation Sequencing of Aquatic Oligochaetes: Comparison of Experimental Communities. *PLoS ONE*, 11(2): e0148644.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices – a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.
- Watras, C.J., R.C. Backab, S. Halvorsena, R.J.M. Hudsonc, A. Morrisona & S.P. Wentec. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of The Total Environment*, 219:183-208.
- Weber, M.A. & P. L. Ringold. 2015. Priority river metrics for residents of an urbanized arid watershed. *Landscape and Urban Planning*, 133: 37-52.
- Wiederholm, T., A. Wiederholm & G. Milbrink. 1987. Bulk sediment bioassays with five species of freshwater oligochaetes. *Water Air Soil Pollution*, 36: 131-154.
- Wiggins, G. B., R. J. Mackay & I. M. Smith. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie/Supplement*, 58: 97-206.
- Wilhm, J. & T. C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience*, 18: 477-481.
- Williams, D. D. & H. B. Hynes. 1976. The ecology of temporary streams. I. The faunas of two Canadian streams. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 61: 761-787.
- Zabala, M.T. 1999. *El valle aluvial del Río Negro. Programa de Gestión Ambiental* (Tesis de Maestría). Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UNNE.
- Zalocar de Domitrovic, Y. y V. M. Asselborn. 2000. Análisis del fitoplancton de una laguna impactada por la descarga de un efluente textil (Corrientes, Argentina). En: E. G. Espindola, C. B. Paschoal, O. Rocha, M. B. C. Bohrer y A. Oliveira Neto (Eds.). *Ecotoxicología: perspectivas para o século XXI*. RIMA, San Carlos, Brasil: 407-424.
- Zilli F.L. 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(3): 159-165.
- Zilli F.L. & L. Montalto. 2011. *Benthic invertebrates in the middle Paraná River floodplain (Argentina)*. In: M.A. Alvarez (Ed.) *Floodplain*. Nova Sciences Publishers, Inc.: 99-126.

Valoración de la calidad biológica e integridad ecológica de sistemas fluviales del sur de la provincia de Córdoba

Utilización de índices biológicos,
ecológicos y químicos

**Ana M. Oberto
Carolina E. Ortiz
Romina E. Príncipe
Graciela B. Raffaini
Javier A. Márquez**

Valoración de la calidad biológica e integridad ecológica de sistemas fluviales del sur de la provincia de Córdoba

Utilización de índices biológicos, ecológicos y químicos

Ana M. Oberto, Carolina E. Ortiz,
Romina E. Príncipe, Graciela B. Raffaini
y Javier A. Márquez

Resumen

En el centro del país se han utilizado los macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad ambiental de ríos y arroyos de la provincia de Córdoba. Se muestrea el bentos en dos periodos hidrológicos y como información complementaria la fracción derivante y los macroinvertebrados asociados a la vegetación marginal. Se calcularon índices métricos, el Índice Biótico Carcarañá (ICB) y el índice BMWP. Se incorporó la biota de riberas para estimar el índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER) y la caracterización química se realizó mediante el Índice de Calidad de Agua (ICA). El estado ecológico se estimó combinando las clases de calidad obtenidas de los índices, mediante ajustes del protocolo ECOSTRIMED. Los resultados obtenidos contribuyen a la caracterización del estado ecológico de los principales sistemas fluviales de la provincia.

Palabras clave: Ecosistemas lóticos, bioindicadores, índices, calidad del agua.

Abstract

Aquatic macroinvertebrates have been used in the center of the country in order to evaluate the environmental quality of rivers and streams of the Córdoba province. Benthos is sampled in two hydrological periods and the drift fraction and macroinvertebrates associated with marginal vegetation are also considered. Metric indexes, the Carcarañá Biotic Index and the BMWP index were calculated. Riparian biota was also incorporated to estimate the Riparian Space Quality Index and the chemical characterization was performed using the Water Quality Index. The ecological state was estimated by combining quality classes obtained from the indices, using adjustments of ECOSTRIMED protocol. The obtained results contribute to the characterization of the ecological state of the main river systems of the province.

Keywords: Lotic ecosystems, bioindicators, indices, water quality.

Introducción

En los últimos años la calidad ecológica de los ecosistemas fluviales se ha visto amenazada por la regulación de cauces, la contaminación orgánica e inorgánica, la invasión de especies exóticas y los cambios en el uso de la tierra. En consecuencia, se alteran las propiedades físico-químicas del agua afectando en forma directa la estructura de las comunidades fluviales. Los ecosistemas acuáticos permiten el desarrollo armonioso de numerosas especies de flora y fauna, e inclusive la población humana. Por esta razón, en las últimas décadas, se ha evidenciado un progresivo interés por desarrollar y aplicar metodologías que evalúan la calidad de los recursos hídricos e intentan predecir su evolución temporal (Gualdoni *et al.*, 2011).

Las metodologías utilizadas para la evaluación y monitoreo de diferentes ambientes acuáticos son la aplicación de índices tanto químicos como biológicos. Los primeros permiten evaluar la calidad del agua a partir de la estimación de diferentes variables que, dentro de parámetros normales y aceptables, indican un hábitat apto o apropiado para el desarrollo de la vida acuática. Los índices biológicos están basados en el estudio de la estructura de la comunidad acuática e integrados por diversos índices multimétricos, los cuales combinan información de su composición y estructura y permiten visualizar los cambios producidos por alguna perturbación. Estos índices multimétricos se componen de diferentes categorías: *medidas de riqueza*, las cuales describen el número total de taxones y el número de taxones presentes; *medidas de composición*, que incluyen las abundancias relativas de los taxones registrados y por lo tanto la contribución de cada taxón en el total del ensamble; *medidas de roles tróficos*, que proveen información sobre el balance de estrategias alimentarias en el total del ensamble y *medidas de tolerancia e intolerancia* donde se incluyen las abundancias de organismos tolerantes e intolerantes hallados en la comunidad (Barbour *et al.*, 1997; 1999). Estos índices se desarrollan utilizando categorías taxonómicas inclusivas como orden o familia para aplicarlos a nivel mundial, sin embargo, es necesario realizar ajustes regionales para obtener resultados más certeros.

Además de la aplicación de los índices mencionados anteriormente, es necesario realizar un análisis ecológico integral de la calidad fluvial del ambiente en estudio, con lo cual se ha propiciado la valoración del estado de salud de los espacios ribereños como complemento de estos índices. Por ello, la vegetación que delimita el espacio físico por el que discurre el río es un componente importante a considerar para establecer la calidad ecológica de un río. Este espacio ribereño constituye una zona de transición entre el sistema terrestre y acuático e influye sobre la calidad del agua, la conservación de la vida acuática y el funcionamiento de los ecosistemas

fluviales (Sweeney *et al.*, 2004), por lo cual, resulta trascendental incluir en los análisis de calidad del ambiente fluvial, el índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER) (Corigliano, 2008).

Importancia del sistema Carcarañá

La subcuenca Carcarañá, perteneciente a la Cuenca del Plata, comprende 48.150 km², entre los 31° 50' S - 65° W y 33° 50' S - 60° 49' W, en la Provincia de Córdoba. Esta red fluvial se encuentra en la provincia fitogeográfica del Espinal (Oyarzabal *et al.*, 2018). Los 2 grandes tributarios son el río Ctlamochita (Tercero) y el Chocancharava (Cuarto) cuyas cabeceras están en las Sierras de los Comechingones, entre los 1.500 a 900 msnm (Fig. 1).

El río Ctlamochita es continuo, mientras que el río Chocancharava forma los bañados del Saladillo, cuyo emisario es el río Saladillo, confluente del Ctlamochita para formar el Carcarañá. El río Ctlamochita posee una longitud de aproximadamente 307 km y su caudal medio es de 29,90 m³.seg⁻¹ en la ciudad de Villa María. El río Chocancharava presenta una longitud aproximada de 400 km, con un caudal medio de 3,50 m³.seg⁻¹ en la Ciudad

de Río Cuarto. Su régimen es predominantemente pluvial con aportes nivales en las sierras y algún incremento primaveral por los deshielos en las cumbres serranas; sus caudales aumentan a fines de primavera (noviembre) y durante el estío.

La red hídrica de la subcuenca Carcarañá ha sufrido históricamente impactos puntuales y difusos, descargas cloacales sin tratamiento, vertido de efluentes industriales, de criaderos y explotaciones mineras, deforestación, embalses y principalmente cambios en el uso de la tierra.

Historia de uso de índices en la provincia de Córdoba

Primeros estudios

Gualdoni y Corigliano (1991) realizaron el primer ajuste regional de un índice biótico en la provincia de Córdoba, el Índice Biótico Carcarañá (IBC), el cual se basa en la tabla de conversión estándar de Ghetty (1986) aplicada en países europeos. Este índice describe la composición de la comunidad bentónica (conjunto de organismos que habitan el lecho fluvial), de la región

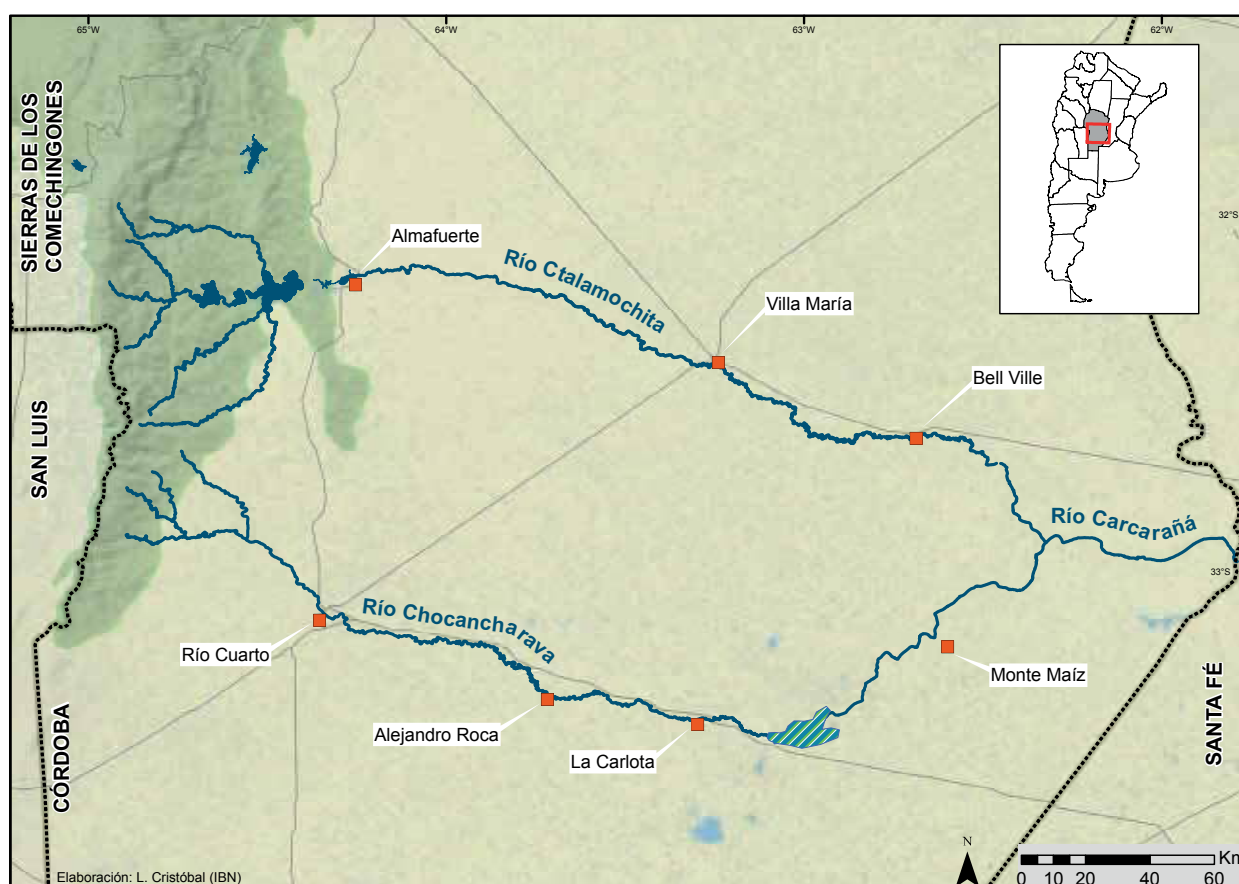


Figura 1: Mapa de la Subcuenca Carcarañá en la Provincia de Córdoba con los ríos Ctlamochita (Tercero) y Chocancharava (Cuarto).

centro-sur de la Argentina y permite diferenciar a una comunidad de referencia para los tramos de cabecera y piedemonte y una para los tramos de llanura. Se basó en el estudio de 21 estaciones de muestreo ubicadas en ríos, arroyos serranos y en los 2 colectores principales de la Provincia de Córdoba.

Durante la década del 90 se realizaron numerosos estudios de calidad de ecosistemas acuáticos basados en la integridad de la comunidad bentónica, desarrollados a escala territorial, que incluyeron los ríos Ctlamochita y Chocancharava (Gualdoni *et al.*, 1991; Gualdoni *et al.*, 1994 a, b; Corigliano, 1994; Corigliano & Malpassi, 1994; Oberto, 1997; Corigliano, *et al.*, 1998). El IBC se utilizó en la región centro del país, en localidades con grandes poblaciones humanas, para evaluar específicamente tramos fluviales donde se vertían efluentes cloacales e industriales.

En el año 1996, el IBC se empleó para un análisis biológico del río Huacha Corral (tributario del río de los Sauces, cuenca alta del Chocancharava) solicitado por el Poder Judicial de la Nación, Juzgado Federal de la Ciudad de Río Cuarto. Este curso fluvial recibía los efluentes de un emprendimiento minero dedicado a la extracción de fluorita (Corigliano *et al.*, 1996). Posteriormente, Oberto (1997) utilizó este índice en una piscifactoría ubicada en el arroyo Talita, tributario de la cuenca alta del río Chocancharava. Corigliano *et al.* (1998) compararon el IBC con índices métricos a los fines de estudiar la eficiencia de la metodología multimétrica. Se relevaron 18 estaciones de muestreo en 5 tramos afectados por diferentes perturbaciones: efecto de una piscifactoría, efecto embalse y efecto urbano e industrial en 3 ciudades del tramo de llanura (Río Cuarto, Villa María y Río Tercero). Este estudio señaló que la utilización de un sólo índice métrico puede no dar información correcta, sin embargo su combinación con otros índices proporciona un conocimiento más relevante y complementario.

La aplicación del IBC en la subcuenca Carcarañá se realizó a los fines de determinar limitaciones y alcances ante condiciones heterogéneas de deterioro ambiental (Corigliano, 1999). En este estudio se realizó un diagnóstico del valor indicativo de 86 taxones de macroinvertebrados bentónicos considerando las características autoecológicas y restricciones ecofisiológicas del linaje (nivel familia o género). Corigliano (1999) señaló que la aplicación del IBC es válida en tramos de impacto ambiental severo y no tiene el alcance para evaluar el efecto post-embalse, los impactos orgánicos no severos, los tramos no vadeables y los tramos de llanura afectados por crecidas. En todos los casos el índice se aplicó en dos períodos hidrológicos, alto y bajo caudal, y en general, en el caso de aguas contaminadas, los valores de mejor calidad se obtuvieron en el período de aguas altas debido al efecto de dilución (Corigliano, 1999).

En años posteriores, Boccolini *et al.* (2005) evaluaron la calidad ambiental de la sección del río Chocancharava en su tramo urbano y periurbano, mediante el uso de índices bióticos. Además, en este estudio, se incorporaron índices ecológicos en el cauce y en las riberas. Los sitios estudiados correspondieron a tramos que atraviesan la ciudad de Río Cuarto donde el río tiene características de anastomosado con diversos tipos de hábitats: canales principales y secundarios, barras de diferente tiempo de permanencia y remansos entre barras. Se seleccionaron 3 sitios de estudio: un tramo antes de la ciudad, un tramo medio del recorrido urbano y un tramo río abajo de la ciudad. A partir de los recuentos de macroinvertebrados bentónicos se calcularon índices multimétricos pertenecientes a las categorías: riqueza, composición y tolerancia/intolerancia (Barbour *et al.*, 1992; Corigliano *et al.*, 1998; Barbour *et al.*, 1999; Corigliano, 1999), dentro de esta última categoría se incluyó al Índice Biótico Carcarañá (Gualdoni & Corigliano, 1991). Además se realizó la evaluación de la calidad ambiental del sistema ripario, a través del índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) (Munné *et al.*, 1998; Ladson & White 1999; Ladson *et al.*, 1999). Los principales resultados obtenidos en este estudio demostraron que el CBR, indicó una degradación extrema en los tres sitios estudiados y la combinación de los métricos con el CBR señaló un estado ecológico general, de calidad mala, a excepción del sitio 3, en invierno, que reflejó un juicio de calidad pésimo.

Un estudio similar fue realizado por Gualdoni *et al.* (2011), donde se evaluó el estado ecológico de dos arroyos serranos que en tramos de piedemonte atraviesan comunas de interés turístico. El estudio se realizó en dos cursos fluviales que nacen en la vertiente oriental de las Sierras de los Comechingones, los arroyos Río de los Sauces y Piedras Blancas. El primero es tributario del río Ctlamochita, y el segundo del Chocancharava. Para evaluar la calidad de estos sistemas fluviales se combinaron índices bióticos de calidad del agua y del bosque de ribera. Los índices bióticos empleados fueron índices métricos y el Índice Biótico Carcarañá (IBC), y se determinó la calidad de los ecosistemas ribereños mediante el índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) (Munné *et al.*, 1998). Finalmente los resultados se integraron mediante una modificación del índice ECOSTRIMED (ECOLOGical STatus RIVER MEDiterranean) desarrollado originalmente para evaluar el estado ecológico de ríos mediterráneos (Prat *et al.*, 2000). El índice ECOSTRIMED valora de manera integral el ecosistema fluvial, incluyendo las riberas y la calidad del agua (Prat *et al.*, 2012). El valor de este índice se obtiene de la combinación de otros dos: un índice de calidad biológica basado en macroinvertebrados y un índice de valoración del estado de conservación de la zona ribereña. En ambos arroyos, los índices métricos determinaron que la calidad varió entre "moderadamente deteriorada" y "poco deteriorada", mientras que el IBC reveló una calidad "ambiente no contaminado" en todas las situaciones de muestreo. El CBR indicó

que el bosque de ribera presenta importantes alteraciones y degradación extrema en los tramos aledaños a las áreas de balnearios, mientras que en el resto, el grado de alteración se tradujo en juicios de calidad aceptable y buena. Al combinarse los resultados de los índices métricos con los del CBR, en ambos arroyos se obtuvieron juicios de calidad que indicaron un estado ecológico “bueno” y “moderado” en los tramos situados río arriba de las áreas de recreación y “moderado” aguas abajo de las mismas. En los ríos estudiados, los tramos más deteriorados son los cercanos a las áreas de recreación donde, si bien la calidad del agua presentó poco deterioro, el estado ecológico resultó alterado debido a la degradación o eliminación del bosque marginal.

Estudios recientes

Las cuencas sin desagüe en Argentina comprenden una amplia región al Oeste del meridiano 62° y al Norte del paralelo 40°. En la llanura pampeana de la provincia de Córdoba, entre los ríos Citalamochita, Chocancharava y Popopis, se encuentran una serie de arroyos menores, arreicos, que descienden desde sus nacientes en depresiones tectónicas del piedemonte serrano y se derraman en

la llanura. Estos arroyos tienen valor por su potencial uso como fuentes de agua potable, riego y recreación. Entre estos ambientes hídricos se encuentra el arroyo Achiras-del Gato (Fig. 2) en donde se realizó el estudio más actual referido a la aplicación de índices bióticos (Ortiz, 2016).

Este curso fluvial ha sido modificado durante los últimos años para favorecer las actividades de recreación, y durante la época estival recibe un aporte turístico que supera ampliamente el número de habitantes estable. El objetivo principal de este trabajo fue integrar información de base disponible referida al arroyo Achiras-del Gato (Gualdoni & Oberto, 2012) para caracterizar la calidad biológica basada en macroinvertebrados bentónicos, derivantes y asociados a la vegetación marginal. El estudio se realizó en dos sitios de muestreo, uno aguas arriba de una presa (A) y el otro aguas abajo (B) (Fig. 2), en el periodo hidrológico de aguas bajas. Se aplicaron índices bióticos tales como: índices métricos (con ajustes regionales), IBC y Biological Monitoring Working Party (BMWP), índices químicos como el índice de calidad del agua (ICA) y el de calidad del espacio ribereño (CER), el cual integra la calidad del bosque de ribera (CBR) (Prat *et al.*, 2000; Ladson & White 1999; Ladson *et al.*, 1999), Indicadores Alternativos de Biodiversidad (ISOLA, 2002) y una lista de las perturbaciones

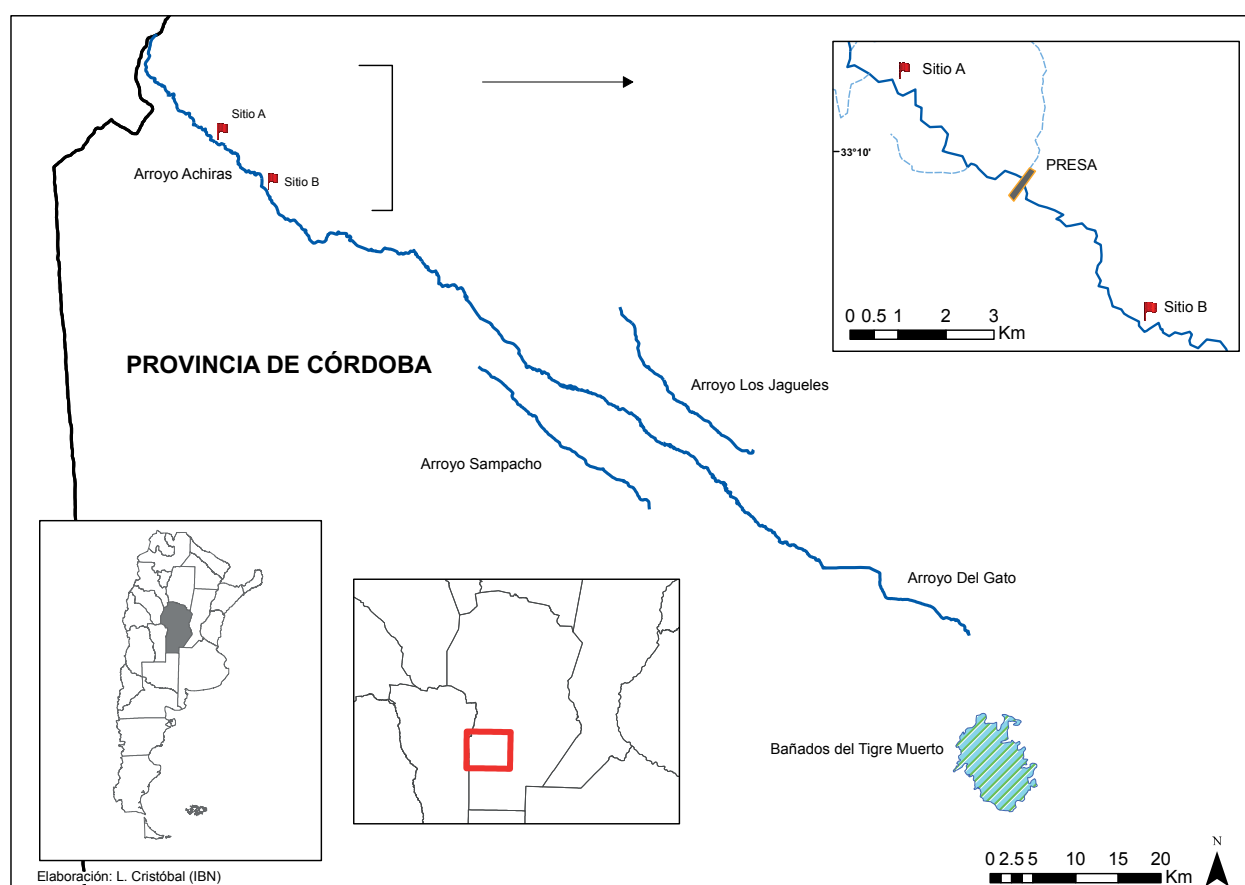


Figura 2. Cuenca del arroyo Achiras- del Gato, Córdoba, Argentina. Ubicación de los dos sitios de muestreo antes y después de la presa. (Adaptado de Caviglia, 2002).

e intervenciones humanas observadas (Suren *et al.*, 1998; Arribas *et al.*, 2002). Finalmente se combinaron los resultados de los índices aplicados utilizando una modificación del ECOSTRIMED para obtener la calidad ecológica del sistema fluvial. Los resultados obtenidos en esta investigación demostraron que los índices químicos y biológicos empleados revelaron buena calidad y que el ambiente fluvial se encuentra "poco deteriorado". Los índices utilizados en la ribera del arroyo demostraron que el sitio A presentó "buena" calidad y el sitio B una calidad "moderada". El estado ecológico definido por la combinación de los índices anteriores resultó en calidad "buena" para el sitio A y "moderada" para el B. Los arroyos arreicos de la llanura pampeana de la provincia de Córdoba están comenzando a ser estudiados, por lo cual este trabajo sienta las bases para una futura adecuación metodológica y un refinamiento del conocimiento faunístico.

Metodología de campo y laboratorio

En todos los estudios realizados se registraron las variables *in situ* tales como: ancho mojado, temperatura, profundidad, velocidad de corriente, pH, turbidez, conductividad y oxígeno disuelto (OD). Luego se colectó 1 litro de agua del arroyo en cada sitio, y en laboratorio se determinaron: sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos, sulfatos, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, fluoruros, dureza total y alcalinidad.

La comunidad bentónica, de macroinvertebrados, se colecta con redes Surber de 0.09 m² de superficie de marco y 300 µm de abertura de malla (Fig. 3A). Las muestras se preservan en formol 4% y se trasladan al laboratorio para su posterior identificación. Los individuos derivantes (organismos transportados por la corriente río abajo) se colectan con redes de deriva de 100 cm de largo, 300 µ de abertura de malla y un área de 24 x 8 cm (0,0192 m²) (Fig. 3B) (Barbero *et al.*, 2013). Las redes se colocan durante 30 minutos en la mitad de la columna de agua para excluir el neuston (grupo de organismos que se encuentra encima o adherido a la parte inferior de la película superficial de agua) y el bentos (conjunto de organismos que habitan el fondo de los ecosistemas acuáticos), y entre las 9:00 y 11:00 h para evitar la deriva comportamental (transporte de organismos durante las horas de oscuridad). Una vez cumplido el tiempo establecido en el protocolo, las muestras se preservan en formaldehído 4% y se trasladan al laboratorio para su posterior identificación. Las muestras de macroinvertebrados asociados a la vegetación marginal se colectan mediante un muestreador de mano de 300 µm de abertura de malla durante 10 minutos (Fig. 3C). La identificación taxonómica se realiza hasta el máximo nivel de resolución posible, mediante el uso de claves (Wiederholm, 1983; Pérez, 1988; Lopretto & Tell, 1995; Epler, 2001; Domínguez & Fernández, 2009) y luego se conservan los organismos en frascos madre, en alcohol al 70%.



Figura 3: a) Red Surber para colectar la comunidad bentónica de macroinvertebrados. b) Redes de deriva ubicadas en el arroyo. c) Copo de mano para colectar macroinvertebrados asociados a la vegetación de las márgenes.

Índices

Como indicadores químicos se aplicó el índice ICA (Corigliano, 2008) el cual incluye variables obtenidas *in situ* mediante sensores portátiles a excepción de la demanda química de oxígeno (DQO) medida en laboratorio.

ICA

Se seleccionaron las variables requeridas por el índice y se calculó el ICA a partir de la fórmula:

$$ICA = \frac{\sum C \times P}{\sum P}$$

Donde: P: ponderación del peso relativo de cada variable, realizada a partir de su importancia sobre la vida acuática. C: valores del índice de cada variable normalizada de 0 a 100 (Tabla 1).

Indicadores biológicos

Se utilizó la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y asociados a la vegetación de la ribera para calcular los índices métricos propuestos por Barbour *et al.* (1997, 1999), el Índice Biótico Carcarañá (Gualdoni & Corigliano, 1991) y el índice BMWP (Armitage *et al.* (1983). El índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER) desarrollado por Corigliano (2008) fue aplicado por primera vez en el arroyo Achiras- del Gato (Ortiz, 2016).

Índices métricos

El método multimétrico propuesto por Barbour *et al.* (1995) utiliza un conjunto de medidas individuales que incluyen índices bióticos y ecológicos. Proveen diferentes atributos biológicos que integrados resultan útiles para evaluar el estado general de una comunidad en respuesta a una perturbación. Estos autores señalan que los índices multimétricos desarrollados a nivel regional son adecuados para áreas geográficas amplias pero con modificaciones menores.

Debido a las diferencias biogeográficas los índices bióticos fueron ajustados según la composición biocenótica de cada área o región particular como señalan Gualdoni y Corigliano (1991). Por ello además de los índices propuestos por Barbour (1999), se consideraron en este estudio otros índices que incluyen la fauna propia del arroyo Achiras-del Gato y que permiten completar la calificación de la calidad del agua: *N° de taxones de Crustacea + Mollusca*, dentro de la categoría medidas de riqueza (Tripole & Corigliano, 2005), % *Crustacea + Mollusca*; % *Gasteropoda* incluidos en la categoría de medidas de composición y que representan a los organismos dependientes del calcio (Tripole & Corigliano, 2005) y % *Odontoceridae/Trichoptera*, dentro de la categoría de medida de composición. Este índice se consideró importante para el estudio en el arroyo Achiras-del Gato, ya que la familia *Odontoceridae* es sensible a la contaminación (Ortiz, 2016). La familia está representada por el género *Marilia*.

Índice biótico carcarañá (IBC)

El empleo del IBC requiere que la identificación de los macroinvertebrados esté definido por un límite taxonómico que involucra la identificación a familia o género según el grupo faunístico (Gualdoni & Corigliano 1991). Luego se utiliza una tabla estándar de doble entrada confeccionada según la sensibilidad de los macroinvertebrados bentónicos del sistema fluvial del Carcarañá. Una vez obtenido el valor del índice, se convierte en una clase de calidad de agua que varía entre I y V. Cada clase se corresponde con un juicio relativo al grado de contaminación.

Biological monitoring working party (BMWP)

Los índices basados en familias de macroinvertebrados permiten un análisis rápido *in situ* orientativo de la calidad del agua, sin muchas exigencias referidas a la facilidad y escaso costo para obtener los datos, y bajo esfuerzo taxonómico. Respecto de las familias de invertebrados presentes en los arroyos y ríos de la subcuenca Carcarañá se desarrolló el subíndice de calidad basado en el valor de tolerancia de las familias de invertebrados. El índice originalmente conocido como Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Armitage *et al.*, 1983), ha sido

Tabla 1. Interpretación de los valores del Índice de calidad del agua ICA.

Rango	Calidad	Puntaje	Color
>90-100	Muy Buena	5	Azul
>70-90	Buena	4	Verde
>50-70	Moderada	3	Amarillo
>25-50	Mala	2	Anaranjado
<25	Pésima	1	Rojo

usado en la Unión Europea y sufrido numerosas adaptaciones en otras regiones. En el arroyo Achiras-del Gato este índice se obtuvo sumando la puntuación correspondiente a cada familia presente en las muestras. A partir de esta sumatoria se obtuvo un puntaje que permitió emitir un juicio de calidad del agua. El puntaje asignado a cada una de las familias de invertebrados se encuentran citadas para la subcuenca Carcarañá (Príncipe & Corigliano, 2006; Corigliano *et al.*, 2005; Boccolini *et al.*, 2005).

Calidad del espacio ribereño (CER)

La aplicación de la Calidad del Espacio Ribereño (CER) utilizado en el arroyo Achiras-del Gato (Ortiz, 2016) se realizó en dos sitios de muestreo (A y B), recorriendo 100 metros río arriba del sitio A y 100 metros río abajo del sitio B, durante el período de aguas altas, cuando la vegetación se encuentra en su pleno desarrollo. El resultado del CER (Corigliano, 2008) se obtuvo mediante indicadores de la calidad del bosque de ribera (CBR) (Prat *et al.*, 2000; Ladson & White, 1999; Ladson *et al.*, 1999), de indicadores de biodiversidad (ISOLA, 2002) y mediante una lista de las perturbaciones e intervenciones humanas observadas (Suren *et al.*, 1998; Arribas *et al.*, 2002).

Calidad del bosque de ribera (CBR)

La calidad del bosque de ribera CBR es una adecuación del original "QBR" (Munné *et al.*, 1998) adaptado a las condiciones florísticas de la ecorregión del Espinal a la cual pertenece la región sur y sureste de la Provincia de Córdoba. Se utilizó una lista de los árboles presentes en la región para discriminar entre especies autóctonas e introducidas en los procesos de reforestaciones y arbolados de la zona (Cabrera, 1976; Kraus *et al.*, 1998; DeMaio, *et al.*, 2002; Vischi y Oggero, 2002). El CBR, se basa principalmente en cuatro variables con un puntaje máximo de 25 y que a su vez pueden presentar valores de 0, 5, 10, 25. La puntuación final es el resultado de la suma de los cuatro componentes y varía entre 0 y 100. Para el CBR adaptado por Corigliano (2008) se evalúan las riberas del río por separado a los fines de exponer asimetrías en el uso de ellas. En el estudio realizado en el arroyo Achiras-del Gato se consideraron ambos márgenes como lo establece Munné *et al.* (1998) en el QBR. Cuando no fue posible acceder a las dos riberas debido a inaccesibilidad, se consideró sólo una. El recorrido se llevó a cabo sobre la última terraza y las márgenes del arroyo. La aplicación del índice se llevó a cabo en un total de 16 tramos de 15 m cada uno; se consideraron 8 tramos por sitio, aguas arriba del sitio A y aguas abajo del sitio B.

Indicadores de biodiversidad

Se utilizaron los protocolos para cuantificar los indicadores de biodiversidad del corredor marginal como señala

la metodología de la obtención de datos para interpretar ambientes urbanos (ISOLA, 2002). Mediante el uso de indicadores subrogados (substitutos) se realizó un diagnóstico rápido de la diversidad en especies. Algunas categorías usadas como "reclamos por fauna urbana" y "palomas urbanas" se encuentran protocolizadas en sistemas de información ambiental para el ambiente urbano (ISOLA, 2002). Por ejemplo, el número de reclamos (llamados telefónicos u otros) recibidos por alguna institución oficial respecto de la presencia de fauna urbana en ambiente no urbano, se incluye en la categoría "reclamos por fauna urbana" y se cuantifica. En otras se consideró el criterio del uso de especies o taxones que dan información predictiva sobre la biodiversidad total y se categorizó el número de especies de aves y de familias de lepidópteros como indicadores de biodiversidad (Schulze *et al.*, 2004). Se seleccionaron un total de 8 variables. Cada variable recibe un puntaje que varía de 0 a 12,5. Este último valor representa la máxima biodiversidad que puede obtener la variable y la sumatoria de los valores de cada variable es el valor total del subíndice de biodiversidad (máximo 100) (Tabla 2). En relación al valor que se obtenga de este subíndice, se asigna un juicio o valoración, y una calidad al sitio en estudio.

En la categoría aves autóctonas, para obtener los puntajes requeridos por el protocolo, se utilizó una lista de la avifauna de la ecorregión del Espinal y sus valores indicativos (Corigliano, 2008). Para obtener el valor se procede a realizar avistajes desde un punto fijo durante una hora.

En el ítem Artrópoda Lepidoptera, Lepidóptera, se coleccionaron ejemplares de mariposas durante una hora con red entomológica. Posteriormente, los especímenes fueron acondicionados en sobres entomológicos e identificados hasta el nivel de familia en laboratorio. Finalmente, se contó la cantidad de familias encontradas para la asignación del puntaje correspondiente (Tabla 2).

Para el subíndice huellas y señales de animales silvestres se registró la presencia y se las clasificó detallando si corresponden a mamíferos, aves, reptiles y anfibios (Corigliano, 2008).

Subíndice de impactos

Se desarrolló una lista de intervenciones humanas o perturbaciones directas e indirectas (Arribas *et al.*, 2002; FISRWG, 1998). Se registraron 20 perturbaciones indirectas (en la zona ribereña) y 20 perturbaciones directas (en el cauce fluvial). La lista se confeccionó en 100 metros de recorrido en el tramo estudiado. El cálculo del subíndice se realizó adjudicando el valor de 100 puntos cuando el tramo no presenta ninguna perturbación. Al puntaje obtenido de las perturbaciones, se le asignó una clase y calidad de acuerdo a la Tabla 3.

Tabla 2. Protocolo de observación de indicadores de biodiversidad y porcentaje para el cálculo del subíndice (Corigliano, 2008).

Indicador de Biodiversidad	%	Puntos
Relación agua/ vegetación 0=sin vegetación; 5 = <30%; 7 < 50%; 12,5 => 50%		
Relación plantas silvestres / ornamentales y agrícolas 0 = ninguna planta silvestre; 5 =< 30%; 7 < 50%; 12,5 => 50%		
Nº de reclamos relacionados con la presencia de fauna urbana 0 = 5 reclamos; 5 = 3-4 reclamos ; 7 = 1-2 reclamos; 12,5 = ningún reclamo.		
Relación aves de áreas silvestres/ Aves de área urbana 0 = ningún ave silvestre; 5 =< 30% de aves silvestres; 7 =< 50% de aves silvestres; 12,5 => 50% de aves silvestres.		
Aves autóctonas 0 =< 15 ; 5 ≥ 15; 7 => 40; 12,5 => 70 Puntaje por especie de aves.		
Especies raras 0 = ninguna especie rara; 12 ≥ 1 especie rara.		
Artrópoda. Lepidóptera 0 = ningún papilionoideo; 5 = 1 familia; 7 = 2-3 familias; 12,5 = 4-5 familias avistadas.		
Huellas y señales de animales silvestres 0 = ninguna señal; 5 = 1-3 señales; 7 = 4-5 señales; 12,5=6-10 señales.		
Total Máximo del índice 100 puntos		

Tabla 3. Conversión de valores del subíndice de impactos y su calidad correspondiente.

Puntuación	Juicio	Calidad	Clase	Color
>90	Sin alteraciones, estado natural.	Muy Buena	5	Azul
70-90	Ligeras perturbaciones.	Buena	4	Verde
50-70	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia.	Moderada	3	Amarillo
25-50	Alteración intensa	Mala	2	Anaranjado
≤25	Degradación extrema	Pésima	1	Rojo

Finalmente, todos los indicadores (CBR, Biodiversidad e Impactos) se integran en un único índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER). El máximo valor se calcula con la sumatoria de los máximos puntajes de los tres ítems interpretados como la condición ideal de referencia, adquiriendo un valor de 300.

Estado ecológico

Para estimar el estado ecológico del sistema en estudio, se utilizó una modificación del índice ECOSTRIMED (Prat *et*

al., 2000) adaptado para el río Chocancharava por Boccolini *et al.* (2005). Para ello se combinaron las clases de calidad obtenidas con los índices multimétricos y la valoración de la calidad del espacio ribereño (CER) en lugar del CBR que proponen Boccolini *et al.* (2005). De esta manera el índice ECOSTRIMED contempla la calidad de todo el arroyo Achiras–del Gato, brindando una información sistémica del estado ecológico, ya que considera los atributos biológicos y la valoración de las márgenes del mismo (Tabla 4).

A partir de la combinación de los indicadores químicos (ICA) y biológicos basados en macroinvertebrados

Tabla 4. Valoración del estado ecológico de los ambientes fluviales, modificado a partir del índice original ECOSTRIMED (Boccolini et al., 2005).

Métricos	CER				
	>285-225	>225-165	>165-90	>90-75	≤75
4	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
3	Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
2	Moderado	Moderado	Malo	Pésimo	Pésimo
1	Moderado	Malo	Pésimo	Pésimo	Pésimo

(BMWP) (Tabla 5) se utilizó un índice para la calidad del agua (Corigliano, 2008).

A los fines de integrar mayor información aún, se empleó una combinación entre la calidad del agua (ICA-BMWP) y el índice de calidad del espacio ribereño (CER) (Tabla 6) lo que resulta en la calidad ambiental (Corigliano, 2008).

Finalmente, y como aporte nuevo a la valoración de la calidad ecológica del arroyo Achiras-del Gato, se realizó una combinación de las clases de calidad del IBC y el CER (Tabla 7).

Discusión

En las últimas décadas, a nivel mundial, las agencias gubernamentales, ambientales, universidades y diversas organizaciones, se han preocupado por evaluar el impacto antrópico que afecta a los recursos hídricos a través del estudio de las propiedades químicas, físicas y biológicas del agua, utilizando diferentes programas de monitoreo. Numerosas variables son utilizadas en los planes de monitoreo, sin embargo, estas variables en general requieren de un tratamiento e interpretación que resulta en una tarea compleja en ciertos casos. En muchas ocasiones, en el proceso de valoración

Tabla 5. Índice para la calidad del agua combinando los indicadores químicos (ICA) y biológicos basados en macroinvertebrados (BMWP) (Corigliano, 2008).

BMWP	ICA				
	5	4	3	2	1
5	Excelente	Buena	Moderada	Mala	Muy Mala
4	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
3	Bueno	Moderada	Moderada	Mala	Pésima
2	Moderado	Moderada	Moderada	Mala	Pésima
1	Moderada	Mala	Mala	Pésimo	Pésima

Tabla 6. Índice Síntesis de la calidad ambiental combinando el índice de calidad del agua (ICA-BMWP) y el índice de calidad del espacio ribereño (CER) (Corigliano, 2008).

ICA-BMWP	CER				
	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Muy Buena	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Buena	Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Mala	Pésima
Mala	Mala	Mala	Mala	Mala	Pésima
Pésima	Pésima	Pésima	Pésima	Pésima	Pésima

Tabla 7. Integridad ecológica (estado ecológico) del arroyo Achiras–del Gato combinando las clases de calidad del IBC y el CER.

IBC	CER				
	>285-225	>225-165	>165-90	>90-75	≤75
5	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
4	Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
3	Moderado	Moderado	Moderado	Malo	Pésimo
2	Malo	Malo	Malo	Malo	Pésimo
1	Pésimo	Pésimo	Pésimo	Pésimo	Pésimo

de la calidad ambiental se incurre en la pérdida de información o en gastos que no justifican los resultados obtenidos.

Los principales análisis que se realizan para evaluar la calidad de los sistemas fluviales consisten en la medición de parámetros físico-químicos, los cuales brindan información rápida de la calidad del agua, y pueden ser monitoreados con mayor frecuencia, sin embargo no aportan información de su influencia sobre los organismos acuáticos. Los organismos reaccionan, no sólo a factores posibles de analizar directamente sino a un complejo que incluye otros agentes que escapan al análisis corriente. Además reflejan un conjunto temporal de condiciones y no las condiciones momentáneas que nos proporciona un análisis físico-químico (Margalef, 1982). Esta información integral y conservada en el tiempo por la biota del río y la de su ribera, es aportada por los métodos biológicos, los cuales están basados en la observación y medición de las comunidades de seres vivos que habitan los ambientes fluviales (Armitage *et al.*, 1983; Barbour, 1997, 1999; Alba-Tercedor & Pujante, 2000). Es recomendable entonces, la utilización de indicadores físico-químicos y biológicos en la evaluación del estado ecológico de los recursos hídricos (Orozco *et al.*, 2005).

La aplicación de los índices multimétricos resulta relativamente simple de calcular (Barbour *et al.*, 1999). Cada métrico evalúa un aspecto de la comunidad que es sensible al deterioro basándose en el conocimiento empírico de los atributos biológicos y respondiendo a grados variables de perturbaciones ambientales. Estos índices, cuando están debidamente contruidos, evitan ambigüedades y combinan la visión biológica con el rigor estadístico (Resh *et al.*, 1995). Los valores del IBC en algunas de las investigaciones realizadas en la región centro del país no indicaron deterioros entre los sitios estudiados ni mostraron cambios entre diferentes años estudiados. Estos resultados se asocian a que el IBC está diseñado para evaluar impactos ambientales severos y puntuales, por ejemplo las alteraciones que provoca una piscifactoría, y no tiene el alcance para evaluar cambios hidrológicos por embalses o crecientes que demoran un cierto tiempo en

manifestarse. Sin embargo, el empleo del IBC permitió dar una rápida respuesta solicitada por una entidad del Poder Judicial de la Nación, ante una situación severa de deterioro de la calidad biológica del agua en un río que recibía los efluentes de una mina de fluorita. Por ello, su utilización resulta importante por su relativa sencillez y rapidez en lo que respecta a su aplicación. Por lo tanto es necesario complementarlo siempre que sea posible, con otros índices biológicos como los índices multimétricos. Estos índices analizan los atributos estructurales de las comunidades (Corigliano, 1999) y aunque esto demande mayor tiempo (en contar individuos) y conocimiento refinado de la fauna local para la identificación de organismos bentónicos hasta la categoría de género, proporcionan importante información complementaria. De esta forma, para lograr un correcto juicio de calidad ecológica es necesario incluir una amplia variedad de índices que analicen diferentes atributos que componen el ambiente fluvial.

La utilización periódica de metodologías basadas en el análisis de componentes biológicos de los ambientes fluviales ofrece una manera rápida de proporcionar información a los entes responsables para que puedan implementar gestiones sostenibles que incluyan, no sólo la evaluación y el control de los ecosistemas fluviales, sino también su conservación y restauración como parte del patrimonio natural de futuras generaciones.

Perspectivas futuras

En el estudio realizado en el año 2016 en el arroyo Achiras-del Gato, por primera vez se incluyó en el análisis a lepidópteros, aves y vegetación, los cuales están considerados en el Índice de Calidad Ribereño (CER) propuesto por Corigliano (2008). Esto proporcionó valiosa información complementaria a los índices biológicos de calidad de agua, brindando a su vez una valoración holística del sistema fluvial. En consecuencia, para futuros monitoreos de los cursos de agua del sur de la Provincia de Córdoba se sugiere la incorporación de índices que valoren el estado de otras comunidades acuáticas tales como peces y algas perifíticas, y también indicadores del estado

de conservación de la zona ribereña y las comunidades biológicas que allí se desarrollan, posibilitando de esta manera un estudio integral del ecosistema fluvial.

Agradecimientos

Los autores de este manuscrito agradecen a la Secretaría de Ciencia y Técnica de la UNRC por los subsidios a diferentes proyectos en el marco de los cuales se realizaron todas estas investigaciones. También al Dr. Pablo Brandolin por su colaboración en la confección del mapa de la subcuenca Carcarañá y especialmente a la Dra. María del Carmen Corigliano y a la Dra. Cristina M. Gualdoni por haber sido las pioneras en los estudios limnológicos de la subcuenca Carcarañá, posibilitando así la formación de numerosos recursos humanos y la consolidación de un equipo de trabajo, que aún continúa afrontando e intentando resolver desafíos, después de más de 25 años.

Bibliografía

- Alba-Tercedor, J., & A. M. Pujante. 2000. Running-water bio-monitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. In *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Proceedings of an International Workshop held in Oxford, UK, on 16-18 September 1997* (pp. 207-216). Freshwater Biological Association (FBA).
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & 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. *Water research*, 17(3): 333-347.
- Arribas, C., Guarnizo, P., Saldaña, T., & C. Fernández-Delgado. 2002. Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadiamar y estado de conservación de su vegetación riparia. III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación de Aguas: "La Directiva Marco del agua: realidades y futuros", Fundación Nueva Cultura del Agua y Universidad de Sevilla. Sevilla, España.
- Barbour, M. T., Graves, C. G., Plafkin, J. L., Wisseman, R. W., & B. P. Bradley. 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental toxicology and chemistry*, 11(4): 437-449.
- Barbour, M. T., Stribling, J. B., & J. R. Karr. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria. Biological assessment and criteria. *Tools for water resource planning and decision making*. CRC Press, Boca Raton, 63-77.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & J. B. Stribling. 1997. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers. *USEPA, Washington*.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. *USEPA, Washington*.
- Boccolini, M. F., Oberto, A. M., y M. del C. Corigliano. 2005. Calidad ambiental en un río urbano de Ilanura. *Biología Acuática*, 22: 59-69.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. Tomo II. Fascículo 1. Buenos Aires, Acme.
- Corigliano, M. del C. 1994. El efecto de los embalses sobre la fauna planctónica y bentónica de río Ctalamochita. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 14: 23-38.
- Corigliano, M. del C. 1999. Índices bióticos: aplicaciones y alcances. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58(1-2): 193-201.

- Corigliano, M. del C. 2008. Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 28(1-2): 33-54.
- Corigliano, M. del C. y R. Malpassi. 1994. Macroinvertebrados marginales de dos ríos de llanura. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 12: 31-41.
- Corigliano, M. del C., Gualdoni, C. M. y A. M. Oberto. 1996. Análisis biológico del río Huacha Corral: Determinación de la calidad del agua mediante la aplicación de índices bióticos. Informe Científico Técnico realizado por solicitud del Poder Judicial de la Nación: Juzgado Federal de la Ciudad de Río Cuarto.
- Corigliano, M. del C., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 1998. Macroinvertebrados bentónicos en el examen de calidad ambiental de ecosistemas acuáticos en la Subcuenca Carcarañá. *Anales del XVII Congreso Nacional del Agua, Santa Fe, Argentina, Tomo 5*: 24-32.
- Corigliano, M. del C., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 2005. Distribución altitudinal de macroinvertebrados en paisajes fluviales rurales y urbanos en Subcuencas del río Carcarañá, Pcia. de Córdoba. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 25(2): 125-142.
- Demaio, P. H., Medina, M., y U. O. Karlin. 2002. Árboles nativos del centro de Argentina. Colin Sharp, L.O.L.A., Buenos Aires.
- Domínguez, E. y H. R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* (p. 307). Tucumán, Fundación Miguel Lillo.
- Epler, J. H. 2001. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina* (p. 526). Crawford, South Carolina.
- FISRWG. 1998. *Stream Corridor restoration: Principles Processes and Practices*. Federal interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG).
- Ghetti, P. F. 1986. I macroinvertebrati nell' analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione. Prov. Aut. di Trento, Trento, 111 pp.
- Gualdoni, C. M. y M. del C. Corigliano. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 11(1): 43-49.
- Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 1994a. La aplicación de índices bióticos en la subcuenca del río Chocancharava (Cuarto). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 14(1): 39-53.
- Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 1994b. Evaluación de la calidad biológica de los ambientes lóticos de la subcuenca del Río Ctalamochita (Tercero) (Córdoba, Argentina). *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto*, 14(1): 65-80.
- Gualdoni, C. M., Duarte, C. A., y E. A. Medeiros. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología austral*, 2: 149-162.
- Gualdoni, C. M. y A. M. Oberto. 2012. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. *Iheringia Série Zoologia*, 102(2): 177-186.
- ISOLA (Information System for the Orientation of Local Actions) 2002. *Indicators to read the urban environment*. Disponible en el sitio http://www.comune.modena.it/~isola/inglese/number5/indic_urbenvir.html.
- Kraus, T. A., Bianco, C. y C. Núñez. 1998. *Los ambientes naturales del sur de Córdoba*. Río Cuarto: Editorial de la Fundación UNRC.
- Ladson, A. R., & L. J. White. 1999. *An index of stream condition: Reference manual*. Waterways Unit, Department of Natural Resources and Environment.
- Ladson, A. R., White, L. J., Doolan, J. A., Finlayson, B. L., Hart, B. T., Lake, P. S., & J. W. Tilleard. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology*, 41(2): 453-468.
- Lopretto, E. C., y G. Tell. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur.
- Margalef, R. 1982. *Ecología*. Barcelona, Omega. 951 pp.
- Munné, A., Solá, C., y N. Prat. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175: 20-37.
- Oberto, A. M. 1997. Valoración biológica del vertido de una piscifactoría en un arroyo serrano. *Libro de resúmenes del II Congreso Argentino de Limnología*. Buenos Aires.
- Orozco, C., Perez, A., Gonzalez, M. N., Rodriguez, F. y J. Alfayate. 2005. *Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química*. Tercera Edición. Madrid, España, Thomson Editoriales, Spain Parainfo S. A.
- Ortiz, C. E. 2016. *Caracterización del estado ecológico de un arroyo serrano de mediano orden del sur de Córdoba* (Tesis de grado). Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I. y M. Oesterheld. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología austral*, 28(1): 040-063.

Pérez, G. R. 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Antioquia, Colombia, Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis".

Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Solà, C. y N. Bonada. 2000. ECOSTRIMED. Protocolo para determinar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. Área de Medio Ambiente. Diputación de Barcelona. Barcelona, 40.

Prat, N., Rieradevall, M. y P. Fortuño. 2012. Metodología FEM para la evaluación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Barcelona: Universidad de Barcelona (España)*.

Principe, R. E. & M. del C. Corigliano. 2006. Benthic, drifting and marginal macroinvertebrate assemblages in a lowland river: temporal and spatial variations and size structure. *Hydrobiologia*, 553(1): 303-317.

Resh, V. H., R. H. Norris & M. T. Barbour. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20(1): 108-121.

Schulze, C. H., Waltert, M., Kessler, P. J., Pitopang, R., Veddeler, D., Mühlenberg, M., Gradstein, S. R., Leuschner, C., Steffan-Dewenter, I. & T. Tscharnke. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological applications*, 14(5): 1321-1333.

Suren, A. M., Snelder, T. & M. Scarsbrook. 1998. *Urban stream habitat assessment method (USHA)*. NIWA. Christchurch, New Zealand.

Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J., Hession, W. C. & R. J. Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(39): 14132-14137.

Tripole, E. S. & M. del C. Corigliano. 2005. Acid stress evaluation using multimetric indices in the Carolina stream (San Luis, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1):101-114.

Vischi, N. y A. Oggero. 2002. Bosque autóctono el Espinal: Un área protegida. Universidad Nacional de Río Cuarto.

Wiederholm, T. 1983. Chironomidae of Holarctic region: keys and diagnoses. Part 1. *Larvae Entomol Scand Suppl*, 19: 1-457.