

CONTRIBUCIÓN DEL 3<sup>ER</sup> CONGRESO LATINOAMERICANO DE MACROINVERTEBRADOS DE AGUA DULCE:  
BIODIVERSIDAD Y ECOLOGÍA FUNCIONAL EN EL NEOTRÓPICOAPLICACIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS DE CALIDAD DE AGUA EN CUATRO  
ARROYOS DE LA CUENCA DEL RÍO GUALEGUAYCHÚ  
(ENTRE RÍOS, ARGENTINA)APPLICATION OF WATER QUALITY BIOTIC INDEXES IN FOUR STREAMS OF  
GUALEGUAYCHÚ RIVER BASIN (ENTRE RÍOS, ARGENTINA)

Ricardo Juárez, Melina Celeste Crettaz-Minaglia, Irene Aguer, Iván Juárez, Diamela Gianello, Elizabeth Ávila  
y Carlos Roldán

## RESUMEN

La acelerada pérdida de calidad de agua en ríos y arroyos, está asociada con pérdida de biodiversidad, por tanto la determinación de parámetros de calidad de agua en estos sistemas acuáticos es fundamental y urgente. El objetivo del trabajo fue estudiar la calidad de agua de cuatro arroyos de la cuenca del río Gualeguaychú, utilizando bioindicadores. El área de estudio se encuentra en la Pampa Mesopotámica, donde se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas, y está sujeta a una profunda transformación de sus ecosistemas desde hace dos décadas. Entre 2013-2015, se estudiaron los arroyos García (GA), Los Perros (LP), Santa Bárbara (SB) y La Cañada (LC). Se realizaron muestreos periódicos determinando variables fisicoquímicas, de ribera, macroinvertebrados bentónicos y de aúdal. Se aplicaron los índices Biótico de Familias (IBF), *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), el Índice Biótico Pampeano (IBPamp) y el Índice de Calidad de Ribera (ICR). Se recolectaron e identificaron 10007 organismos de 67 taxones. Los índices BMWP e IBF determinaron que existe contaminación de severa a intermedia, el IBPamp determinó escasa contaminación. Según el ICR, los arroyos LP, GA y SB, poseen alteraciones en la ribera; LC, no posee alteraciones. Los índices bióticos de calidad de agua y ribera resultaron una herramienta muy valiosa para determinar el estado ecológico de los cuerpos de agua de la zona, sin embargo, debido a la particularidades de la Pampa Mesopotámica, es necesario realizar ajustes que permitan una mejor interpretación de la diversidad regional y de sus variaciones en el espacio y en el tiempo.

**PALABRAS CLAVE:** Macroinvertebrados, Índice, Entre Ríos, Arroyo

## ABSTRACT

The rapid loss of water quality from rivers and streams entails a loss of biodiversity; and their determination is essential and urgent. The aim of this study was asses the quality water from four Streams of Gualeguaychu River Basin, using bioindicators. The study area is located in the Pampa Mesopotamica, where agricultural and livestock activities are developed, and this is affected by a profound transformation of their ecosystems since two decades ago. Between 2013 to 2015, the Streams Garcia (GA), Los Perros (LP), Santa Bárbara (SB) and La Cañada (LC) were studied. Periodic samples were carried out, and physiochemical and riparian variables, benthic macroinvertebrates and discharge. The Family Biotic Index (FBI), Biological Monitoring Working Party (BMWP), the Biotic Index for PAMPeian rivers and streams (IBPamp) and Riparian Quality Index (RQI) were applied. As result, 10007 organisms of 67 taxa were collected and identified. The FBI and BMWP indexes determined that exist severe and moderate pollution, the IBPamp determined less pollution. According to RQI, LP, GA and SB Streams have alterations in the riverbank, in contrast, the LC Stream. Biotic water quality and riparian indices proved a valuable tool to determine the ecological status of water bodies in the area, however, because of the particularities of the Pampa Mesopotamian, adjustments are necessary to allow better interpretation of the regional diversity and space and time variations.

**KEY WORDS:** Macroinvertebrates, Index, Entre Ríos, Stream

## Dirección de los autores:

Laboratorio de Indicadores Biológicos y Gestión Ambiental de Calidad de Agua (IBGA), Facultad de Ciencia y Tecnología (UADER). San Martín 575, Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina (R.J.) (M.C.C.M.) (I.A.) (I.J.) (D.G.) (E.A.) (C.R.). Laboratorio de Toxicología General, Facultad de Ciencias Exactas (UNLP). 48 y 115, La Plata, Buenos Aires, Argentina; e-mail: crettaz.melina@uader.edu.ar (M.C.C.M.). Centro de Investigación en Criotecnología de Alimentos (CIDCA). CCT-CONICET - La Plata. 47 y 117, La Plata, Buenos Aires, Argentina (I.J.).



## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas dulceacuícolas son considerados uno de los recursos naturales renovables más importantes para la vida, y son, a la vez, sensibles a las modificaciones antrópicas que generan alteraciones en la calidad del agua y de sus riberas, y por lo tanto, en la diversidad de organismos que éstos albergan (Montoya et al., 2011; Meza et al., 2012). El agua es un recurso finito, esencial para las actividades humanas y para el desarrollo sostenible de sus poblaciones (Bartram y Balance, 1996; Kenney et al., 2009); sin embargo el aumento de la presión humana sobre los recursos hídricos y los efectos del cambio climático probablemente afectarán el estado hidrológico y geomorfológico de los sistemas acuáticos en muchas regiones del mundo (Rodríguez-Capítulo et al., 2010). Las principales perturbaciones que afectan en la actualidad a los sistemas de aguas dulces superficiales son las construcciones de represas, el impacto de las actividades agrícolas y ganaderas, la eliminación de humedales para el avance de áreas cultivables y urbanización, el exceso de nutrientes y el vertido de productos tóxicos de procedencia diversa (Elosegui y Sabater, 2009).

La calidad de agua de un río puede ser evaluada mediante la medición de parámetros físico-químicos o mediante el análisis de sus comunidades biológicas. Los primeros brindan información extensa de la naturaleza de los componentes químicos en el agua y sus propiedades físicas, pero no de los sucesos temporales que afectan a la vida acuática; los segundos nos permiten obtener información temporal del estado del ecosistema y, de este modo, gestionar su conservación o recuperación, aunque no brindan información respecto de la naturaleza de los contaminantes, por ello es recomendable el uso combinado de estas metodologías (Orozco et al., 2005; Sánchez-Caro et al., 2012). Actualmente, los ensambles biológicos se utilizan ampliamente en todo el mundo para determinar la calidad del recurso hídrico, ya que permiten refinar la toma de decisiones sobre el uso del agua y el impacto que genera el hombre sobre este recurso (Montoya et al., 2011). Los insectos acuáticos y otros invertebrados bentónicos son los organismos más utilizados en el biomonitoreo de cuerpos de agua dulce afectados por el impacto humano (Bonada et al., 2006). Los macroinvertebrados del bentos representan una importante fracción en la biodiversidad de un arroyo, debido a ello, son frecuentemente utilizados como indicadores en ambiente acuáticos, su riqueza

y diversidad están fuertemente correlacionados con los cambios en su ambiente (Cortelezzi et al., 2015). Estos organismos son sensibles a la contaminación orgánica y la degradación del hábitat, por tal razón, en la evaluación ambiental del recurso hídrico es valioso su potencial como bioindicadores de calidad de agua (Merritt y Cummins, 1996) e integran y acumulan los efectos de diferentes presiones sobre los ecosistemas naturales (Barbour et al., 1999), siendo complemento a los métodos físico-químicos tradicionales. Estas valoraciones presentan ventajas con relación a otros tipos de medidas de calidad de agua, porque se realizan con organismos indicadores del medio en el que habitan, los cuales están integrados al recurso durante toda su vida, y de esta forma pueden reflejar las fluctuaciones de contaminación (Alba-Tercedor, 1996; Roldán, 2003).

En la actualidad existe un gran desarrollo de índices bióticos de calidad de agua utilizando macroinvertebrados bentónicos, uno de los índices más extendido a nivel internacional es el BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) (Armitage et al., 1983). Para la región Pampeana de Argentina se pueden citar los elaborados por Rodríguez-Capítulo (1999) y Rodríguez-Capítulo et al. (2001). El índice biótico de familia (IBF) (Hilsenhoff, 1988), originalmente elaborado para la bioindicación de ríos en los Estados Unidos, es otro de los índices utilizados, además de ponderar las familias de macroinvertebrados como lo hace el BMWP, contempla el número de individuos disminuyendo el peso de los taxones raros.

En Argentina, la ecorregión Pampeana constituye el más importante ecosistema de praderas por su gran extensión (Viglizzo et al., 2006). Durante los últimos cuarenta años, ha estado expuesta a una creciente intervención humana, marcada por un aumento considerable en la proporción de la superficie cultivada, así la tendencia ambiental de las pampas es la que requiere especial atención (Viglizzo et al., 2006). En este sentido, la cuenca del río Guauguaychú posee escasas investigaciones sobre sus ambientes lóticos, siendo importante y urgente la generación de líneas de base ambiental.

El objetivo de este estudio fue estudiar la calidad del agua de los arroyos de la cuenca media-baja del río Guauguaychú a través de indicadores físico-químicos y macroinvertebrados bentónicos, así como la caracterización ambiental por medio del índice de calidad de ribera (ICR).

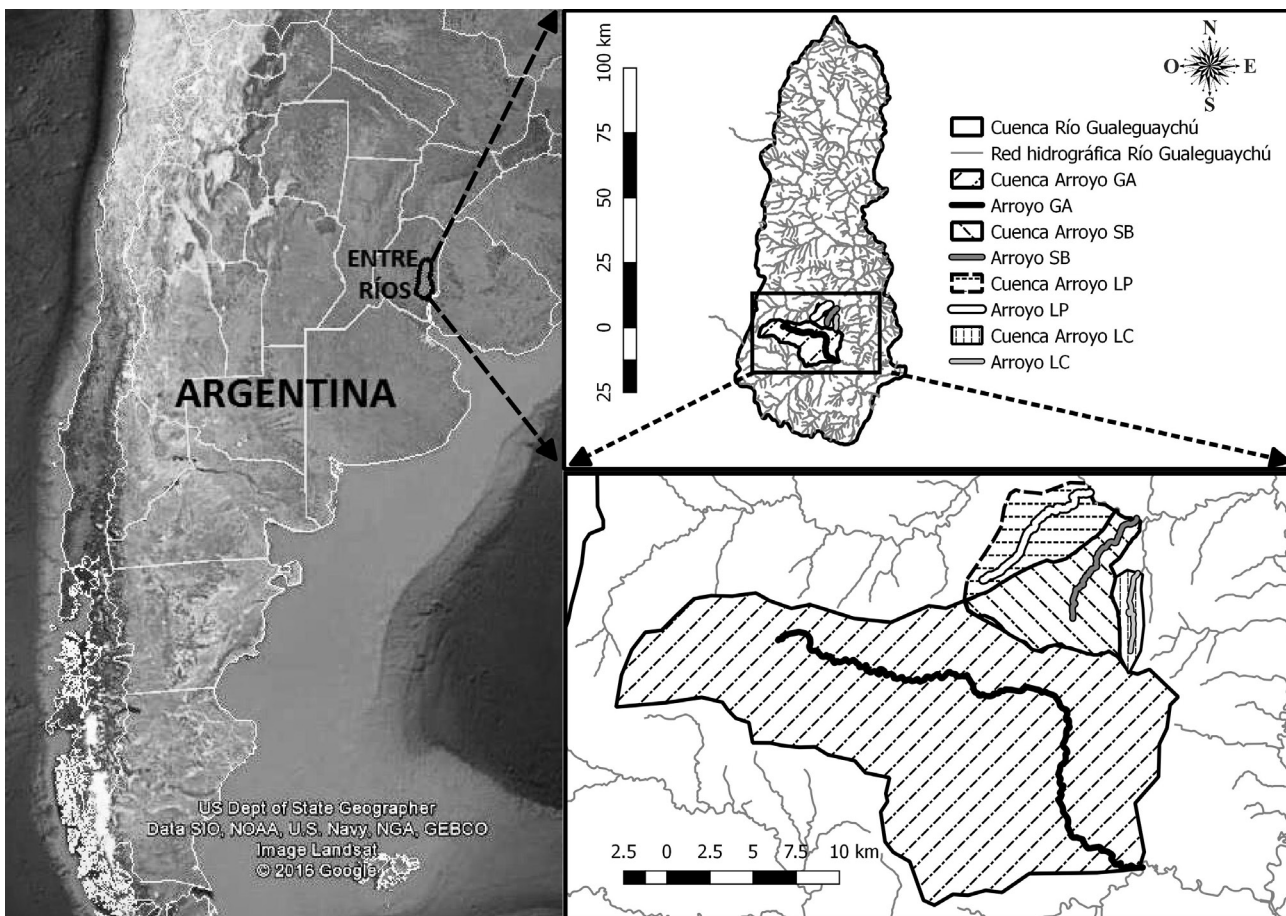


Figura 1. Ubicación de los arroyos en la República Argentina, cuenca del río Gualeguaychú, cuenca de los cuatro arroyos estudiados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El ecosistema pampeano de Argentina tiene una extensión aproximada de 540000 km<sup>2</sup>; tiene un relieve relativamente plano, con una suave pendiente hacia el Océano Atlántico y parte, se encuentra expuesto a anegamientos permanentes o cíclicos (Viglizzo et al., 2006). La mayor parte de las precipitaciones se concentran entre septiembre y marzo y las temperaturas medias oscilan entre los 14 y los 20 °C (Viglizzo et al., 2006). El área de estudio se encuentra dentro de la subregión conocida como Pampa Mesopotámica, caracterizada por el predominio de pastizales y praderas, cortados por matorrales y bosques ribereños de los numerosos cursos de agua de la zona; la cubierta de vegetación original ha sido sustituida casi en su totalidad por las actividades agrícolas y ganaderas (Morello et al., 2012).

Los arroyos estudiados se encuentran en la cuenca hidrográfica del río Gualeguaychú, al sur-este de la

provincia de Entre Ríos; estos fueron: Los Perros (LP), Santa Bárbara (SB), La Cañada (LC) y García (GA), los tres primeros pertenecientes a la subcuenca del arroyo El Gato y el último perteneciente a la subcuenca del arroyo Gualeayán (Figura 1). Las cuencas de estos arroyos difieren ampliamente en sus longitudes, siendo mayor en la del arroyo García con una longitud de 36,5 km y la menor en la del arroyo La Cañada, con una longitud de 5,2 km; mientras que los arroyos Los Perros y Santa Bárbara, poseen cuencas de 9,6 km y 8,2 km de longitud respectivamente (Dirección de Hidráulica de la Provincia de Entre Ríos, 2015). El área se caracteriza por el desarrollo de un sistema productivo mixto (agrícola-ganadero y tambo) (INTA, 2005).

Se realizaron seis muestreos en el arroyo SB durante el año 2013 y cinco muestreos en los arroyos LP, LC y Ga durante los años 2014-2015, en ambos casos se cubrió un muestreo de verano, otoño, invierno y primavera. En cada sitio se determinó el caudal, mediante el método del flotador (Sánchez et al., 2010); Además, se realizó una

valoración cualitativa de los sedimentos, mediante una muestra al azar, a las cuales se les tomó las dimensiones con calibrador tipo Vernier y así clasificarlos de acuerdo con la metodología propuesta por Barbour et al. (1999). Se midió la temperatura del agua, pH y conductividad eléctrica (CE) con medidor multiparamétrico Hanna HI991003 y oxígeno disuelto (OD) por método Winkler adaptado a campo (Goyenola, 2007). Además, se tomaron muestras de agua para determinar: 1. fósforo total (PT), con un método colorimétrico, usando cloruro estannoso; 2. Nitrógeno total (NT) con el método de macro-Kjeldahl y 3. Demanda química de oxígeno (DQO), por el método de digestión con dicromato de potasio (APHA-AWWA-WFF, 1992).

Para la toma de muestras de macroinvertebrados bentónicos, se siguió a Darrigran et al. (2007) y Kuhlmann et al. (2012). Se utilizó una red D de bentos de apertura de malla de 250  $\mu\text{m}$  y de 30 cm de base y 50 cm de profundidad que fue arrastrada por transectas de 20 m. El material recolectado fue almacenado en frascos plásticos y fijado con alcohol etílico 96 %. En el laboratorio, las muestras fueron lavadas con un tamiz 250  $\mu\text{m}$  de apertura de malla y luego se realizó una tinción con eritrocina B 0,4 % m/m (para facilitar la observación y separación de los organismos) y se conservaron en alcohol 70 %. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta el nivel de familia con Lupa Estereoscópica MOTIC con aumentos 10 X y 30 X utilizando las claves dicotómicas de Domínguez et al. (1992), Bouchard (2004), Collins et al. (2004) y Domínguez y Fernández (2009).

Para la determinación de la calidad de agua, mediante las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, se utilizaron los índices BMWP (Armitage et al., 1983), IBF (Hilsenhoff, 1988) en sus formulaciones originales e IBPamp (Rodrigues-Capítulo et al., 2001). Se determinó la diversidad mediante el índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1949) y el estado trófico definido en función de la concentración de fósforo total de los cuerpos de agua mediante el índice de Carlson (1977). La calidad de ribera se calculó utilizando el Índice de Calidad de Ribera (ICR) de Troitino et al. (2010).

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente utilizando el programa PAST (*Paleontological Statistic*) (Hammer et al., 2001). Se realizó un análisis Cluster mediante la aplicación de un índice de distancia euclideana a la abundancia que fue transformada a  $\log(x + 1)$  para bajar el peso de los taxones dominantes.

## RESULTADOS

El caudal promedio mayor fue del arroyo GA y el menor, del arroyo LC (Tabla 1). Las precipitaciones medias fueron mayores en el muestreo del arroyo SB durante el año 2013, con relación a los muestreos de los arroyos restantes durante los años 2014 y 2015. Los sedimentos estuvieron compuestos por arena, limo y fracción orgánica, en los arroyos LP, SB y LC. En este último arroyo fueron más abundante, con presencia además, de gravas. En el arroyo GA, se mostró la presencia de canto rodado, guijarros, grava y arena, sin la presencia de fracción orgánica.

Sobre las variables físico-químicas, los arroyos GA y LP, presentaron una temperatura promedio relativamente más elevada; las conductividades más bajas fueron halladas en los arroyos LP y LC, los que además, presentan las menores concentraciones de oxígeno disuelto y los mayores valores de demanda química de oxígeno. El nitrógeno total presentó valores promedio elevados en los arroyos GA, LP y LC, mientras que el fósforo total fue mayor en este último (Tabla 2).

Tabla 1. Ancho, profundidad y caudal de los arroyos estudiados.

Sitio	Ancho (m)	Profundidad (m)	Caudal ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )
Santa Bárbara (SB)	4,9	0,33	0,30
Los Perros (LP)	7,6	0,63	0,12
La Cañada (LC)	1,6	0,22	0,00
García (GA)	4,6	0,42	1,04



Tabla 2. Estadísticos principales de las variables físico-químicas e hidrológicas determinadas en los arroyos. T: Temperatura; OD: oxígeno disuelto; CE: conductividad eléctrica; SDT: sólidos disueltos totales; NT: nitrógeno total; PT: fósforo total; DQO: demanda química de oxígeno; NH: nivel hidrométrico del río Guauguaychú; PA: precipitaciones acumuladas entre fechas de muestreo, DE: desviación estándar.

Arroyo	Medida	T °C	pH Unid.	OD mg/L	CE µS/cm	SDT ppm	NT mg/L	PT mg/L	DQO mg/L	NH m	PA mm
SB	Media	16,8	7,3	8,3	571	285	1,3	0,15	6,4	1,38	93
	Mínimo	12,8	6,7	6	543	270	0,3	0,04	3,9	1,01	48,4
	Máximo	24	7,9	9,8	592	299	3,1	0,23	10,4	1,88	186,5
	DE	3,71	0,4	1,3	15,9	9,2	1	0,07	2,1	0,26	45,9
GA	Media	18,5	7,8	7,8	579	289	5,4	0,17	27	1,8	3,6
	Mínimo	12,7	7,4	6,6	533	262	0,1	0,08	8,1	1,5	0
	Máximo	22,4	8	8,8	603	301	10,6	0,32	69,2	1,99	15,8
	DE	4,27	0,2	0,8	26,8	14,8	3,7	0,09	22,4	0,19	6,2
LC	Media	16,1	6,9	5,1	223	115	6,8	1,02	74,3	1,77	6,2
	Mínimo	10,9	6,3	3	127	64	0,3	0,43	16	1,5	0
	Máximo	21,6	7,6	8	389	200	13	1,83	233,4	1,99	15,8
	DE	4,45	0,5	2	113	60	4,5	0,57	81,7	0,18	6,8
LP	Media	18,4	7,1	6,3	275	138	4,9	0,32	54,2	1,77	6,2
	Mínimo	11,9	6,3	3	147	70	0,2	0,14	8,5	1,5	0
	Máximo	26,2	7,6	10,8	453	236	9,5	0,47	143,4	1,99	15,8
	DE	6,3	0,5	2,9	108	58	3,4	0,13	54,4	0,18	6,8

Se recolectaron 10007 organismos pertenecientes a 67 taxones (Tabla 3). En el arroyo SB predominaron los gasterópodos con el 57 %, siendo Cochliopidae la familia con mayor número de individuos (Figura 2a) y otras familias tales como Ampullaridae, Corbiculidae, Mycetopodidae, Planorbidae y Mytilidae, presentaron menor número de individuos. En LC, predominó Decapoda (Palaemonidae) y Diptera (Chironomidae), órdenes que representan el 59 % de

los organismos recolectados (Figura 2b). En los arroyos LP y SA, predominaron los gasterópodos (Cochliopidae, Ampullaridae, Planorbidae, Ancyliidae, Corbiculidae y Mycetopodidae), con un 83 % del total de organismos (Figura 2c). En el arroyo GA, predominaron Bivalvia (Corbiculidae) y Gasteropoda (Ampullaridae y Cochliopidae), con el 64 % del total de organismos. El mayor número de organismos lo presentó el molusco invasor *Corbicula fluminea* (Figura 2d).

Tabla 3. Listado de taxones hallados en los arroyos estudiados. LC: La Cañada, SB: Santa Bárbara, LP: Los Perros y GA: Garcia.

Taxones	LC	SB	LP	GA
Nematoda	13	35	2	1
Oligochaeta	89	97	41	5
Hirudinea	39	1	22	2
Acari	3	5	1	
Isotomidae	2			
Baetidae	2	188	5	9
Caenidae	30	701	43	
Ephemeraeidae		6		
Leptohyphidae	6			
Leptophlebiidae		7		
Ephemeroptera ni	1		2	1
Aeshnidae	1			
Coenagrionidae	15		2	
Gomphidae		55	3	17
Libellulidae	5	1	2	1
Lestidae	4	22	11	
Odonata ni	5	2		
Belostomatidae	63	1	1	
Corixidae	65		1	
Gerridae	1			
Nepidae	5			
Notonectidae	1			
Veliidae	3			
Hemiptera ni	3		1	1
Chrisomelidae	1			
Curculionidae	2			
Dystiscidae	4	1	1	
Elmidae	3	8	1	3
Halipidae	3			
Hydrophilidae	10	8		
Noteridae	2	2		
Scarabaeidae	1			
Staphylinidae	1			
Larva coleoptero ni	3		1	

Taxones	LC	SB	LP	GA
Coleptero ni	1			
Ceratopogonidae	1	7	3	
Chironomidae	284	363	45	28
Culicidae	37		1	
Simuliidae				7
Stratiomyidae	1			
Thaumalidae		213		
Tipulidae	12			
Diptera ni	6		2	1
Pupa Diptera	40			
Atriplectidae		1		
Ecnomidae	2			
Glossomatidae		3		
Oxyethira		1		
Trichoptera ni	1			
Crambidae	1			
Plecoptera ni		6		
Copepoda	34	190		
Aeglidae		285	1	39
Palaemonidae	554	194	50	
Trichodactylidae		32		
Hyalelidae	93	44		6
Cladocera	11	7		
Ampullaridae	38	274	83	86
Ancylidae	31		45	4
Cochliopidae		2.798	1.652	12
Physidae	4			
Planorbiidae	22	12	73	
Corbiculidae	3	77	13	102
Hyriidae			1	3
Mycetopodidae		17	10	
Mytilidae		11	1	
Sphaeriidae	29	175	110	8

Respecto a los índices bióticos de calidad de agua y diversidad (Tabla 4), tanto el BMWP y el IBF indicaron en todos los arroyos estudiados, contaminación en escala de escasa a severa, con calificación de calidad de agua, entre regular y muy mala. En promedio, el BMWP tuvo un mayor valor en LC (56 - Mala) y el menor en G (19 - Muy Mala) y el IBF, el menor valor lo obtuvo el arroyo SB (6,20 - Regular / Pobre) y el mayor, LP (7,42 - Muy Mala). En lo referente a los resultados proporcionados por el IBPamp, la calidad de agua de los arroyos varió, en promedio, entre buena y muy buena; el

arroyo con mejor calidad de agua según este índice, fue el arroyo LC (valor del índice: 11, 0; no contaminado) y el menor valor fue para el arroyo LP (valor del índice: 7,6; ligeramente contaminado).

Finalmente, respecto al índice de diversidad de Shannon-Wiener, los promedios variaron de 1,58 en LP a 1,92 en LC. Según el índice de Carlson, los arroyos variaron de eutrófico (SB, LP y G) a hipereutrófico (LC), todos ellos presentando altos contenidos de nutrientes.



El valor del ICR en los arroyos LP y GA fue de 5, indicando que poseen condiciones que disminuyen sensiblemente la capacidad de amortiguación; en el arroyo SB fue de 7 y en LC, de 8, estos valores indican cierto nivel de alteración, pero que no afecta fuertemente la capacidad amortiguadora, ni el mantenimiento de biodiversidad en estos sistemas.

En el análisis Cluster, basado en las abundancias relativas (Figura 3), se puede observar que los arroyos

pertenecientes a la subcuenca del arroyo El Gato (LC, LP y SB), son los más cercanos entre sí y diferentes al arroyo García que pertenece a la subcuenca del arroyo Gualayán. El grupo formado por los arroyos LP y SB presentaron una fuerte dominancia de caracoles de la familia Cochliopidae, los cuales representaron el 74 % y 49 % del total de organismos respectivamente de cada arroyo, estos organismos estuvieron ausentes en las muestras del arroyo LC y fueron escasos en el arroyo GA (3,6 % del total de organismos).

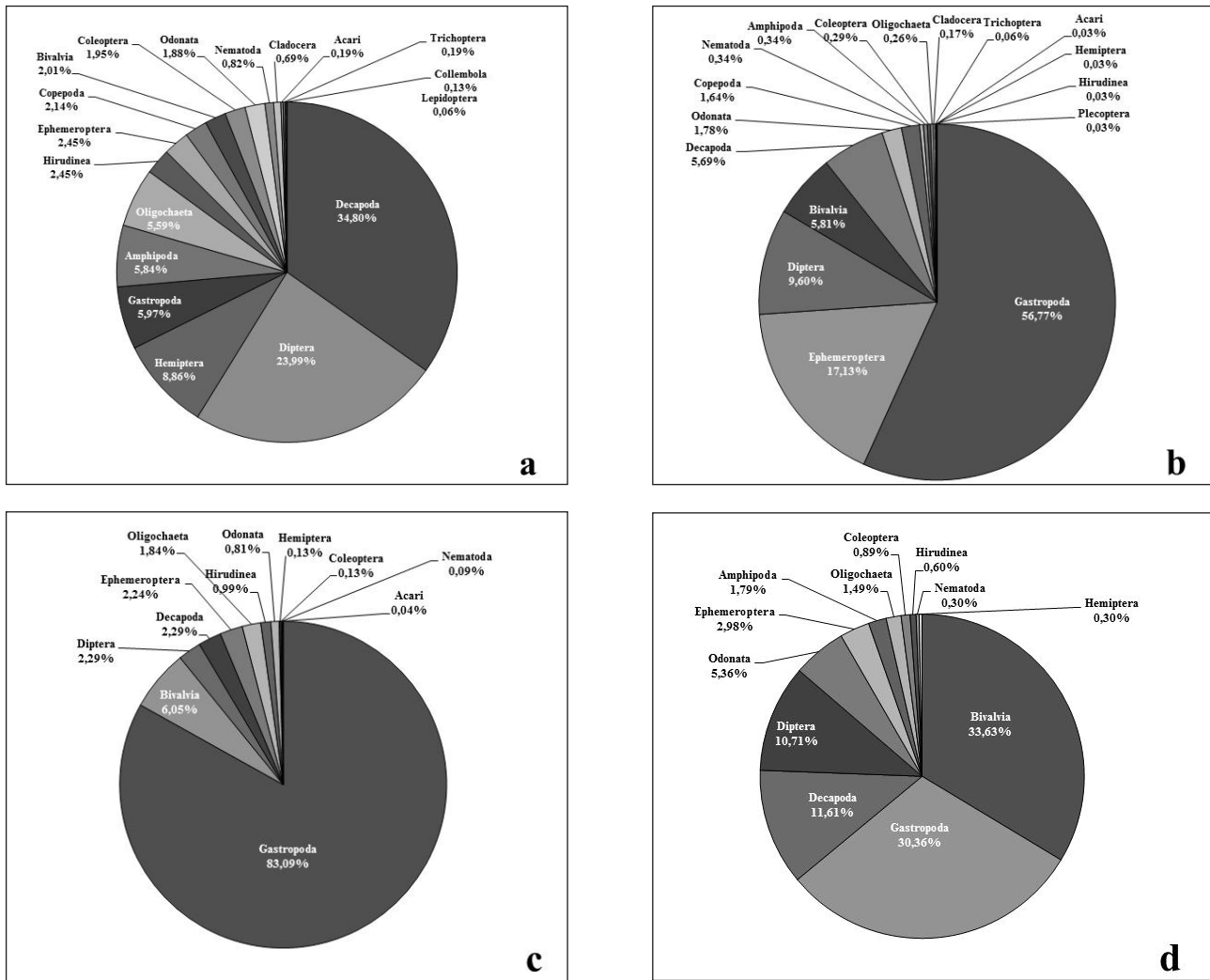


Figura 2. Número de taxones hallados en los arroyos estudiados. a) La Cañada, b) Santa Bárbara, c) Los Perros, d) García. Se incluyen solo los taxones con más de 10 individuos.

Tabla 4. Resultados de los índices bióticos de calidad de agua (BMWP, IBF e IBPamp) y diversidad de Shannon. MB) Muy bueno, B) Bueno, R) Regular, R/P) Regular/Pobre, M) Malo, MM) Muy Malo.

	Fecha	BMWP		IBF		IBPamp		Diversidad
SB	13/04/2013	68	R	6,25	R/P	13	MB	1,5
	18/05/2013	36	M	5,54	R	11	MB	1,3
	22/06/2013	38	M	6,77	M	10	MB	1,8
	10/08/2013	27	M	6,19	R/P	4	M	1,6
	28/09/2013	47	M	6,32	R/P	12	MB	2,2
	19/10/2013	10	MM	6,14	R/P	11	MB	2,2
LP	07/06/2014	61	R	7,56	MM	13	MB	2,1
	16/08/2014	38	M	7,79	MM	5	M	1,9
	25/10/2014	36	M	7,40	MM	6	R	1,7
	14/03/2015	16	M	6,92	M	5	M	1,5
LP	29/08/2015	44	M	7,43	MM	9	B	0,7
LC	07/06/2014	44	M	6,08	R/P	9	B	1,0
	16/08/2014	42	M	6,22	R/P	13	MB	1,4
	25/10/2014	63	R	7,35	MM	13	MB	2,5
	14/03/2015	64	R	7,27	MM	13	MB	2,3
	29/08/2015	68	R	7,37	MM	5	M	2,4
GA	07/06/2014	36	M	7,58	MM	11	MB	2,0
	16/08/2014	13	MM	5,70	R	5	M	1,6
	25/10/2014	15	MM	5,50	R	11	MB	1,7
	14/03/2015	3	MM	6,71	M	6	R	1,3
	05/09/2015	26	MM	5,85	R/P	12	MB	2,0

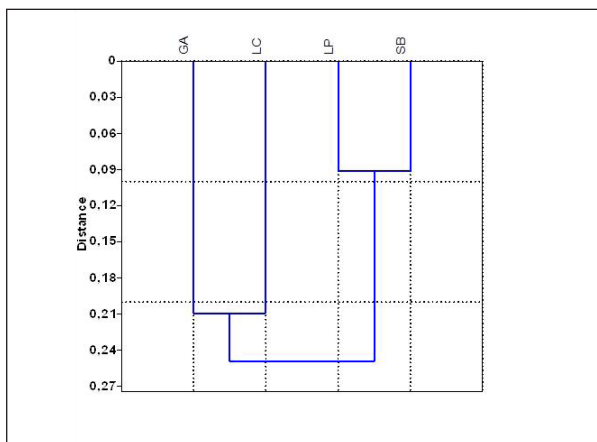


Figura 3. Análisis Cluster de la abundancia de macroinvertebrados (log (x + 1)) de los arroyos estudiados.

## DISCUSIÓN

El presente trabajo abordó el estudio de cuatro arroyos de la cuenca media baja del río Gualeguaychú, contando como antecedente el estudio del arroyo SB (Crettaz-Minaglia et al., 2014). En general, se observó que el área de estudio podría estar impactada por diversas actividades antrópicas que alteran la calidad del agua de los arroyos. En el caso de los arroyos SB y LP, se observó el predominio de las familias Cochliopidae y Caenidae, que representaron el 50 % de la abundancia total, la familia Cochliopidae presenta un alto potencial adaptativo (Paré da Rosa et al., 2010), lo que le permitiría aprovechar la disponibilidad de materia



orgánica producida por la ganadería que se practica en estos arroyos, mientras que algunos géneros de la familia Caenidae son mencionados como tolerantes a la contaminación orgánica (Pacheco et al., 2012).

En el arroyo LC, el predominio de Palaemonidae se asocia a la contaminación orgánica y a la presencia de fracción orgánica en sus sedimentos, este último hecho podría justificar la presencia del mayor número de taxones en este arroyo. El ambiente de este arroyo coincide con aquellos descritos por Pacheco et al. (2012), para cuencas lecheras, con altos contenidos de materia orgánica; sin embargo, el arroyo LC, presentó la mayor diversidad con relación a los demás arroyos estudiados, posiblemente se deba al buen estado de conservación de sus riberas que permitiría la presencia de especies depredadoras como hemípteros y coleópteros. Al respecto, Burdet y Watts (2009), argumentan que los sustratos dominados por hojarasca brindan una mayor disponibilidad de recursos, por lo que, además de presentar una alta riqueza de especies, permiten sostener una mayor densidad de organismos. En el arroyo GA, el predominio de Corbiculidae, también está asociado al tipo de sedimento predominantemente arenoso (César et al., 2000).

Además del sedimento y la contaminación orgánica, Quinn y Hickey (1990); Roldán (1996) y Domínguez y Fernández (2009), indicaron que la velocidad de la corriente, la temperatura del agua y la disponibilidad de oxígeno, son factores importantes en la distribución de macroinvertebrados (Meza et al., 2012). Estas influencias fueron observadas en el descenso de la riqueza en invierno en donde las temperaturas decrecieron de modo importante y estuvieron cercanas a los 10 °C. Además, en primavera-verano, las precipitaciones fueron intensas y los procesos de escorrentía se incrementaron, principalmente en aquellas cuencas donde la cobertura vegetal es escasa, lo que aumentó la velocidad de corriente y con ello, la deriva de los organismos. Respecto al oxígeno disuelto, sólo se hallaron bajos niveles en primavera-verano en los arroyos LC y LP, sin embargo, no se observó una disminución del número de individuos.

La disparidad de los resultados obtenidos por los diferentes índices no permite tomar decisiones adecuadas respecto de la aplicación de estos en el área de estudio. Es posible que sea necesaria la adaptación de los índices existentes para regiones cercanas y/o

similares a la realidad local, con la finalidad de poder determinar la situación de la calidad de agua de los arroyos de la región. También es fundamental la determinación de los contaminantes más importantes a nivel regional para lograr una adecuada correlación con aquella información brindada por los organismos.

Por otra parte, se ha observado que la vegetación de ribera es fundamental en la conservación de la calidad de agua y los ensambles de macroinvertebrados. En este sentido, Corbacho et al. (2003), mencionaron que la vegetación ribereña se encuentra más conectada a la vida que habita dentro del río, que a la que está fuera de él, ejerciendo un papel fundamental en las redes tróficas de estos ambientes.

En el presente estudio, se halló que el mayor número de taxones se encontró en el arroyo LC, el cual presenta una ribera con pocas alteraciones; con relación a los demás arroyos, con menor calidad de ribera y también con menor número de taxones. Con respecto al papel de la vegetación de ribera, Meza et al. (2012), mencionaron que la vegetación ribereña es un factor determinante para el establecimiento de los macroinvertebrados acuáticos y Gordon et al. (2004), agregan que la reducción de la cobertura vegetal y la introducción de especies exóticas generan cambios sobre los cauces, lo que aumenta la vulnerabilidad de los recursos hídricos y los deja expuestos a potenciales disturbios, que se reflejan directamente sobre la calidad del agua.

## CONCLUSIÓN

Este es el primer trabajo que evalúa los macroinvertebrados de la cuenca del río Gualaguaychú y sus características fisicoquímicas. Se evidencia un impacto por actividades agrícolas y ganaderas, que han hecho desaparecer los bosques originales que son característicos en las márgenes de los arroyos de la región. Esta pérdida de cobertura se refleja en menores valores de calidad de ribera y en una menor diversidad de organismos. Se presume que la pérdida de la cobertura vegetal que acompaña a los cuerpos de agua de la región, permite que la contaminación difusa provocada por los agroquímicos y los fertilizantes utilizados llegue rápidamente al agua y afecte a los organismos acuáticos, fenómenos fundamentalmente asociados a los períodos de lluvia, donde también aumenta la cantidad de partículas de suelo que son arrastradas a los arroyos, con el consecuente aumento de la turbidez.

De los arroyos estudiados el que presenta mayor diversidad promedio es el arroyo LC seguido por el arroyo SB, arroyo GA y, por último, el arroyo LP con una diversidad promedio menor a todos los anteriores. El arroyo LC presenta la ribera mejor preservada, mientras que, en el arroyo LP, la calidad de la ribera resultó una de las peores, pudiendo ser éste un factor determinante para la diversidad en los arroyos de la región.

Según lo indicado por el índice IBF el arroyo SB presentó una mejor calidad de agua, seguido por el arroyo GA y LC mientras que el arroyo LP presentó valores más bajos de calidad de agua. El IBPamp mostró una mejor calidad de agua en el arroyo SB, seguido de los arroyos LC y GA y una calidad de agua de mala a regular para el arroyo LP. El índice BMPW mostró que el arroyo GA presentó una baja condición, seguido por el arroyo SB y LP y una mejor condición en el arroyo LC; este sería contradictorio con lo indicado por los índices IBF, IBPamp y de calidad de ribera y podría deberse a que muchas de las familias presentes en la región no se encuentran incluidas en este índice.

La utilización de índices bióticos y de calidad de ribera resultan herramientas valiosas para la diferenciación de la calidad de agua de los arroyos de la región. Sin embargo para estudios futuros será necesaria la adecuación de estos índices a la realidad local de la cuenca estudiada, lo que permitirá un mejor discernimiento de los procesos ecológicos que se desarrollan en la cuenca, con la inclusión de las familias de macroinvertebrados bentónicos que habitan la región y sus diferentes sensibilidades a los procesos de deterioro que se registren.

## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Entre Ríos, por el financiamiento a través del PIDA Res. C.S. 050/15. A los integrantes del Laboratorio de Indicadores Biológicos y Gestión Ambiental de Calidad de Agua de la Facultad de Ciencia y Tecnología (Universidad Autónoma de Entre Ríos), por la participación en los muestreos.

## BIBLIOGRAFÍA

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del agua en Andalucía*. Almería 2: 203-213.

APHA-AWWA-WFF. 1992. *Standard Method for the Examination of Water and Wastewater*. Díaz de Santos S.A, Madrid.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. y Furse, M.T. 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.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. y Faulkner, C. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington.

Bartram, J. y Balance, R. 1996. *Water Quality Monitoring – A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. World Health Organization, Great Britain.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. y Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.

Bouchard, R.W. 2004. *Guide to aquatic invertebrates of the upper midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors and Aquatic Resource Professionals*. University of Minnesota, St. Paul.

Burdet, A. y Watts, R.J. 2009. Modifying living space: an experimental study of the influences of vegetation on aquatic invertebrate community structure. *Hydrobiologia* 618: 161-173.

Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography* 22(2): 361-369.

César, I.I., Ocón, C., Paggi, A.C., Rodríguez-Capítulo, A., Spaccesi, F., Tangorra, M. y Tassara, M.P. 2000. Diversidad de invertebrados bentónicos del Río de la Plata. *Biología Acuática* 19: 27-63.

Collins, P.A., Williner, V. y Giri, F. 2004. Crustáceos decápodos del Litoral Fluvial Argentino. *INSUGEO* 12: 253-264.

Corbacho, C., Sánchez, J.M. y Costillo, E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 495-507.

- Cortelezzi, A., Ocón, C., López-van Oosterom, M.V., Cepeda, R. y Rodríguez-Capítulo, A. 2015. Nutrient Enrichment effect on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. *Iheringia* 105(2): 228–234.
- Crettaz-Minaglia, M.C., Juárez, R.A., Aguer, I., Borro, E.D. y Peruzzo, R.B. 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.
- Darrigran, G., Vilches, A., Legarralde, T. y Damborenea, C. 2007. *Guía para el estudio de macroinvertebrados: I-Métodos de colecta y técnicas de fijación*. ProBiota FCNyM (UNLP), La Plata.
- Domínguez, E., Hubbard, M.D. y Peters, W.L. 1992. Clave para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biología Acuática* 16: 5–38.
- Domínguez, E. y Fernández, H.R. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Elosegui, A. y Sabater, S. 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, Bilbao.
- Gordon, N., McMahon, T., Finlayson, B., Gippel, C. y Nathan, R. 2004. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. Wiley, Chichester.
- Goyenola, G. 2007. *Guía para la utilización de las valijas viajeras: oxígeno disuelto*. Red MAPSA.\_URL\_: [http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso\\_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf](http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf). Consultado: 10 de noviembre de 2014.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *The North American Benthological Society* 7(1): 65–68.
- INTA. 2005. *Carta de suelos del departamento Gualeguaychú*. Argentina.
- Kenney, M.A., Sutton-Grier, A., Smith, R.F. y Gresens, S.E. 2009. Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy. *Terrestrial Arthropod Reviews* 2: 99–128.
- Kuhlmann, M.L., Johnscher Fornasaro, G., Ogura, L.L. e Imbimbo, H.R.V. 2012. *Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do Estado de São Paulo*. CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo.
- Merritt, R.W. y Cummins, K.W. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt, Dubuque.
- Meza, A.M., Rubio, J., Dias, L. y Walteros, J. 2012. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del Río Chinchiná. *Caldasia* 34(2): 443–446.
- Montoya, M.Y., Acosta, Y. y Zuluaga, E. 2011. Evolución de la calidad de agua en el Río Negro y sus principales tributarios empleando como indicadores los índices ICA, el BMWP/Col y el ASPT. *Caldasia* 33(1): 193–210.
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F. y Silva, M.E. 2012. *Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Orozco, C., Pérez, A., Gonzalez, M.N., Rodríguez, F. y Alfayate, J. 2005. *Contaminación Ambiental. Una visión desde la química*. Paraninfo, Madrid, España.
- Pacheco, J.P., Arocena, R., Chalar, G., García, P., González-Piana, M., Fabián, D., Olivero, V. y Silva, M. 2012. Evaluación del estado trófico de arroyos de la cuenca de Paso Severino (Florida, Uruguay) mediante la utilización del índice biótico TSI-BI. *Augmdomus* 4: 80–91.
- Paré da Rosa, L.P., Querol, E. y Koenemann, J.G. 2010. Aspectos ecológicos de Cochliopidae y Lithoglyphidae (Mollusca, Gastropoda) do arroio Felizardo, Bacia do rio Uruguay medio, Pampa Brasileiro (Dados Parciais). *Biodiversidade Pampeana* 8(1): 7–13.
- Quinn, J.M. y Hickey, C. 1990. Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 387–409.
- Rodríguez-Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58: 208–217.
- Rodríguez-Capítulo, A., Tangorra, M. y Ocón, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 109–119.



Rodríguez-Capítulo, A., Gómez, N., Giorgi, A. y Feijoó, C. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiología* 657: 53–70.

Roldán, G.A. 1996. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia, Medellín.

Roldán, G.A. 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col*. Universidad de Antioquia, Medellín.

Sánchez, T., Escobar, R., Ramírez, S., Canedo, W., Gamarra, A. y Guzmán, Y. 2010. *Evaluación de recursos hidroenergéticos*. Soluciones Prácticas, Lima.

Sánchez-Caro, A., Giorgi, A., Doyle, S. y Piccinini, M. 2012. La calidad del agua del Río Luján (Buenos Aires) y

el potencial aporte del biofilm para su evaluación. *Biología Acuática* 27: 191–208.

Shannon, C.E. y Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University Illinois Urbana, Champaign.

Troitiño, E., Costa, M.C., Ferrari, L. y Giorgi, A. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina.

Viglizzo, E.F., Frank, F.C. y Carreño, L. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones pampa y campos y malezales. En: Brown, A., Martínez-Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J., Editores. *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

**Fecha de recepción:** 01/07/2016

**Fecha de aceptación:** 20/10/2016

**Para citar este artículo:** Juárez, R., Crettaz-Minaglia, M.C., Aguer, I., Juárez, I., Gianello, D., Ávila, E. y Roldán, C. 2016. Aplicación de índices bióticos de calidad de agua en cuatro arroyos de la cuenca del río Gualeguaychú (Entre Ríos, Argentina). *Revista Intropica* Vol. 11: 35 - 46