

Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa

Cristina Mabel Gualdoni & Ana M. Oberto

Departamento de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, A.P.3, 5804 Río Cuarto, Córdoba, Argentina. (cgualdoni@exa.unrc.edu.ar)

ABSTRACT. Macroinvertebrate community structure of the Achiras stream (Córdoba, Argentina): analysis prior to a dam construction. Regulation of rivers and streams modifies parameters that directly influence on the biota. In Achiras-del Gato endorheic basin has completed the construction of a midsize dam that will alter the limnological characteristics of the system and the structure of benthic communities. This study provides the first taxonomic records of macrobenthos of this lotic system and analyzes the spatial and temporal variations of the community structure in the foothills stretches of Achiras stream. Zoobenthos samples were collected and abiotic variables were recorded in runs and riffles, during a year, in two sites located upstream and downstream of the dam area, prior to the dam was built. For each site, habitat and season we determined the abundance, frequency, taxonomic richness, Shannon and evenness, and the data were analyzed using one-way and three-way ANOVA. Attributes of the reference communities were complemented by the determination of ecological indicators and detectors, and exclusive taxa. In the first site 73 taxa were recorded, *Simulium* was the most abundant and *Leptohyphes eximius* Eaton, 1882, was the most frequent. In the second site we found 75 taxa, *Caenis* was the most abundant and *Cricotopus* sp. 3, was the most frequent. In this study composition and distribution of the biota and indicators taxa are discussed. We determined that the community attributes were affected by the hydrological periods in which the samples were taken. Achiras stream has a phreatic-pluvial hydrological regime with low flows in winter and high flows in summer. Therefore, we expect changes in native biota and in system integrity in response to hydraulic variability reduction when Achiras dam start functioning and alters the natural flow.

KEYWORDS. Streams, benthic community structure, spatial and temporal distribution, indicative taxa.

RESUMEN. La regulación de ríos y arroyos mediante diques modifica parámetros que influyen directamente sobre la biota. En la cuenca endorreica Achiras-del Gato ha finalizado recientemente la construcción de una presa de mediana envergadura que alterará las características limnológicas del sistema y la estructura de las comunidades bentónicas. Este estudio aporta los primeros registros de los macrobentos de este sistema lótico y analiza la variación espacio-temporal de la estructura de la comunidad en tramos pedemontanos del arroyo Achiras. Durante un año, antes de la construcción de la presa, se colectaron muestras de zoobentos y se registraron variables abióticas en correderas y rabones de dos sitios del arroyo, uno situado río arriba del área del dique y otro aguas abajo de la misma. Para cada sitio, hábitat y estación del año se determinó abundancia, frecuencia, riqueza taxonómica, Índice de Shannon y equidad, y se analizaron mediante ANOVA de una y tres vías. Los atributos de las comunidades de referencia se complementaron con la determinación de taxa exclusivos e indicadores y detectores ecológicos. En el primer sitio se registraron 73 taxa, *Simulium* fue más abundante y *Leptohyphes eximius* Eaton, 1882, más frecuente. En el segundo se hallaron 75 taxa, *Caenis* fue más abundante y *Cricotopus* sp. 3 más frecuente. La abundancia y la riqueza fueron significativamente mayores en primavera, y la diversidad en rabones de invierno. Se determinó que los atributos de la comunidad estuvieron afectados por la época de muestreo. El arroyo Achiras posee un régimen hídrico freático-pluvial, con caudales bajos en invierno y altos en verano, por lo que se esperan cambios en la biota nativa y la integridad del sistema en respuesta a la reducción de la variabilidad hidráulica cuando el funcionamiento de la presa altere el caudal natural.

PALABRAS-CLAVE. Arroyos, estructura de la comunidad bentónica, distribución espacial y temporal, taxa indicadores.

Con excepción de las regiones más inaccesibles del planeta, los sistemas de agua dulce están expuestos a múltiples presiones de origen antrópico: extracción de agua, recepción de efluentes industriales y domésticos, propagación de especies invasoras, alteración de su hidrología, degradación del hábitat, y sobreexplotación de los recursos (ALLAN & CASTILLO, 2007). La regulación de ríos y arroyos mediante presas se suma a las presiones que desde hace décadas afectan los ecosistemas fluviales. Las presas alteran el ambiente al modificar parámetros que influyen directamente sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, peces, algas y vegetación ribereña (POFF & HART, 2002; ARMITAGE, 2006). La barrera artificial interrumpe el transporte longitudinal de material orgánico y la espiralización de nutrientes, alterando la estructura de las comunidades a lo largo del continuo. Además, los cambios en el régimen natural de las aguas eliminan el disturbio provocado por las crecientes, lo que resulta en una reestructuración de las comunidades (WARD & STANFORD, 1983; STANFORD

& WARD, 2001). Las nuevas condiciones influyen en la abundancia y composición de la biota, su tasa de desarrollo y en los niveles de productividad; excluyen los taxa intolerantes a la nueva situación y empobrecen la diversidad. La pérdida de biodiversidad tiene severas implicaciones, como la disminución de la resiliencia y la resistencia a los disturbios, la simplificación del sistema y la pérdida de integridad ecológica (VINSON & HAWKINS, 1998).

En muchas regiones del mundo los perjuicios resultantes de intervenciones antrópicas se incrementan si se tiene en cuenta que la biota de sus ríos y arroyos es aún desconocida. Por este motivo es relevante el estudio de las comunidades de sistemas acuáticos naturales que aun no han sufrido los cambios aparejados al desarrollo y a la urbanización. El manejo integral de los sistemas hídricos requiere de información de base que posibilite generar estudios comparativos pre y post construcción de presas y estimar los cambios ecológicos relacionados con modificaciones de origen humano. La estructura de

las comunidades acuáticas originales, sus variaciones espacio-temporales, los listados taxonómicos de especies, su biología, sus requerimientos de hábitat y su rango geográfico pasado y presente son conocimientos que constituyen la base para la protección legal de especies amenazadas por acciones antrópicas, y la conservación y recuperación de hábitats (TICKNER *et al.*, 2000; ARMITAGE, 2006; STRAYER, 2006).

Una de las principales dificultades al evaluar impactos ecológicos causado por la acción humana sobre los sistemas fluviales, es el desconocimiento de las condiciones bióticas y abióticas imperantes antes de la alteración (MIRANDA *et al.*, 2005). Por lo general, el impacto producido por las presas se estudia comparando secciones fluviales alteradas, ubicadas río abajo de la barrera, con otras localizadas aguas arriba del reservorio (OGBEIBU & ORIBHABOR, 2002; PENCZAK *et al.*, 2006). Sin embargo, cuando los tramos comparados están situados en tierras con distintos usos o existen diferencias geomorfológicas naturales como las de tramos fluviales situados en áreas de piedemonte, puede ser difícil discriminar los cambios atribuidos a la presencia de la presa. En situaciones como estas es importante contar con estudios de las condiciones ambientales y biológicas imperantes antes de la construcción de la presa, para confrontarlas con las registradas luego de la puesta en funcionamiento de la misma.

Las comunidades de invertebrados acuáticos de la provincia de Córdoba, ubicada en el centro de Argentina, han sido estudiadas desde hace más de dos décadas. Se han realizado estudios del macrobentos de ambientes lóticos, su distribución y su ecología (CORIGLIANO *et al.*, 1996; GUALDONI & OBERTO, 1998; GUALDONI & CORIGLIANO, 2002; PRINCIPE *et al.*, 2007, 2010). Sin embargo, en esta región aun permanecen sistemas fluviales cuya biota es desconocida.

En el sur de Córdoba, hasta hace pocos años, se conservaban ríos y arroyos sin intervenciones antrópicas de magnitud, entre ellos el sistema fluvial Achiras-del Gato. En la cuenca alta del sistema, que drena el sur de las Sierras de los Comechingones a través del arroyo Achiras, se ha construido recientemente una presa de mediana envergadura para regulación hídrica. Teniendo en cuenta los antecedentes previos nos proponemos presentar los primeros registros de la diversidad de la fauna macrobentónica a partir de muestras colectadas antes de la construcción de una presa, comparar la distribución espacial y temporal de la estructura de la biocenosis bentónica e identificar las especies indicadoras en dos tramos pedemontanos del arroyo Achiras.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el sistema endorreico Achiras-del Gato, ubicado en el sudoeste de la Provincia de Córdoba (Argentina) (Fig. 1). El arroyo Achiras

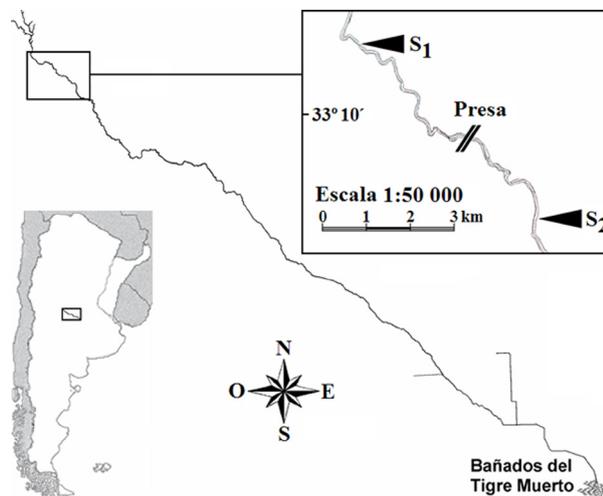


Fig. 1. Localización de los sitios de muestreo estudiados en el arroyo Achiras (Córdoba, Argentina).

nace en la falda sudoriental de las Sierras de los Comechingones y discurre en dirección sur-este hacia la llanura, donde cambia el nombre por arroyo del Gato. Finalmente, luego de recorrer unos 130 km se derrama en los Bañados del Tigre Muerto. A través de una densa red dendrítica serrana y un único colector en la llanura, el sistema drena una cuenca de aproximadamente 750 km² (DEGIOVANNI, 2005).

El clima de la región es mesotermal subhúmedo-húmedo con alternancia de ciclos húmedos y secos, una temperatura media anual de 16.5°C y registros de precipitaciones que, en las últimas décadas (1970 a 2003), promedian los 934.39 mm anuales, de los cuales el 23% corresponden al otoño e invierno. Los 77% restantes se concentran en primavera y verano, estaciones en las que se manifiestan las máximas intensidades de lluvia (DEGIOVANNI, 2005). Otras características climáticas, geológico-geomorfológicas y de ocupación territorial se detallan en el trabajo de DEGIOVANNI (2005).

El arroyo Achiras posee flujo permanente, que depende del aporte freático, con variación de caudal debido a las precipitaciones y picos de creciente violentos pero de corta duración en la época estival. Puesto que las lluvias generalmente comienzan en primavera tardía y se extienden hasta principios de otoño, el caudal presenta dos períodos hidrológicos bien diferenciados, uno de aguas altas y otro de aguas bajas. En la zona de estudio, donde el arroyo es de orden 6 (DEGIOVANNI *et al.*, 2005), la corriente fluye en una sucesión longitudinal de rabiones con turbulencia y sustrato de mayor granulometría; correderas poco profundas, con moderada velocidad de corriente y turbulencia superficial escasa o ausente, y pozones más profundos con fondo de arena y limo. Como la mayoría de los arroyos serranos de la región, sus aguas son de buena calidad y están saturadas de oxígeno (PRINCIPE *et al.*, 2007). En el área de piedemonte se encuentra emplazada la Presa Achiras, cuya construcción culminó a comienzos de 2008. Esta presa, con una altura de 23 m, controlará las amenazas de eventos catastróficos

almacenando los excedentes de caudal originados por las precipitaciones en la cuenca alta.

Se seleccionaron dos sitios de muestreo: el sitio 1 (S_1) ($33^{\circ}09'24.44''S$, $64^{\circ}59'04.29''W$) situado a 810 msnm, en un área serrana natural aproximadamente a 1.8 km río arriba del reservorio, en zona que no se inundará con el agua embalsada, y el sitio 2 (S_2) ($33^{\circ}11'18.36''S$, $64^{\circ}56'52.70''W$), ubicado a 759 msnm, en una zona agrícola-ganadera, a 2 km río abajo de la presa.

Los muestreos se desarrollaron durante un ciclo anual, al comienzo de cada estación del año (otoño, invierno, primavera y verano) entre 2006 y 2007. En el período de aguas altas, cuando las precipitaciones son frecuentes y abundantes, las colectas se realizaron al menos 10 días después de las lluvias. En cada sitio, mediante redes de Surber de 0.09 m^2 de área y $300 \mu\text{m}$ de abertura de malla, se tomaron tres submuestras de zoobentos, en tres hábitats: corredera a la sombra, corredera al sol y rabión, en cada ciclo anual, totalizando 72 submuestras (nueve en cada estación del año, 36 en cada sitio). Las muestras se fijaron con formaldehído al 4%. Paralelamente se registraron las variables hidráulicas del canal: ancho seco y húmedo, profundidad y velocidad de corriente con velocímetro digital Global Flow Probe FP101-FP202; y variables físico-químicas con sensores portátiles: temperatura del aire y del agua, pH, sólidos sedimentables y conductividad. La granulometría del sustrato se registró como porcentaje de cobertura en un marco de $50 \times 50 \text{ cm}$, grillado cada 10 cm y se clasificó según HYNES (1970). Además, se tomaron muestras de agua para análisis químicos en laboratorio: sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos, sulfatos, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, fluoruros, dureza total y alcalinidad. Los sólidos sedimentables se determinaron mediante cono de Imhoff.

En el laboratorio los organismos se separaron bajo estéreo microscopio y microscopio binocular, se determinaron con la máxima resolución taxonómica posible, mediante claves (FERNÁNDEZ & DOMÍNGUEZ, 2001; DOMÍNGUEZ & FERNÁNDEZ, 2009) y se conservaron en alcohol de 70%. Para cada sitio se determinó la abundancia relativa de cada taxa, como porcentaje de abundancia del mismo respecto de la densidad total de organismos en ese sitio, y la frecuencia relativa como porcentaje de presencia de cada taxa respecto al total de muestras del sitio. Para cada situación de muestreo (sitios, hábitats y fechas) se calcularon los atributos de la comunidad bentónica: densidad de cada taxa, riqueza taxonómica, índice de Shannon y equidad (MAGURRAN, 1988). Estos dos últimos índices se determinaron utilizando el software estadístico BioDiversity Pro (McALEECE, 1997). En este estudio se utilizó riqueza taxonómica en lugar de riqueza específica ya que no todas las identificaciones fueron realizadas a nivel de especie.

Las diferencias de densidad, riqueza, Shannon y equidad entre sitios, hábitats y estaciones del año se

compararon mediante análisis de varianza (ANOVA) de una vía. Para determinar el efecto de las situaciones de muestreo se analizaron las interacciones mediante ANOVA de tres vías tomando como factores la estación del año (O, I, P y V), el hábitat (corredera a la sombra, corredera al sol y rabión) y el sitio (S_1 y S_2). En caso de registrar diferencias significativas se aplicó el test a posteriori SNK (Student-Newman-Keuls) para realizar las comparaciones pertinentes. Los análisis se realizaron con el programa INFostat Versión 2010 (DI RIENZO *et al.*, 2010). Para cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, los datos de diversidad y equidad se transformaron en Y^2 y los de abundancia en $\text{Log}_{10} Y$.

Para completar la caracterización del ensamble bentónico de cada sitio se determinó el Índice de Preferencia Relativa (IPR) (TICKNER *et al.*, 2000), dividiendo la abundancia de cada taxa en una cierta situación de muestreo (sitios, hábitats y fechas) por su abundancia total registrada en todas las muestras colectadas. Además, para investigar qué taxa son indicadores ecológicos de un sitio particular, se utilizó el Método de Valor Indicador (Indicator Value - IndVal) propuesto por DUFRENE & LEGENDRE (1997), que integra en un valor porcentual, la frecuencia de ocurrencia (fidelidad) y la abundancia relativa (concentración) de las especies de un hábitat determinado. Los valores indicadores (VI) más elevados corresponden a especies con alta especificidad y fidelidad a un hábitat particular, y son mejores indicadores porque se detectan más fácilmente. Las especies con VI intermedios son consideradas especies “detectoras” porque brindan información de más de un hábitat y, por lo tanto, pueden indicar la dirección de cambios en la calidad del hábitat y, eventualmente, su nivel de conservación o perturbación (DUFRENE & LEGENDRE, 1997). Los taxa que con VI significativos superiores al 50% se consideraron “indicadores” y aquellos que presentaron un valor entre 25% y 49%, “detectores” (Test de Montecarlo, $p < 0,05$). El análisis se realizó mediante el programa PC-Ord for Windows 4.25 (McCUNE & MEFFORD, 1999).

RESULTADOS

Los valores medios de los parámetros hidráulicos variaron según los sitios y ambientes (Tab. I). Las velocidades de corriente más elevadas se registraron en los rabiões y las mayores profundidades en las correderas. Los sustratos de roca y bloque predominaron en los rabiões, y en las correderas los de granulometría menor, como gravas y arenas. Se registró una variación temporal en la temperatura del agua, la velocidad de corriente, la profundidad y el ancho mojado del cauce, con los mayores valores en verano (Tab. II). En todas las ocasiones de muestreo tanto las temperaturas ambientales como las precipitaciones estuvieron dentro de las medias normales de cada estación del año. Las

Tab. I. Valores medios (\pm DS) de las variables físicas e hidráulicas del canal, registradas en corredera al sol (Cl), corredera a la sombra (Cm) y rabión (Rb) de los dos sitios de muestreo del arroyo Achiras, Córdoba, Argentina.

Variable	Sitio 1						Sitio 2					
	Cl		Cm		Rb		Cl		Cm		Rb	
	x	DS	x	DS	x	DS	x	DS	x	DS	x	DS
Velocidad de corriente (m.seg ⁻¹)	1,48	± 1,89	1,53	± 0,53	2,42	± 1,70	1,30	± 1,03	1,32	± 1,24	2,67	± 2,16
Profundidad media (m)	0,28	± 0,27	0,26	± 0,19	0,21	± 0,21	0,19	± 0,17	0,18	± 0,16	0,17	± 0,07
Ancho mojado (m)	3,45	± 2,60	2,95	± 1,07	2,45	± 1,45	5,28	± 2,06	5,32	± 1,86	3,84	± 1,96
Ancho seco (m)	10,08	± 1,06	9,56	± 1,58	5,88	± 1,13	8,55	± 1,96	8,45	± 1,34	5,92	± 3,37
Sólidos sedimentables (24 h) (cm ³ .l ⁻¹)	trazas		trazas		trazas		0,10	± 0,00	trazas		0,24 ± 0,65	
% Roca (>256 mm)	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00	29,63	± 27,99	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00	5,00	± 8,66
% Bloque (64-256 mm)	6,25	± 2,50	7,00	± 10,73	50,38	± 18,23	4,25	± 6,52	4,07	± 1,33	53,75	± 22,74
% Guijarro (16-64 mm)	20,00	± 19,04	14,67	± 18,04	13,25	± 9,88	26,13	± 35,00	28,44	± 30,55	16,25	± 5,45
% Grava (1-16 mm)	48,00	± 14,14	44,67	± 4,04	5,13	± 5,30	36,56	± 34,14	38,50	± 28,50	12,25	± 10,01
% Arena (<1 mm)	28,16	± 32,11	29,67	± 23,09	1,63	± 3,24	23,65	± 22,89	26,99	± 21,50	12,75	± 19,31

Tab. II. Variación temporal de los registros medios (\pm DS) de la velocidad de corriente (Vel.), profundidad (Prof.), alveo mojado (A. moj.) y temperatura del agua (Temp.) en los dos sitios de muestreo del arroyo Achiras, Córdoba, Argentina.

	Vel. (m.seg ⁻¹)	Prof. (m)	A. moj. (m)	Temp. (°C)	
S1	Otoño	1,98 ± 2,29	0,29 ± 0,07	3,62 ± 0,02	15,00 ± 1,00
	Invierno	0,80 ± 0,10	0,18 ± 0,16	1,95 ± 0,21	13,50 ± 0,00
	Primavera	0,90 ± 0,08	0,19 ± 0,04	1,61 ± 0,40	20,00 ± 2,00
	Verano	3,28 ± 0,02	0,38 ± 0,16	4,65 ± 0,32	23,50 ± 2,00
S2	Otoño	2,62 ± 0,11	0,15 ± 0,04	5,47 ± 1,27	12,00 ± 0,00
	Invierno	0,51 ± 0,20	0,11 ± 0,03	3,46 ± 0,59	14,00 ± 0,50
	Primavera	0,28 ± 0,25	0,09 ± 0,10	2,65 ± 0,47	20,00 ± 0,70
	Verano	3,70 ± 1,66	0,33 ± 0,14	6,69 ± 0,20	24,50 ± 1,50

Tab. III. Variables químicas registradas en las estaciones de verano (V) e invierno (I), en los dos sitios de muestreo del arroyo Achiras, Córdoba, Argentina (SDT, Sólidos Disueltos Totales).

Variable	Sitio 1		Sitio 2	
	V	I	V	I
pH	7,89	7,30	7,73	7,56
Conductividad (μ s/cm)	214,00	202,00	230	306,00
SDT (mg/l)	185,50	179,00	219	289,00
Bicarbonatos (mg/l)	102,50	110,00	145	177,50
Sulfato (mg/l)	23,60	13,40	11	22,80
Cloruros (mg/l)	7,15	8,60	8,6	11,40
Sodio (mg/l)	13,20	11,80	15,7	26,80
Potasio (mg/l)	2,65	2,20	5,6	4,40
Calcio (mg/l)	27,60	28,00	26,4	36,80
Magnesio (mg/l)	6,10	4,55	5,9	7,30
Nitrato (mg/l)	2,00	0,90	0	1,50
Fluoruro (mg/l)	0,58	0,39	0,48	0,60
Dureza Total (meq/l)	1,90	1,76	1,8	2,40
Alcalinidad TAC (meq/l)	1,65	1,80	2,3	2,80

variables físico-químicas registradas no mostraron alteraciones importantes de la calidad del agua en ninguno de los dos tramos estudiados (Tab. III). Sin embargo, con excepción de los sulfatos y nitratos, todos los valores fueron mayores en S₂, entre los que se destacan la conductividad, los SDT y los bicarbonatos.

La fauna de macroinvertebrados bentónicos fue abundante en ambos sitios. En S₁ se registró una densidad media de 20123.63 ind.m⁻² distribuidos en 73 taxa y en S₂ se hallaron 75 taxa que con una densidad promedio de

20673.18 ind.m⁻². En ambos tramos Ephemeroptera (con siete especies en ambos sitios) y Diptera (con 28 taxa en S₁ y en S₂) fueron los grupos más abundantes, sin embargo mientras que en el sitio ubicado río arriba predominaron *Americabaetis* sp., *Leptohyphes eximius*, *Tricorythodes popayanicus*, *Simulium* y *Rheotanytarsus* sp., en el situado río abajo las mayores densidades correspondieron a *Caenis*, *Dicrotendipes* y *Rheotanytarsus* sp. (Tab. IV). Las especies más frecuentes pertenecieron a Ephemeroptera y Chironomidae, *Americabaetis* sp., *L. eximius*, *T. popayanicus*, *Thienemannimyia* sp. en S₁, y *Americabaetis* sp., *Caenis*, *Thienemannimyia* sp. y *Cricotopus* sp. 3, en S₂.

No se detectaron diferencias significativas en la densidad ni en la riqueza taxonómica entre los sitios ni entre los hábitats estudiados (Tab. V, Fig. 2), pero sí entre las estaciones del año ($p < 0,0001$), con los menores registros medios en verano (4739.22 ind.m⁻² y 15.83 taxa, respectivamente) y los mayores en primavera (33197.29 ind.m⁻² y 29.39 taxa). El índice de Shannon varió significativamente entre los distintos hábitats y entre las fechas de muestreo ($p = 0,0062$; $p = 0,0005$, respectivamente). Los menores valores promedio se hallaron en correderas sol (1.98), en verano (1.93) y en S₁ (2.09), los más elevados en rabiões (2.28), en invierno (2.35) y en S₂ (2.17). Tampoco se detectaron diferencias significativas en la equidad de los distintos hábitats, aunque esta variable fue significativamente más elevada ($p = 0,0064$) en S₂ (0.71) que en S₁ (0.65) y en invierno (0.72) y verano (0.72), que en otoño (0.62) y primavera (0.65) ($p = 0,0025$). Al evaluar el efecto conjunto de las estaciones del año, los sitios y los hábitats sobre los atributos de la comunidad macrobentónica se determinó que, tanto la riqueza taxonómica como la diversidad y la equidad dependieron de la época, el sitio y el hábitat en que se tomó la muestra. Por su parte, la densidad en cada sitio y en cada hábitat estuvo afectada por la época de muestreo ($p < 0,0001$ y $p = 0,0016$ respectivamente) (Tab. V).

El IPR calculado para los diferentes taxa en cada situación de muestreo varió de cero a uno. Los IPR más elevados determinan la preferencia del taxon para un

tramo o situación en particular. En S₁ los mayores valores (IPR=1) correspondieron a 10 taxa, mientras que en S₂ a 14 (Tab. VI). Respecto de la preferencia de hábitat, los rabiones presentaron el mayor número de taxa exclusivos y las correderas a la sombra solo fueron preferidas por larvas de Dolichopodidae. Al analizar las muestras según la estación del año se determinaron seis taxa exclusivos de otoño, cinco de invierno, ocho de primavera y solo uno de verano.

Los sitios difirieron también respecto a sus indicadores ecológicos. El Método IndVal permitió determinar 10 taxa indicadores y nueve taxa detectores para S₁, mientras que para S₂ resultaron significativos cuatro taxa indicadores y ocho detectores (Test de Montecarlo, p<0,05) (Tab. VII).

Tab. IV. Lista taxonómica, Abundancia Relativa (A%) y Frecuencia Relativa (F%) de macroinvertebrados bentónicos en los dos sitios estudiados del arroyo Achiras, Córdoba, Argentina.

Taxón	Sitio 1 (n=36)		Sitio 2 (n=36)	
	A(%)	F(%)	A(%)	F(%)
<i>Hydra</i> sp.	0,50	13,89		
Dugesidae indet.	1,15	83,33	0,09	38,89
Gordioidea indet.		5,56		33,64
Nematoda indet.	0,06	27,78	0,42	38,89
<i>Stenophysa</i> sp.			0,42	11,11
Lymnaeidae indet.			0,87	52,78
<i>Gundlachia concentrica</i> (Orbigny, 1835)			0,25	38,89
Planorbidae indet.	0,09	66,67	0,07	22,22
Bivalvia indet.	0,01	5,56	0,08	22,22
<i>Chaetogaster</i> sp.	0,02	2,78	0,04	5,56
<i>Amphichaeta</i> sp.			0,04	5,56
<i>Homochaeta</i> sp.		2,78	0,31	16,67
<i>Stylaria</i> sp.			0,01	2,78
Naididae indet.	3,27	69,44	6,45	77,78
Tubificidae indet.		2,78	0,57	27,78
Lumbriculidae indet.	0,02	22,22	0,10	30,56
Hirudiniforme indet.			0,03	16,67
Acari indet.	2,28	75,00	5,32	63,89
<i>Hyalella curvispina</i> Shoemaker, 1942		2,78	0,01	11,11
<i>Americabaetis</i> sp.	8,75	91,67	3,48	86,11
<i>Baetodes</i> sp.		2,78		2,78
<i>Camelobaetidius penai</i> (Traver & Edmunds, 1968)	2,55	52,78	0,19	44,44
<i>Paracloeoedes</i> sp.	0,04	11,11	0,05	19,44
<i>Caenis</i> sp.	3,16	75,00	10,95	83,33
<i>Leptohyphes eximius</i> Eaton, 1882	10,55	97,22	2,02	75,00
<i>Tricorythodes popayanicus</i> Domínguez, 1982	9,89	94,44	0,32	63,89
Aeshnidae indet.		2,78	0,01	2,78
Lestidae indet.	0,01	5,56		5,56
Coenagrionidae indet.	0,71	69,44	0,26	22,22
Calopterigidae indet.	0,02	5,56		
<i>Progomphus</i> sp.	0,01	8,33	0,15	52,78
Libellulidae indet.			0,02	13,89
<i>Ambryssus</i> sp.	0,01	11,11	0,02	5,56
<i>Chimarra</i> sp.	0,50	36,11	0,08	19,44
<i>Smicridea</i> sp.	1,01	61,11	0,21	27,78
<i>Oxyethira</i> sp.	0,06	25,00	0,07	19,44
<i>Metrichia</i> sp.	0,85	72,22	0,49	38,89

Tab. IV. (Cont.)

Taxón	Sitio 1 (n=36)		Sitio 2 (n=36)	
	A(%)	F(%)	A(%)	F(%)
<i>Hydroptila</i> sp.	0,64	50,00	0,90	38,89
<i>Nectopsyche</i> sp.	0,01	2,78	0,02	13,89
<i>Marilia</i> sp.	0,22	13,89	0,02	11,11
Glossosomatidae indet.		5,56		
<i>Mexitrichia</i> sp.	0,04	11,11		
<i>Protophila</i> sp.	0,02	16,67		
<i>Petrophila</i> sp.	0,05	27,78	0,40	25,00
<i>Berosus patruellis</i> Voss, 1946		2,78	0,27	41,67
<i>Enochrus (Metydrus)</i> sp.			0,01	8,33
Hidrophylidae indet.	0,01	2,78		
<i>Cyloopeus</i> sp.	0,05	41,67	0,02	22,22
<i>Austrelmis</i> sp.	0,26	80,56	0,56	75,00
<i>Macrelmis</i> sp.	0,21	77,78		2,78
<i>Heterelmis</i> sp.	0,44	69,44	0,02	19,44
<i>Microcyloopeus</i> sp.	0,15	52,78	0,01	11,11
<i>Helichus</i> sp.	0,02	13,89		5,56
Tipulidae indet.	0,02	5,56	0,03	8,33
<i>Maruina</i> sp.	0,77	16,67		
Ceratopogonidae sp. 1	0,01	2,78		
Ceratopogonidae sp. 2	0,13	25,00	0,40	30,56
<i>Simulium</i> sp.	24,86	75,00	1,53	72,22
<i>Polypedilum</i> sp.	1,17	80,56	8,92	80,56
<i>Cryptotendipes</i> sp.				5,56
<i>Parachironomus</i> sp.			0,03	8,33
<i>Dicrotendipes</i> sp.	0,02	11,11	11,22	69,44
<i>Cryptochironomus</i> sp.	0,02	11,11		
<i>Cladotanytarsus</i> sp.	0,06	19,44	1,98	44,44
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	9,48	88,89	21,27	83,33
<i>Pseudochironomus</i> sp.			0,86	41,67
<i>Djalmabatista</i> sp.	0,56	55,56	0,13	13,89
<i>Larsia</i> sp.	0,12	27,78		5,56
<i>Pentaneura</i> sp.	0,91	36,11	0,07	22,22
<i>Thienemannimyia</i> sp.	4,11	94,44	3,70	86,11
<i>Corynoneura</i> sp.	1,37	66,67	0,46	47,22
<i>Thienemanniella</i> sp.	0,36	50,00	0,55	25,00
<i>Onconeura</i> sp.	2,16	83,33	1,12	47,22
<i>Lopescladius</i> sp.	0,06	22,22	0,07	16,67
<i>Nanocladius</i> sp.	0,80	25,00	0,09	11,11
<i>Cricotopus</i> sp. 2	0,12	22,22	0,43	41,67
<i>Cricotopus</i> sp. 3	4,54	83,33	8,49	100,00
<i>Orthocladius</i> sp.	0,03	22,22	0,65	25,00
<i>Parametrioctenemus</i> sp. 1	0,34	47,22	2,21	75,00
<i>Parametrioctenemus</i> sp. 2				2,78
Stratiomyidae indet.	0,15	13,89	0,01	2,78
Empididae indet.	0,15	36,11	0,10	19,44
Dolichopodidae indet.		2,78		
Ephydriidae indet.	0,01	5,56		2,78
Muscidae indet.	0,05	8,33	0,01	2,78

DISCUSIÓN

En los sitios estudiados no se han registrado nuevos taxa respecto de otros sistemas lóticos de la región central de Argentina (CORIGLIANO *et al.*, 1996; GUALDONI & OBERTO, 1998; GUALDONI & CORIGLIANO, 2002; PRINCIPE *et al.*, 2007, 2010). Sin embargo, es

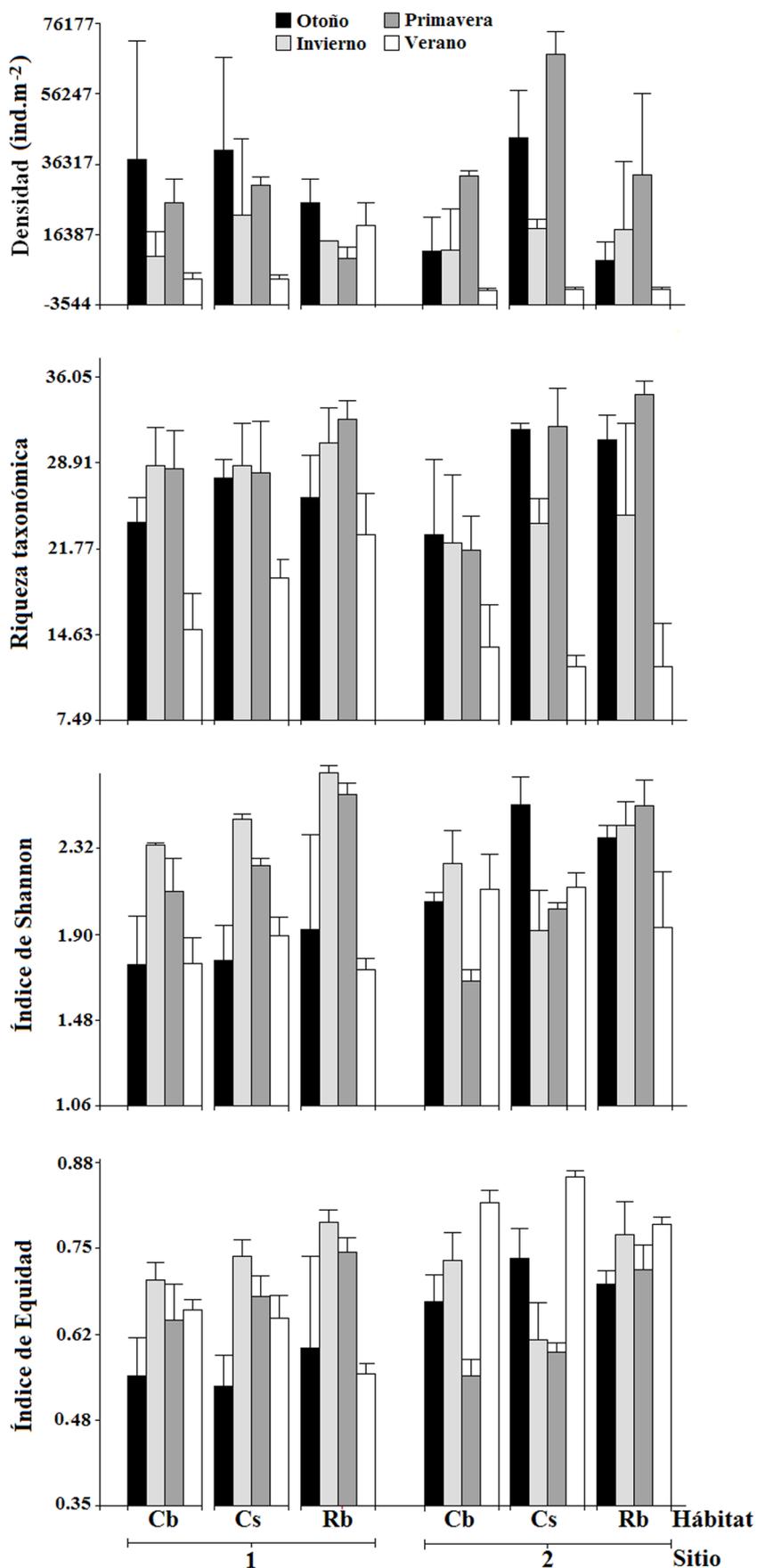


Fig. 2. Variación espacio temporal de densidad, riqueza taxonómica, diversidad y equidad de la comunidad bentónica en correderas a la sombra (Cb), correderas al sol (Cs) y rabiones (Rb) de los dos sitios de muestreo del arroyo Achiras, Córdoba, Argentina.

Tab. V. Resultado del ANOVA de tres vías que evaluó el efecto de fecha, sitio y hábitat, y los términos de la interacción sobre los atributos de la comunidad bentónica del arroyo Achiras (F, valor F de Fisher; gl, grados de libertad).

Fuente de variación	gl	F	p
Densidad			
Estación del año	3	75,35	<0,0001
Sitio	1	16,78	0,0002
Hábitat	2	5,24	0,0087
Estación x sitio	3	21,91	<0,0001
Estación x hábitat	6	4,28	0,0016
Sitio x hábitat	2	2,08	0,1363
Estación x sitio x hábitat	6	1,2	0,3233
Riqueza Taxonómica			
Estación del año	3	53,18	<0,0001
Sitio	1	9,07	0,0041
Hábitat	2	11,73	0,0001
Estación x sitio	3	6,86	0,0006
Estación x hábitat	6	1,68	0,1467
Sitio x hábitat	2	0,92	0,4066
Estación x sitio x hábitat	6	2,31	0,0484
Índice de Shannon			
Estación del año	3	24,84	<0,0001
Sitio	1	2,51	0,1197
Hábitat	2	22,55	<0,0001
Estación x sitio	3	29,24	<0,0001
Estación x hábitat	6	9,33	<0,0001
Sitio x hábitat	2	4,4E-3	0,9956
Estación x sitio x hábitat	6	2,59	0,0298
Equidad			
Estación del año	3	21,62	<0,0001
Sitio	1	34,84	<0,0001
Hábitat	2	7,13	0,0019
Estación x sitio	3	39,52	<0,0001
Estación x hábitat	6	7,79	<0,0001
Sitio x hábitat	2	0,18	0,8365
Estación x sitio x hábitat	6	2,56	0,0311

probable que aguas abajo del nuevo reservorio la estructura de la biocenosis se modifique cuando la obra comience a funcionar (WARD & STANFORD, 1983; ALLAN & CASTILLO, 2007). Los valores de riqueza taxonómica hallados en el arroyo Achiras coinciden con los de arroyos serranos de la región y se encuentran en el rango de estimaciones de riqueza predichas para el hiporritron y los tramos de transición ritron-potamon de zonas templadas (CORIGLIANO *et al.*, 1996). Estudios previos de la comunidad bentónica en otras cuencas de las sierras del sur de Córdoba, han contabilizado entre 69 y 90 taxa (CORIGLIANO *et al.*, 2004; PRINCIPE *et al.*, 2007; GUALDONI *et al.*, 2011). Grupos cosmopolitas como Ephemeroptera y las familias de Diptera, Simuliidae y Chironomidae, fueron los dominantes del bentos, en coincidencia con lo reportado para otros sistemas locales de semejantes características (GUALDONI & CORIGLIANO, 1991; CORIGLIANO *et al.*, 1996; CORIGLIANO *et al.*, 2001). Los dos sitios del arroyo Achiras presentaron sustrato de rocas, bloques y arena, aguas correntosas, limpias y bien oxigenadas, características propicias para el desarrollo de los estados preimaginales de estos insectos (WARD, 1992;

ROSENBERG & RESH, 1993). Además, por su sensibilidad a los contaminantes, tanto los efemerópteros como los simúlidos son considerados indicadores de aguas de buen calidad (COSCARÓN-ARIAS, 2009; FERNÁNDEZ & DOMÍNGUEZ, 2001). Su dominancia confirmaría la buena calidad del agua detectada por las variables químicas registradas, aun cuando en el tramo ubicado río abajo se detectaron mayores valores de conductividad, SDT y bicarbonatos, probablemente asociados a la actividad agrícola-ganadera del entorno.

En los ambientes lóticos, la estructura de la comunidad bentónica resulta de una conjunción de variables ambientales, como velocidad de corriente y granulometría del sustrato (HYNES, 1970; ALLAN & CASTILLO, 2007). Entre los atributos biológicos evaluados, solo se detectó diferencia significativa entre hábitats para la diversidad. Las estimaciones más elevadas de esta variable se observaron en los rabiones. En estos ambientes también se registró el mayor número de taxa exclusivos, evidenciados por valores de IPR igual a uno. Los rabiones se caracterizan por mayores granulometrías de sedimento y velocidades de corriente, lo cual equivale a mayor heterogeneidad de hábitat (PRINCIPE *et al.*, 2007). En los sistemas lóticos los ambientes más heterogéneos y complejos brindan una mayor oferta de hábitats y han sido asociadas a altos valores de diversidad (VINSON & HAWKINS, 1998). Por otra parte, el sustrato de granulometría mediana y grande actúa como barrera reteniendo restos orgánicos, especialmente vegetales, que aportan refugio y alimento a muchos invertebrados e incrementan aún más la heterogeneidad del hábitat al proporcionar más sustrato para que se establezcan los organismos (SMOCKE *et al.*, 1989; GJERLØV *et al.*, 2003). Resultados semejantes han sido mencionados para ríos del sur-este de Brasil (BAPTISTA *et al.*, 2001).

Los atributos de la comunidad resultaron afectados por la época del año en que se realizó el muestreo. Para todas las variables biológicas registradas, se detectaron diferencias significativas entre las estaciones del año, con los menores valores densidad, riqueza y diversidad en los muestreos de verano (aguas altas) y los mayores en primavera temprana cuando aun no ha comenzado el período de lluvias. El arroyo Achiras posee un régimen hídrico freático-pluvial, con caudales menores y más estables durante invierno y primavera temprana, cuando las lluvias son escasas y el arroyo depende principalmente del aporte freático. En este período se generan condiciones hidrológicas que favorecen la estabilidad de los biotopos, por lo cual los organismos tienen mayores oportunidades de asociarse con un microhábitat específico y aumentar sus densidades (POFF & WARD, 1989; POFF *et al.*, 1997; POFF & ZIMMERMAN, 2010) y riqueza taxonómica (DEATH & WINTERBOURN, 1995). Durante el verano y principios de otoño las precipitaciones frecuentes ocasionaron crecientes de corta duración que movilizaron el sustrato. Si bien los

Tab. VI. Macroinvertebrados bentónicos del arroyo Achiras asociados a cada sitio, hábitat y estación del año. Solo se muestran los taxa con IPR = 1.

Sitio	S1	S2		
	<i>Hydra</i>	Lymnaeidae		
	Calopterigidae	<i>Gundlachia concentrica</i>		
	Glossosomatidae	<i>Amphichaeta</i>		
	<i>Mexitrichia</i>	<i>Stylaria</i>		
	<i>Protophila</i>	Tubificidae		
	Hidrophylidae	Hirudiniforme		
	<i>Maruina</i>	Libellulidae		
	Ceratopogonidae sp. 1	<i>Enochrus (Metydrus)</i>		
	<i>Cryptochironomus</i> sp.	<i>Cryptotendipes</i>		
	Dolichopodidae	<i>Parachironomus</i> sp.		
		<i>Dicrotendipes</i>		
		<i>Pseudochironomus</i> sp.		
		<i>Parametriocnemus</i> sp. 2		
Hábitat	Corredera sol	Corredera sombra	Rabion	
	<i>Amphichaeta</i>	Dolichopodidae	<i>Stylaria</i>	
	Calopterigidae		<i>Baetodes</i>	
	Ceratopogonidae sp. 1		Glossosomatidae	
			<i>Cryptotendipes</i>	
			<i>Parametriocnemus</i> sp. 2	
Estación	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
	<i>Chaetogaster</i>	Ceratopogonidae sp. 1	<i>Stenophysia</i>	<i>Baetodes</i>
	Glossosomatidae	<i>Cryptotendipes</i>	<i>Amphichaeta</i>	
	Hidrophylidae	<i>Cryptochironomus</i> sp.	<i>Stylaria</i>	
	<i>Parachironomus</i> sp.	Dolichopodidae	Calopterigidae	
	<i>Parametriocnemus</i> sp. 2	Ephydriidae	<i>Mexitrichia</i>	
			<i>Enochrus (Metydrus)</i>	
			<i>Nanocladius</i> sp.	
			Stratiomyidae	

Tab. VII. Taxa indicadores (VI>50) y detectores (25<IV≤49) para cada sitio del arroyo Achiras (p, valores significativos; VI, Valor Indicador).

	Sitio de muestreo	S1		S2	
		VI	p	VI	p
Taxa Indicadoras	<i>Tricorythodes</i> sp.	91,5	0,001	<i>Polypetillum</i> sp.	71,4 0,001
	<i>Leptohyphes</i> sp.	81,3	0,001	<i>Dicrotendipes</i> sp.	69,3 0,001
	<i>Macrelmis</i> sp.	77,2	0,001	<i>Parametriocnemus</i> sp.1	65,3 0,001
	Dugesiiidae	77,1	0,001	Lymnaeidae	52,8 0,001
	<i>Simulium</i> sp.	70,6	0,004		
	<i>Heterelmis</i> sp.	65,8	0,001		
	<i>Americabaetis</i> sp.	65,2	0,026		
	<i>Onconeura</i> sp.	54,5	0,04		
	Coenagrionidae	50,5	0,005		
	<i>Smicridea</i> sp.	50,4	0,002		
Taxa Detectoras	<i>Corynoneura</i> sp.	49,7	0,031	<i>Progomphus</i> sp.	49,8 0,001
	<i>Microcylloepus</i> sp.	49,6	0,001	<i>Cladotanytarsus</i> sp.	43,1 0,003
	<i>Caenis penai</i>	49,1	0,012	<i>Berosus patruellis</i>	41,4 0,001
	<i>Metrichia</i> sp.	45,3	0,034	<i>Pseudochironomus</i> sp.	41,7 0,001
	<i>Djalmabatista</i> sp.	45,0	0,003	<i>Gundlachia concentrica</i>	38,9 0,001
	<i>Chimarra</i> sp.	31,1	0,033	Nematoda	34,1 0,034
	<i>Cylloepus</i> sp.	30,6	0,031	<i>Cricotopus</i> sp. 2	32,5 0,046
	<i>Larsia</i> sp.	27,1	0,003	Tubificidae	27,8 0,002
	<i>Nanocladius</i> sp.	22,5	0,035		

muestreos nunca se realizaron inmediatamente después de las lluvias, es probable que las disminuciones en los registros del bentos pueda ser atribuido a la acción de las derivas catastróficas que desprenden y desplazan la fauna bentónica aguas abajo, disminuyendo su abundancia local (LANCASTER, 2008). Por otra parte, POFF & WARD (1991) consideran que cuando las condiciones hidrológicas permanecen estables durante un período prolongado, los organismos tienen mayores oportunidades de asociarse con un hábitat específico y aumentar sus densidades, mientras que en períodos hidrológicamente más variables las condiciones del hábitat son menos estables y los organismos están más expuestos a las posibilidades de derivar. Estudios previos de deriva bentónica, realizados en la cuenca del río Chocancharava también han puesto en evidencia que entre los principales factores que afectan la estructura de la comunidad bentónica están el aumento de caudal y la inestabilidad del sustrato (GUALDONI & CORIGLIANO, 2002).

El establecimiento de una presa trae aparejado cambios del ecosistema fluvial, cuyos efectos se evidencian en el entorno inmediato y en el continuo fluvial. Una de las alteraciones más importantes es la modificación del régimen de caudal natural, cuyas variaciones temporales generan las diferencias ecológicas y evolutivas dentro y entre los ríos (POFF *et al.*, 2007). Las presas actúan homogeneizando el caudal (por ejemplo: disminuyen la frecuencia y duración de las inundaciones o los picos de crecientes o cambian la estacionalidad de los mismos). Estos fenómenos pueden inducir a una variedad de respuestas como reducción de la abundancia y riqueza de especies, e incluso la pérdida de especies endémicas y sensibles, y el aumento en la densidad de especies exóticas (POFF & ZIMMERMAN, 2010). Este estudio puso de manifiesto la relación entre los atributos de la comunidad bentónica y las variaciones de caudal, por lo tanto son de esperar cambios en la biota nativa y la integridad del ecosistema como respuesta a la reducción de la variabilidad hidráulica cuando el funcionamiento de la presa altere el caudal natural.

No se detectaron diferencias significativas entre sitios para la mayoría de las variables biológicas consideradas, no obstante el S₂ resultado más diverso y con mayor equidad que el S₁, lo cual era de esperar, ya que tanto el paisaje como el uso de la tierra en cada uno son diferentes. En el S₁, ubicado en un área natural de sierras bajas, la única actividad antrópica es la recreación en época estival. En este tramo el ensamble bentónico estuvo caracterizado por un menor número de taxa exclusivos y diez especies indicadoras estadísticamente significativas, entre las cuales *T. popayanicus* y *L. eximius* fueron las que caracterizaron mejor el ambiente. Estas especies son comunes en arroyos no contaminados, con buena corriente y fondos pedregosos y gravosos del centro de Argentina (MOLINERI, 2003, 2010). El segundo sitio se localiza en un tramo que discurre en un área de uso agrícola-ganadero extensivo. Entre los

taxa exclusivos de este tramo sobresalieron los moluscos (Gastropoda y Bivalvia), anélidos (Naididae, Tubificidae e Hirudiniforme) y algunas especies de Chironomidae. Por su mayor especificidad a las condiciones del hábitat los mayores VI correspondieron a Lymnaeidae y tres taxa de quironómidos, entre ellas *Dicrotendipes*, que fue también la más abundante del tramo. Tanto los taxa exclusivos como los indicadores y detectores de este sitio son grupos que están asociados a corrientes más suaves y sedimentos con predominio de arena fina (MARCHESE, 2009). La mayoría de los quironómidos hallados en ambos sitios son géneros con amplios límites de tolerancia, por lo cual es difícil relacionarlos con alguna condición en particular (PAGGI, 2009). Futuras determinaciones a nivel específico permitirán precisar mejor las preferencias de los grupos hallados.

Este estudio constituye el primer aporte al conocimiento de la comunidad bentónica de tramos pedemontanos del arroyo Achiras-del Gato. La estructura de la biocenosis refleja las condiciones de los hábitats que la albergaban antes de la construcción de la presa, y representa un marco de referencia a partir del cual establecer comparaciones que permitirán evaluar los cambios producidos. Nuestros resultados indican que los muestreos de seguimiento deberían realizarse tanto en el tramo río arriba como en el de aguas abajo de la barrera, en hábitats de corredera o de rabión. Si los muestreos se realizan en períodos hidrológicos de aguas bajas y de aguas altas, un registro semestral del bentos sería representativo del ciclo anual.

Agradecimientos. A la SeCyT (UNRC) por el soporte financiero; a G. Orpella y a P. Ffrench por colaborar en las tareas de campo; a R. Principe y M. Boccolini por contribuir con las determinaciones taxonómicas; a R. Arbeloa por permitirnos el acceso a su campo y a los revisores anónimos que contribuyeron a mejorar este trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. 2007. **Stream Ecology. Structure and function of running waters**. 2ed. Dordrecht, Springer. 436p.
- ARMITAGE, P. D. 2006. Long-term faunal changes in a regulated and an unregulated stream – Cow Green thirty years on. **River Research and Applications** 22:947-966.
- BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F. & NESSIMIAN J. L. 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. **Revista Brasileira de Biologia** 61(2):295-304.
- CORIGLIANO, M. C.; GUALDONI, C. M. & BOSH, B. 2004. Atributos estructurales de ensambles de macroinvertebrados en arroyos de la Pedanía San Bartolomé. **Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto** 24(1-2):57-69.
- CORIGLIANO, M. C.; GUALDONI, C. M.; OBERTO, A. M. & RAFFAINI, G. B. 1996. Macroinvertebrados acuáticos de Córdoba. In: DI TADA, I. E. & BUCHER, E. H. eds. **Biodiversidad de la Provincia de Córdoba: Fauna**. Córdoba, Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto. p.119-165.
- _____. 2001. Longitudinal distribution of the mayfly (Ephemeroptera) communities at Chocancharava river basin (Córdoba, Argentina). In: DOMINGUEZ, E. ed. **Trends in research in Ephemeroptera & Plecoptera**. New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers. p.89-96.
- COSCARÓN-ARIAS, C. L. 2009. Diptera, Simuliidae. In: DOMINGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H. R. eds. **Macroinvertebrados sudamericanos: Sistemática y biología**. Tucumán, Fundación Miguel Lillo. p.365-381.

- DEATH, R. G. & WINTERBOURN, M. J. 1995. Diversity patterns in stream invertebrate communities: the influence of habitat stability. **Ecology** 76:1446-1460.
- DEGIOVANNI, S. 2005. Análisis de problemas geoambientales vinculados a los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato: Características climáticas, geológico-geomorfológicas y de ocupación territorial. In: BLARASIN, M.; DEGIOVANNI, S.; CABRERA, A. & VILLEGAS, M. eds. **Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba**. Córdoba, Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto. p.181-189.
- DEGIOVANNI, S.; BLARASIN, M. & CAVIGLIA, L. 2005. Análisis de problemas geoambientales vinculados a los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato: Análisis de la dinámica composición química e interrelaciones entre el agua superficial y subterránea. In: BLARASIN, M.; DEGIOVANNI, S.; CABRERA, A. & VILLEGAS, M. eds. **Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba**. Córdoba, Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto. p.191-202.
- DI RIENZO, J. A.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M. G.; GONZALEZ, L.; TABLADA, M. & ROBLEDO, C. W. 2010. **InfoStat, software Estadística, v. 2011**. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Córdoba.
- DOMÍNGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H. 2009. **Macroinvertebrados sudamericanos: Sistemática y biología**. Tucumán, Fundación Miguel Lillo. 654p.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs** 67(3):345-366.
- FERNÁNDEZ, H. R. & DOMÍNGUEZ, E. 2001. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán - Facultad de Ciencias Naturales y Instituto Miguel Lillo. 282p.
- GJERLØV, C.; HILDREW, A. G. & JONES, J. I. 2003. Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: a test of habitat templet theory. **Journal of the North American Benthological Society** 22(2):207-223.
- GUALDONI, C. M. & CORIGLIANO, M. C. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. **Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto** 11(1):43-49.
- _____. 2002. Distribución del bentos y la deriva de macroinvertebrados en tramos fluviales con diferentes condiciones de estrés ambiental. **Acta Limnológica Brasiliensia** 14(1):1-13.
- GUALDONI, C. M. & OBERTO, A. M. 1998. Biological quality assessment in lotic environments of río Carcarañá (Córdoba, Argentina). **Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 26:1219-1222.
- GUALDONI, C. M.; DUARTE, C. A. & MEDEOT, E. A. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. **Ecología Austral** 21:149-162.
- HYNES, H. B. N. 1970. **The ecology of running waters**. Toronto, Toronto University Press. 555p.
- LANCASTER, J. 2008. Movement and dispersion of insects of stream channels: What role does flow play? In: LANCASTER, J. & BRIERS R. A. eds. **Aquatic Insects: Challenges to Populations**. Wallingford, CABI. p.139-157
- MAGURRAN, A. 1988. **Ecological Diversity and its Measurement**. Princeton, Princeton University Press. 179p.
- MARCHESE, M. 2009. Annelida, Oligochaeta. In: DOMÍNGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H. R. eds. **Macroinvertebrados sudamericanos: Sistemática y biología**. Tucumán, Fundación Miguel Lillo. p.550-565.
- MC ALEECE, N. 1997. **Biodiversity Profesional Beta 1**. London, The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1999. **PC-Ord. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.0.25**. Gleneden Beach, MjM Software.
- MIRANDA, R.; OSOZ, J.; LEUNDA, P. M.; GARCÍA-FRESCA, C. & ESCALA, M. C. 2005. Effects of weir construction on fish population structure in the River Erro (North of Spain). **Annales de Limnologie – International Journal of Limnology** 41:7-13.
- MOLINERI, C. 2003. Revision of the South American species of *Leptohyphes* (Ephemeroptera: Leptohyphidae) with a key for the nymphs. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 38(1):47-70.
- _____. 2010. Las especies de Leptohyphidae (Ephemeroptera) de las yungas de Argentina y Bolivia: diagnosis, distribución y claves. **Revista de la Sociedad Entomológica Argentina** 69(3-4):233-252.
- OGBEIBU, A. E. & ORIBHABOR, B. J. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. **Water Research** 36:2427-2436.
- PAGGI, A. C. 2009. Diptera, Chironomidae. In: DOMÍNGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H. R. eds. **Macroinvertebrados sudamericanos: Sistemática y biología**. Tucumán, Fundación Miguel Lillo. p.383-409.
- PENCZAK, T.; KRUK, A.; GRZYBKOWSKA, M. & DUKOWSKA, M. 2006. Patterning of impoundment impact on chironomid assemblages and their environment with use of the self-organizing map (SOM). **Acta Oecologica** 30:312-321.
- POFF, N. L. & HART, D. D. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. **BioScience** 52:659-668.
- POFF, N. L. & WARD, J. V. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic communities structure: a regional analysis of streamflow patterns. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 45:1805-1818.
- _____. 1991. Drift responses of benthic invertebrates to experimental streamflow variation in a hidrologically stable stream. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 48:1926-1936.
- POFF, N. L. & ZIMMERMAN, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform environmental flows science and management. **Freshwater Biology** 55:194-20.
- POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; MERRITT, D. & PEPIN, D. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 104:5732-5737.
- POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E. & STROMBERG, J. C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience** 47:769-784.
- PRINCIPE, R. E.; GUALDONI, C. M.; OBERTO, A. M.; RAFFAINI, G. B. & CORIGLIANO, M. C. 2010. Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. **Ecología Austral** 20:257-268.
- PRINCIPE, R. E.; RAFFAINI, G. B.; GUALDONI, C. M.; OBERTO, A. M. & CORIGLIANO, M. C. 2007. Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? **Limnología** 37:323-336.
- ROSENBERG, M. D. & RESH, V. H. eds. 1993. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. 488p.
- SMOCKE, L. A.; METZLER, G. M. & GLADDEN, G. E. 1989. Role of debris dams in the structure and function of low-gradient headwater streams. **Ecology** 70:764-775.
- STANFORD, J. A. & WARD, J. V. 2001. Revisiting the Serial Discontinuity Concept. **Regulated River Research & Management** 17:303-210.
- STRAYER, D. L. 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. **Journal of the North American Benthological Society** 25:271-287.
- TICKNER, D.; ARMITAGE, P. D.; BICKERTON, M. A. & HALL, K. A. 2000. Assessing stream quality using information on mesohabitat distribution and character. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** 10:170-196.
- VINSON, M. & HAWKINS, C. 1998. Biodiversity of stream insects: Variation al local, basin, and regional scales. **Annual Review of Entomology** 43:271-293.
- WARD, J. V. 1992. **Aquatic Insect Ecology 1. Biology and Habitat**. New York, John Wiley & Sons. 384p.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D. & BARTELL, S. M. eds. **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Collingwood, Ann Arbor Sciences. p.29-42.