

Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-químicas y Naturales

**“EFECTO DE UNA PRESA SOBRE LA ESTRUCTURA DE LA  
COMUNIDAD BENTÓNICA DE UN AMBIENTE LÓTICO”**

**CINTIA NATALÍ BARROSO**

**DIRECTORA: M. SC. ANA MARIA OBERTO**

**CODIRECTORA: DRA. CRISTINA MARFI GUALDONI**



Septiembre 2013

UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y NATURALES  
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS NATURALES

Trabajo Final de la Licenciatura en Ciencias Biológicas

**“Efecto de una presa sobre la estructura de la comunidad bentónica de un ambiente lótico”**

Autora: Cintia Natalí Barroso

Directora: M. Sc. Ana María Oberto

Co-Directora: Dra. Cristina Mabel Gualdoni

Tribunal evaluador:

M. Sc. Ana María Oberto .....

Dra. Cristina Mabel Gualdoni .....

Dr. José Camilo Bedano .....

13 de Septiembre de 2013

## AGRADECIMIENTOS

- Agradezco a mi directora y co-directora por la confianza que depositaron en mí desde el primer día que decidí formar parte del grupo de investigación y permitirme aprender y crecer, también quiero reconocer su trabajo realizado durante todo este tiempo para lograr que este estudio sea lo mejor posible.
- Quiero agradecer a M.Sc. Ana Oberto su paciencia, dedicación, y por incentivar me a evolucionar día a día.
- Así mismo, quiero dar las gracias a la Dra. Mabel Gualdoni por la ayuda, las sugerencias y el incentivo para lograr esta gran meta.
- Agradezco a la Dra. Romina Principe los enriquecedores intercambios de sugerencias en el desarrollo del manuscrito, sin las cuales no hubiera sido posible llevar a cabo dicho estudio.
- Agradezco al equipo de investigación y docencia, Profesora Graciela B. Raffaini, Dra. Maricel F. Boccolini, Lic. M. Daniela Barbero, Lic. Javier A. Márquez, a los alumnos Juan Pablo Zanotto y M. Soledad Abraham por su colaboración en las tareas de campo, laboratorio y redacción de esta tesis y por acompañarme y alentarme siempre.
- Mi agradecimiento al Dr. J. Camilo Bedano por sus valiosas correcciones y detalladas observaciones que contribuyeron para mejorar la redacción del presente trabajo.
- Mi reconocimiento a la Secretaria de Ciencia y Técnica de la UNRC por su apoyo económico para la realización de este trabajo mediante una beca de ayudantía de investigación y a la UNRC por permitirme realizar mis estudios.
- Agradezco a muchos compañeros que recorrieron conmigo este camino y me brindaron su apoyo y amistad, con los cuales viví momentos inolvidables.
- Quiero agradecer a mis padres y hermano por creer en mí y el amor del día a día, por su paciencia y el haber permanecido siempre, en los buenos y en los malos momentos.
- Gracias a mi familia y amigos por contenerme, acompañarme y estar siempre presentes.

**ÍNDICE GENERAL**

	<b>Página</b>
1. Resumen	1
2. Introducción	2
2.1. <i>Los ríos y las actividades antrópicas</i>	2
2.2. <i>El represamiento de los sistemas fluviales</i>	3
2.3. <i>La comunidad bentónica y su función trófica</i>	6
2.4. <i>Situación actual de las represas en Argentina</i>	8
3. Objetivos	10
3.1. <i>Objetivo general</i>	10
3.2. <i>Objetivos específicos</i>	10
4. Materiales y métodos	11
4.1. <i>Área de estudio</i>	11
4.1.1. <i>Ubicación y características generales del área de estudio</i>	11
4.1.2. <i>Hidrología superficial</i>	12
4.1.3. <i>Características climáticas</i>	12
4.1.4. <i>Aspectos geológicos y geomorfológicos</i>	13
4.1.5. <i>Uso del suelo</i>	14
4.1.6. <i>Fitogeografía</i>	14
4.1.7. <i>Características de la presa Achiras</i>	15
4.2. <i>Sitios de muestreo</i>	16
4.3. <i>Metodología de campo y laboratorio</i>	18

4.4. <i>Análisis de datos</i>	20
5. Resultados	22
5.1. <i>Variables hidráulicas y físico-químicas</i>	22
5.2. <i>Comunidad de macroinvertebrados bentónicos</i>	24
5.2.1. <i>Composición y estructura de la comunidad</i>	24
5.2.2. <i>Grupos funcionales alimentarios</i>	39
5.2.3. <i>Ordenación de las muestras y los taxones</i>	44
5.2.4. <i>Ordenación de los grupos funcionales alimentarios</i>	47
6. Discusión	49
7. Conclusiones	57
8. Bibliografía	58

Índice de tablas

	<b>Página</b>
<b>Tabla 1.</b> Detalle del muestreo de zoobentos en el arroyo Achiras-del Gato.	19
<b>Tabla 2.</b> Valores promedio de las variables hidráulicas y físicas registradas en los sitios A y B durante los periodos hidrológicos de aguas altas (AA) y bajas (AB) correspondientes a las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras.	23
<b>Tabla 3.</b> Valores promedio de las variables químicas registradas en los sitios A y B durante los periodos hidrológicos de aguas altas (AA) y bajas (AB) correspondientes a las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. s/d: sin dato.	23
<b>Tabla 4.</b> Listado sistemático de los taxa de macroinvertebrados bentónicos del arroyo Achiras y el grupo funcional alimentario al que pertenece. Colector de depósito (●), Colector filtrador (■), Depredador (◆), Desmenuzador (◆), Raspador (★), Generalista (★).	25
<b>Tabla 5.</b> Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de etapa, sitio y periodo hidrológico sobre las variables estructurales de la comunidad de macroinvertebrados en el arroyo Achiras. F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los <i>p</i> significativos ( $p \leq 0,05$ ) se indican en negrita.	36
<b>Tabla 6.</b> Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de etapa, sitio y periodo hidrológico sobre la abundancia de los GFA en el arroyo Achiras. F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los <i>p</i> significativos ( $p \leq 0,05$ ) se indican en negrita.	41
<b>Tabla 7.</b> Resultados del AC de las muestras y los macroinvertebrados bentónicos del arroyo Achiras (Córdoba).	44
<b>Tabla 8.</b> Resultados de la ordenación mediante AC de los GFA presentes en el arroyo Achiras.	47

**Índice de figuras**

	<b>Página</b>
<b>Fig. 1.</b> Ubicación del área de estudio (Fuente: Google Earth, 2013)	11
<b>Fig. 2.</b> Imagen de la presa Achiras.	16
<b>Fig. 3.</b> Ubicación geográfica de los sitios de muestreo y presa Achiras sobre el arroyo Achiras-del Gato (Córdoba, Argentina) (Fuente: Google Earth, 2013).	17
<b>Fig. 4.</b> Sitio A, ubicado aguas arriba de la presa Achiras.	17
<b>Fig. 5.</b> Sitio B, ubicado aguas abajo de la presa Achiras.	18
<b>Fig. 6.</b> Red tipo Surber en el arroyo Achiras-del Gato.	19
<b>Fig. 7.</b> Medición de variables hidráulicas y físico-químicas. Se observa el uso de cinta métrica, correntómetro, termómetro digital, conductímetro y pHmetro.	19
<b>Fig. 8.</b> Estereoscópico y microscopio óptico utilizados para realizar el procesamiento de muestras en laboratorio.	20
<b>Fig. 9.</b> Abundancia relativa de los phyla del bentos en el arroyo Achiras.	24
<b>Fig. 10.</b> Abundancia relativa de los órdenes de la clase Insecta del bentos en el arroyo Achiras.	24
<b>Fig. 11.</b> Abundancia relativa de los ordenes de la clase Insecta en los sitios A y B, en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa Achiras.	31
<b>Fig. 12.</b> Abundancia relativa de las familias del orden Ephemeroptera en los sitios A y B, en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa Achiras.	31
<b>Fig. 13.</b> Abundancia relativa de los géneros del orden Ephemeroptera en los sitios A y B, durante las etapas previa y posterior a la construcción de la presa Achiras.	32
<b>Fig. 14.</b> Abundancia relativa de las familias del orden Díptera en los sitios A y B, durante las etapas previa y posterior a la construcción de la presa Achiras.	33
<b>Fig. 15.</b> Abundancia relativa de los géneros de la familia Chironomidae en los sitios A y B, durante la etapa previa a la construcción de la presa Achiras.	34

- Fig. 16.** Abundancia relativa de los géneros de la familia Chironomidae en los sitios A y B, durante la etapa posterior a la construcción de la presa Achiras. 34
- Fig. 17.** Diagramas de caja que muestran la variación de la abundancia en los sitios de estudio A y B en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 37
- Fig. 18.** Diagramas de caja que muestran la variación de la riqueza taxonómica en los sitios de estudio A y B durante las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 37
- Fig. 19.** Diagramas de caja que muestran la variación de la diversidad en los periodos hidrológicos de aguas altas y bajas en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 38
- Fig. 20.** Diagramas de caja que muestran la variación de la equidad en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 38
- Fig. 21.** Abundancia de los GFA en el arroyo Achiras. 39
- Fig. 22.** Abundancia relativa de los GFA en los sitios A y B en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. 40
- Fig. 23.** Diagramas de caja de la abundancia de colectores de depósito en los dos sitios de estudio del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 42
- Fig. 24.** Diagramas de caja de la abundancia de colectores filtradores en los dos sitios de estudio en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 42
- Fig. 25.** Diagramas de caja de la abundancia de depredadores en los dos sitios de estudio en los periodos hidrológicos de aguas altas y bajas del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 43
- Fig. 26.** Diagramas de caja de la abundancia de raspadores en los dos sitios de estudio en los periodos hidrológicos de aguas altas y bajas del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. 43



- Fig. 27.** Ordenación mediante AC de las 48 muestras bentónicas tomadas en el arroyo Achiras. Se observan los años 2006 y 2007 (símbolos violetas, 6 y 7) y 2009 y 2010 (símbolos verdes, 9 y 10); el sitio A (círculos, A) y sitio B (triángulos, B); y el periodo hidrológico de aguas altas (símbolos vacíos, T) y aguas bajas (símbolos llenos, E). 45
- Fig. 28.** Ordenación mediante AC de los 45 taxa bentónicos identificados en el arroyo Achiras. Hydr: *Hydra* sp., Duge: Dugesidae indet., Pros: *Prostoma* sp., Nema: Nematoda indet., Sten: *Stenophysa* sp., Biva: Bivalvia indet., Naid: Naidinae indet., Chae: *Chaetogaster* sp. Pris: *Pristina* sp., Tubi: Tubifinae indet., Acar: Acari indet., Hyal: *Hyalloides curvispina*, Amer: *Americabaetis* sp., Came: *Camelobaetidius penai*, Parac: *Paracloeodes* sp., Vari: *Varipes* sp., Caen: *Caenis* sp., Lept: *Leptohyphes eximius*, Trico: *Tricorythodes popayanicus*, Prog: *Progomphus* sp., Smic: *Smicridea* sp., Metri: *Metrichia* sp., Austre: *Austrelmis* sp., Hete: *Heterelmis* sp., Simu: *Simulium* sp., Poly: *Polypedium* sp., Crypes: *Cryptotendipes* sp., Dicro: *Dicrotendipes* sp., Tany: *Tanytarsus* sp., Rheo: *Rheotanytarsus* sp., Pseudo: *Pseudochironomus* sp., Tnae 1: Tanypodinae indet. 1, Djalma: *Djalmabatista* sp., Labrun: *Labrundinia* sp., Lars: *Larsia* sp., Tmyia: *Thienemannimyia* sp., Onae: Ortocladinae indet., Cory: *Corynoneura* sp., Onco: *Onconeura* sp., Lopes: *Lopescladius* sp., Crico 2: *Cricotopus* sp.2, Crico 3: *Cricotopus* sp.3, Ortho: *Orthocladius* sp., Param 1: *Parametriocnemus* sp. 1, Empi: Empididae indet. 46
- Fig. 29.** Ordenación mediante AC de los GFA y las 48 muestras bentónicas tomadas en el arroyo Achiras. Se observan los años 2006 y 2007 (símbolos violetas, 6 y 7) y 2009 y 2010 (símbolos verdes, 9 y 10); el sitio A (círculos, A) y sitio B (triángulos, B); y el periodo hidrológico de aguas altas (símbolos vacíos, T) y aguas bajas (símbolos llenos, E). 48

## RESUMEN



## 1. RESUMEN

La regulación fluvial representa uno de los impactos humanos más extendido en los ecosistemas lóticos. Las alteraciones que producen tienen efectos ecológicos significativos a diferentes escalas temporales y espaciales y afectan la conectividad natural de los sistemas fluviales. El objetivo del presente estudio fue comparar el ensamble bentónico en dos tramos del arroyo Achiras, durante las etapas previa y posterior a la construcción de una presa. Las muestras de bentos se colectaron con redes de Surber de 0,09 m<sup>2</sup> de área y 300 µm de abertura de malla, en dos sitios ubicados río arriba y río abajo de la barrera, durante los períodos de aguas altas y bajas, antes y después de la construcción de la presa. Simultáneamente se registraron las variables físico-químicas e hidráulicas. En laboratorio, se realizó la contabilización e identificación de los organismos hasta el menor nivel taxonómico posible. Se asignaron a los Grupos Funcionales Alimentarios (GFA) y se calcularon densidad, riqueza taxonómica, índice de Shannon y equidad. Los datos se compararon mediante ANOVA de tres vías y Análisis de Correspondencias (AC). Se determinó un total de 110 taxa correspondientes a 7 phyla. Arthropoda presentó la mayor abundancia y riqueza, y la clase dominante con más taxones y diversidad fue Insecta. Ephemeroptera fue el orden con mayor densidad seguido de Díptera, que registró la mayor riqueza. Baetidae y Chironomidae fueron las familias que presentaron mayor abundancia. Los únicos atributos estructurales que se diferenciaron significativamente entre las etapas previa y posterior a la construcción de la presa fueron riqueza taxonómica y equidad. Durante la etapa posterior a la construcción el número de taxones aumentó y la equidad disminuyó aguas abajo. El AC separó las muestras entre sitios y entre periodos hidrológicos. El GFA dominante fue colectores de depósito seguido por los colectores filtradores y depredadores en todas las situaciones. El único grupo que varió significativamente entre las etapas fue colectores filtradores, que fue más abundante aguas abajo, durante la etapa posterior a la construcción. El AC para los GFA, separó las muestras en relación a los sitios y a las etapas. A partir de los resultados obtenidos, se concluye que el arroyo Achiras se encuentra en una situación transitoria hasta alcanzar un nuevo estado de equilibrio. Por lo tanto, son necesarios períodos de tiempo largos para lograr evaluar los cambios entre un estado de equilibrio natural y otro nuevo equilibrio ajustado a las condiciones de regulación.

# INTRODUCCIÓN



## 2. INTRODUCCIÓN

Los sistemas lóticos son cuerpos de agua corriente dulceacuícolas que se caracterizan por el flujo continuo y en una única dirección, y constituyen redes fluviales al comunicarse con otros ambientes lóticos. Su funcionamiento ecológico en condiciones naturales, depende de ciertos factores como las características hidráulicas del canal, la naturaleza geológica y geomorfológica del sustrato, las formaciones vegetales y el clima (Prenda Marín, 1993). Estos ecosistemas se desarrollan en respuesta a procesos físicos, químicos y biológicos, que ocurren en cuatro dimensiones: longitudinal, lateral, vertical y temporal (Ward, 1989). La dimensión longitudinal considera que los procesos que ocurren río abajo dependen de la estructura y funcionamiento de los sitios río arriba, ya que el río puede considerarse como un continuo. A medida que desciende, se producen cambios graduales en la composición taxonómica y las características físicas y químicas (Vannote *et al.*, 1980). La dimensión lateral es la conectividad existente entre el canal y su llanura de inundación, la cual permite el intercambio de biota y nutrientes de manera bidireccional (Junk *et al.*, 1989). La dimensión vertical se refiere a la interacción entre el agua superficial y el hiporreos (Hynes, 1983; Stanford & Ward, 1993), el cual representa un refugio para numerosos organismos. Finalmente, la dimensión temporal considera las variaciones dadas por la influencia del tiempo.

En los ríos regulados, la presa obstaculiza la continuidad del río. Esto es explicado a partir del concepto de *Discontinuidad Serial* (Ward & Stanford, 1983b).

### 2.1. Los ríos y las actividades antrópicas

Los ecosistemas fluviales se encuentran afectados por numerosas perturbaciones naturales, tanto hidrológicas (sequías, crecidas) como físicas (aludes, incendios) (Margalef, 1983), pero también resultan perjudicados por las actividades humanas, debido a la dependencia y estrecha relación con este recurso (Petts, 1990; Alonso & Camargo, 2005).

Desde la antigüedad los ríos han sido de gran importancia para el desarrollo de las sociedades humanas ya que han proporcionado numerosos recursos a las personas, como agua, alimentos, materiales de construcción, sistemas de transporte y fuerza motriz así como terrenos fértiles en sus riberas. Además suministran servicios como energía para industrias, espacios para esparcimiento, ayudan a regular el clima local, y amortiguar las crecidas, participan en los ciclos biogeoquímicos y de depuración de contaminantes

urbanos e industriales y contribuyen a la recarga de acuíferos. Son agentes geodinámicos, ya que modelan el paisaje mediante el transporte de nutrientes y sedimentos que se depositan en sus llanuras de inundación y en sus deltas; y constituyen importantes corredores ecológicos, que permiten el mantenimiento de las rutas migratorias y de los desplazamientos, necesarios para los ciclos de muchas especies que se encuentran limitados dado el creciente desarrollo urbanístico y de infraestructuras (Talavera *et al.*, 2007; Postel & Richter, 2003).

Algunas intervenciones antrópicas producen cambios permanentes que afectan los sistemas fluviales de manera irreversible (Sabater *et al.*, 2009). En la actualidad la combinación de un rápido crecimiento poblacional, asociado a la industrialización y la urbanización, ha provocado un paulatino aumento de las presiones sobre los recursos hídricos en diferentes países (Sloto, 1987; Weaver & Garman, 1994). Entre las principales causas de degradación de la calidad del agua y de las comunidades biológicas fluviales se pueden mencionar: el enriquecimiento por nutrientes, la presencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos persistentes, la eliminación o degradación del bosque de ribera, las actividades mineras y la rectificación, canalización y regulación de cauces (Prat & Ward, 1994; Allan, 1995; Wetzel, 2001; Angelier, 2002; Suárez *et al.*, 2002; Toro *et al.*, 2002).

## *2.2. El represamiento de los sistemas fluviales*

La regulación del caudal de los ríos se ha convertido recientemente en una actividad tan generalizada y masiva que, aproximadamente unos dos tercios de los cauces fluviales en todo el mundo se encuentran regulados por más de 40.000 grandes presas, y más de 800.000 presas pequeñas (McCully, 1996). En América Central y del Sur, Asia y Oceanía la práctica de la regulación de caudales continúa en aumento (Poff & Hart, 2002). Considerando la gran diversidad de tamaños que existen en el mundo, las grandes presas fueron definidas, en el año 2008 por la International Commission On Large Dams (ICOLD) como aquellas de más de 15 metros de altura y que almacenan un volumen de embalse de más de 3 millones de m<sup>3</sup>. El objetivo del represamiento es regular total o parcialmente la dinámica de los caudales naturales para la producción de energía hidroeléctrica, suministro de agua para actividades con fines agrícolas, industriales y domésticos, y la atenuación de las crecidas (García de Jalón *et al.*, 2007). Una presa consiste en la edificación de una barrera que permite mantener el agua estancada y elevar su nivel, dando lugar a la formación de un embalse. Su presencia produce la modificación

de un ecosistema lótico en uno lacustre ocasionando cambios estructurales, físicos y químicos, que afectan a la biota (Ogbeibu & Oribhabor, 2001).

El concepto de *Discontinuidad Serial* explica el funcionamiento de los ríos regulados postulando que el efecto principal de los diques es que obstaculiza la continuidad del río. De esta manera, se altera el flujo, el transporte de sedimentos, de nutrientes y materia orgánica, el régimen de temperatura y el movimiento de organismos (Ward & Stanford, 1983b). Como consecuencia, se modifica la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas fluviales y de los entornos asociados a ellos como señalan numerosos trabajos (Petts, 1984; Yeager, 1994; Ligon *et al.*, 1995; Stanford *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997).

Algunos autores proponen que la presa produce tres sistemas funcionalmente diferentes en el perfil longitudinal. Aguas arriba de la presa, el río mantiene sus características de flujo libre, con excepción de la zona de transición adyacente al embalse. El área del cauce original, inundada por el embalse es reemplazado por un ambiente léntico, completamente diferente tanto en su estado trófico como en la disponibilidad de hábitats. Río abajo del dique, el agua del río se torna más cálida que la original cuando la descarga es epilimnética, o más fría como resultado de una descarga hipolimnética (Newcomb *et al.*, 2001).

Por otro lado, Thornton (1990) plantea tres tipos de ambientes en un embalse. La zona fluvial o cola del embalse, corresponde a la unión entre el afluente y las aguas del embalse, en esta área se produce una disminución de la velocidad del flujo mientras aumenta la tasa de sedimentación de partículas de arena y limo gruesas. La zona de transición o media del embalse, es donde se combinan características del río y del lago, aquí la cuenca del embalse se profundiza y amplía, haciéndose más similar a un lago, muchos materiales en suspensión se depositan como arcillas y limos de tamaño medio y materia orgánica particulada, aumenta la penetración de la luz y por consiguiente la producción fitoplanctónica. Y la zona lacustre o presa del embalse caracterizada por ser la más profunda y con rasgos ambientales muy similares a un lago, en ésta la columna de agua presenta una estratificación más definida (Andrade & Machado-Allison, 2008).

Numerosas y complejas alteraciones, tanto en sus características bióticas como abióticas, se van a producir en los ambientes loticos regulados. Sus efectos van a ser de diferente magnitud e intensidad, dependiendo por un lado, de la fragilidad, estabilidad y nivel de complejidad del ecosistema fluvial. Y por otro de las características de la cuenca;

del tipo de obra de control, de la escala, de la posición en el río y de las particularidades de cada población de organismos fluviales (García de Jalón *et al.*, 2007; Andrade & Machado-Allison, 2008).

Petts (1987) desarrollo un modelo conceptual en el cual plantea que los sistemas fluviales regulados atraviesan un estado de transición y reajuste, donde se producen cambios en los patrones espaciales a lo largo del tiempo. Los de primer orden, implican los efectos abióticos inmediatos que tienen lugar simultáneamente con el cierre de la presa, sobre la carga de sedimentos, el régimen del flujo, la calidad del agua y el plancton. En segundo orden, se encuentran los cambios en la productividad primaria como consecuencia de los impactos de primer orden y pueden ocurrir a lo largo de muchos años. Se relacionan con la estructura del hábitat y reflejan las condiciones locales, son los cambios en la forma del canal, en la composición del sustrato, en la población de macrófitas y el perifiton. Y los cambios de tercer orden, involucran a aquellos producidos por los efectos completados del primer y segundo orden. Son impactos visibles a largo plazo y afectan a las poblaciones de invertebrados y peces.

Los efectos post-embalse son de tres tipos: hidrológicos, geomorfológicos y biológicos. Las modificaciones hidrológicas que se evidencian están asociadas con variaciones en la magnitud, frecuencia y estacionalidad del caudal, desaceleración de la velocidad de corriente, y alteración en la calidad del agua. La regulación lleva a una reducción en la magnitud y frecuencia de caudales y a la estabilización. Esto provoca estados constantes que carecen de extremos estacionales naturales. Como consecuencia, se producen efectos negativos tanto en los ecosistemas acuáticos como en las especies de ribera ya que, los ciclos de vida de muchas especies están ajustados para evitar o bien beneficiarse con los caudales de magnitudes variables (Poff *et al.*, 1997). La calidad también se altera ya que las presas afectan la composición del agua tanto aguas abajo como la del propio embalse (Petts, 1984). Muchos aspectos pueden quedar modificados, como el régimen de temperatura, que regula las tasas de crecimiento y las etapas de la vida de los organismos acuáticos; la concentración de oxígeno disuelto, necesario para mantener la vida acuática; la turbidez, que tiene efectos en la transmisión de la luz y en la claridad del agua; el transporte y concentración de nutrientes, que da lugar a eutrofización, impulsando la productividad primaria y puede llevar al agotamiento de oxígeno; y el transporte de sedimentos y materia orgánica (Schumm, 1969; Ward, 1976; Armitage, 1984; García Ruiz & Puig de Fábregas, 1985; Allan, 1995; García de Jalón *et al.*, 2007).



Las modificaciones geomorfológicas están relacionadas principalmente con la redistribución de la granulometría del lecho. Esto no afecta directamente a la biocenosis, sino que produce cambios indirectos y significativos en los hábitats. De esta manera, al disminuir la heterogeneidad del sustrato se afecta la biodiversidad, composición y abundancia de los macroinvertebrados bentónicos (Petts, 1984; Bravard *et al.*, 1997).

La ausencia de variaciones hidráulicas estacionales y los restantes cambios en las condiciones fisicoquímicas, conducen a drásticas modificaciones en los ensamblajes bióticos (Ward & Stanford, 1983a; Vinson & Hawkins, 1998). Ya que al condicionarse la distribución y disponibilidad de hábitats acuáticos se produce la modificación de la persistencia, composición y estructura de comunidades bióticas nativas, el funcionamiento de los ecosistemas fluviales y el movimiento de organismos dentro y entre hábitats (Ward & Stanford, 1983a). Así, los organismos que habitan estas zonas deben ajustarse a las nuevas condiciones ambientales, de forma que algunos taxones desaparecen o reducen su abundancia mientras que otros aumentan (Fruget, 1991; Dessaix *et al.*, 1995; Dolédec *et al.*, 1996).

Los efectos de la regulación en los ríos se basan principalmente en estudios sobre grandes presas que se encuentran en la cuenca media de ríos templados (Ward & Stanford, 1979; Ward, 1982; Hart *et al.*, 2002). Existen pocos datos sobre los efectos de las pequeñas o medianas presas (Sharma *et al.*, 2005; Amberes, 2007; Skalak *et al.*, 2009). Ya que las presas varían en magnitud y por lo tanto en volúmenes de almacenamiento, los impactos ecológicos de presas de diferentes tamaños no pueden generalizarse sin realizar comparaciones estrictas (Principe, 2010). En la actualidad, la bibliografía respecto al efecto presa es abundante, sin embargo pocos datos empíricos referidos a represas de tamaño pequeño están disponibles para permitir generalizaciones significativas (Poff & Hart, 2002).

### *2.3. La comunidad bentónica y su función trófica*

Las funciones de alimentación de los invertebrados en ecosistemas lóticos se clasifican de acuerdo a las fuentes de alimentos y mecanismos de adquisición de alimentos, que a su vez están relacionadas con morfología y adaptaciones del comportamiento del consumidor (Allan & Castillo, 2007). Los Grupos Funcionales Alimentarios (GFA) reflejan los cuatro recursos alimenticios más importantes que se encuentran en los arroyos: perifiton, materia orgánica particulada gruesa, materia orgánica particulada fina, y presa

animal. Según la definición de Merritt & Cummins (1996), los invertebrados acuáticos pueden ser identificados funcionalmente de acuerdo al tipo y tamaño de la materia orgánica procesada y son clasificados en desmenuzadores, colectores de depósito, filtradores, raspadores y depredadores. Los desmenuzadores son aquellos que se alimentan de restos vegetales en descomposición procedentes principalmente de la vegetación de ribera (hojas, ramas, raíces, etc.). Entre ellos se encuentran los anfípodos y algunas especies de tricópteros y plecópteros. Este grupo realiza la reducción de la materia orgánica gruesa en partículas más finas, de tal manera que puedan ser utilizadas por otros invertebrados. Luego, estas son capturadas por los colectores ya que se alimentan de las pequeñas partículas orgánicas en suspensión (colectores filtradores) o depositadas en el fondo (colectores de depósito). A este grupo pertenecen numerosas especies de dípteros y tricópteros. Los depredadores ingieren tejido animal vivo o muerto, capturando toda la presa o parte de ella, o absorbiendo los fluidos. Aquí se encuentran algunos platelmintos, nematodos, anélidos, odonatos y quironómidos de la subfamilia Tanypodinae (Alonso & Camargo, 2005; Belmonte, 2006).

Otro recurso trófico es el perifiton, el cual se desarrolla alrededor de los sustratos sumergidos que reciben suficiente luz, y que está formado principalmente por algas microscópicas autótrofas, hongos y bacterias. Este recurso es utilizado por los raspadores, Entre ellos se encuentran los moluscos gasterópodos.

Todos los grupos alimentarios desempeñan un papel importante en la red trófica de los sistemas dulceacuícolas, ya que su posición intermedia constituye un vínculo fundamental entre las diversas fuentes de energía presentes en los ecosistemas fluviales. Así, establecen una conexión entre la producción alóctona y autóctona con los niveles tróficos superiores (Munn & Brusven, 1991). De esta manera, controlan la cantidad y distribución de sus presas, constituyen una fuente alimenticia para consumidores terrestres y acuáticos, y aceleran la descomposición de detritos contribuyendo al reciclaje de nutrientes (Castellanos & Serrato, 2008).

La teoría de la espiral de los nutrientes (Elwood *et al.*, 1983) explica cómo inciden la estructura y la función de retención de nutrientes de las comunidades bióticas en la productividad y estabilidad del ecosistema. Estos son alternativamente incorporados y liberados por los organismos vivos en el curso de agua describiendo un recorrido de espiral (Prenda Marín, 1993).

En Argentina existen muchos estudios sobre la distribución de los GFA, particularmente en la provincia de Córdoba (Corigliano & Malpassi, 1998; Principe *et al.*, 2010; Márquez, 2011). Sin embargo, escasos son los estudios acerca del efecto que las presas producen en la distribución de estos grupos. Vallania & Corigliano (2006) analizaron las modificaciones a corto plazo en la organización de los grupos alimentarios de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos debido a la construcción de una represa en el Río Grande (San Luis, Argentina). Por otro lado, Principe (2010) desarrolló en su trabajo los efectos ecológicos de pequeñas presas sobre la estructura y función de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de montaña.

#### *2.4. Situación actual de las represas en Argentina*

En el año 2008 no existía un registro oficial de presas, solo se disponía de un inventario elaborado por el Comité Argentino de Presas (CAP) de acuerdo a datos aportados voluntariamente por sus miembros, motivo por el cual resultaba ser incompleto. Sin embargo, este permitió conocer que fueron creadas más de 120 grandes presas y gran cantidad de pequeñas presas, comprendiendo todos los tipos de estructuras y con el fin de cumplir más de un propósito pero principalmente la producción de energía eléctrica (Ortega & Blasco, 2008). Ya en el año 2010, el Grupo de Optimización del uso del Agua (GOA) realizó un inventario de presas y centrales hidroeléctricas como parte de un proyecto que tiene el fin de lograr una gestión integrada y óptima del agua. Este refleja el conocimiento de un grupo de presas y centrales hidroeléctricas en la Argentina que, sirven de modelo y de referencia para ayudar al conocimiento sobre cómo se construyeron, cómo deben mantenerse y cómo debe controlarse el impacto de estas obras en la comunidad (Dölling, 2010).

Algunos estudios informan acerca de su ingeniería o la problemática ambiental que las grandes represas producen (Adler, 2006; Angelaccio *et al.*, 2010; Dufilho *et al.*, 2010; Montórfano & Peirano, 2010; Salomón *et al.*, 2010). Sin embargo, en nuestro país pocos son las investigaciones científicas que se han centrado sobre los efectos ecológicos que las represas producen en las comunidades fluviales.

En los arroyos de montaña de la provincia de Córdoba y en otros ríos de la región central de Argentina, se han construido presas de diferente tamaño y con distintos propósitos. Como resultado, muchos arroyos y ríos de esta región tienen alterado sus flujos naturales debido a la presencia de, ya sea, grandes (> 30 m de altura) o muy pequeñas

presas (<5 m de altura) (Principe, 2010). En el sur de las Sierras de Comechingones, hasta hace pocos años todavía se conservaban cauces que permanecían libres de regulación. Sin embargo, el sistema fluvial Achiras-del Gato fue incluido en un proyecto de regulación hídrica y recientemente se ha construido en él una presa de mediana envergadura. El embalse comenzó a llenarse en agosto del año 2007 con el propósito de regular las crecidas, proveer agua potable y favorecer el turismo. A partir de la teoría y los antecedentes teóricos se previó que se producirían cambios hidráulicos, geomorfológicos y biológicos que alterarían las características limnológicas y los procesos bióticos naturales del arroyo. Durante los años previos se realizaron varios estudios que aportaron datos sobre la estructura y diversidad de la comunidad bentónica (Orpella, 2008), composición y distribución de algas perifíticas en corredera (Aimadén, 2008), patrones estructurales de la deriva y del bentos (Barbero, 2009), relaciones entre la longitud corporal y biomasa del bentos (Ffrench, 2011), efecto presa en la composición y estructura de la comunidad algal epilítica (Cibils Martina, 2010) y la estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras previo a la construcción de la presa (Gualdoni & Oberto, 2012). Estas investigaciones brindan una excelente base de datos para efectuar estudios comparativos antes y después de la construcción de la presa. Por este motivo, el estudio del efecto de la Presa Achiras, proporciona una valiosa oportunidad para analizar las modificaciones producidas a corto plazo sobre la organización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. El presente estudio representa la primera aproximación acerca del efecto de una presa de mediana envergadura sobre la comunidad bentónica de un arroyo del sur de la Provincia de Córdoba.

### **3. OBJETIVOS**

#### *3.1. Objetivo general*

Comparar la composición y estructura del ensamble bentónico en dos tramos del arroyo Achiras, durante la etapa previa y posterior a la construcción de la presa.

#### *3.2. Objetivos específicos*

- ∞ Determinar la composición y estructura del bentos en dos tramos del arroyo Achiras, uno situado río arriba y el otro río abajo de una presa.
- ∞ Analizar la variación espacio-temporal de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.
- ∞ Determinar la distribución de los Grupos Funcionales Alimentarios del bentos durante ambas etapas en los sitios ubicados río arriba y abajo de la presa.
- ∞ Determinar la variación de los parámetros hidráulicos y físico-químicos en los sitios de estudio.
- ∞ Enriquecer el inventario taxonómico del macrobentos del arroyo Achiras.

## MATERIALES Y MÉTODOS



## 4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.1. Área de estudio

#### 4.1.1. Ubicación y características generales del área de estudio

El presente estudio se desarrolló en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato ubicado en el Departamento Río Cuarto, al sudoeste de la Provincia de Córdoba (Fig.1). Este curso, de sexto orden, drena un área de aproximadamente 750 km<sup>2</sup> y nace al sur de las Sierras de Comechingones. Se forma a partir de la unión de los arroyos India Muerta y La Brava, al norte de la localidad de Achiras. Recorre en dirección sureste más de 130 km y desemboca en los Bañados del Tigre Muerto, al sur de la localidad de San Basilio (Caviglia, 2002; Degiovanni, 2005b). El tramo estudiado se encuentra situado entre los 810 y 759 msnm y abarca un área comprendida entre los 33° 09' 19'' y los 33° 11' 18'' S, y los 64° 59' 11'' y 64° 56' 54'' O.



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio (Fuente: Google Earth, 2013).

En dicha cuenca pueden identificarse dos subsistemas diferentes considerando los aspectos geomorfológicos de la faja fluvial y el comportamiento hidrológico. El arroyo Achiras, que se desarrolla en el área serrana, recorre la zona pedemontana y descarga en la Depresión de las Lagunas. Presenta un régimen temporario y su lecho labra sobre rocas de basamento, siendo las formas erosivas más frecuentes, rabiones y ollas. El arroyo del Gato, se extiende desde ésta depresión hasta los Bañados del Tigre Muerto drenando la planicie fluvio-eólica. Presenta en general lecho areno-gravoso y es de carácter permanente. En la década del año 1920 se produjo el desborde de la laguna Chachahué, actual Chañarito, a partir de un evento de tormenta donde se registraron 300 mm en 6 horas, lo que ocasionó que ambos sistemas se conectaran (Degiovanni, 2005b; Degiovanni *et al.*, 2005).

#### 4.1.2. Hidrología superficial

En el área serrana el arroyo Achiras-del Gato recibe el aporte de numerosos tributarios permanentes y temporarios que generan una red hidrográfica de tipo dendrítico, fuertemente controlada por la estructura y la litología. A la salida del cordón montañoso, el sistema fluvial se convierte en un único curso y no recibe afluentes hasta su cuenca baja, donde por medio de canales artificiales, se conectan a él los arroyos Sampacho, y Los Jagüeles al sur de la localidad de San Basilio, previo a su ingreso a los Bañados del Tigre Muerto (Caviglia, 2002).

De las principales depresiones que actúan como colectoras en el sur de la provincia de Córdoba, este arroyo pertenece a la cuenca de la Depresión del Tigre Muerto que colecta además los arroyos de Santa Catalina, Las Lajas, Los Jagüeles, Corralito y Sampacho. Esta importante depresión es drenada artificialmente hacia los Bañados del Saladillo a través de los canales Devoto y La Cautiva (Degiovanni & Blarasin, 2005).

El arroyo Achiras-del Gato presenta un régimen permanente mantenido por el aporte del nivel freático, pudiendo identificarse siempre el caudal de base que mantiene al arroyo en época de estiaje, el cual en general es del orden de 0,2-0,6 m<sup>3</sup>/seg (Caviglia, 2002; Degiovanni *et al.*, 2005). Mientras que en crecidas anuales el caudal es de 10-20 m<sup>3</sup>/seg y en los eventos extraordinarios se estiman valores superiores a 100 m<sup>3</sup>/seg (Doffo *et al.*, 2005). El curso adquiere carácter temporario en el tramo comprendido entre el bloque de Cerro Áspero y la Depresión de las Lagunas, en el cual se infiltra durante el estiaje (Degiovanni *et al.*, 2005).

Las aguas son dulces, bicarbonatadas cálcicas debido a que el tiempo de residencia del agua en cuenca alta es menor, por lo tanto los procesos químicos en la interfase agua-sedimento son menos intensos y la calidad del agua es mejor (Degiovanni *et al.*, 2005).

#### 4.1.3. Características climáticas

El clima en cuenca alta es de tipo Mesotermal, y varía de Subhúmedo a Húmedo, con una temperatura media anual de 16,5 °C y una precipitación media anual de 934,39 mm. El 77% de las lluvias se concentra entre fines de primavera e inicio de otoño, donde ocurren los mayores caudales, ocurriendo una alternancia de periodos húmedos y secos. Los tiempos de precipitaciones pico son muy cortos de 2-3 días mientras que los tiempos de precipitación base son de 10-12 días (Degiovanni *et al.*, 2005; Doffo *et al.*, 2005). Las



intensidades de lluvia en la cuenca son moderados respecto a algunos ocurridos en la región (300 mm/h), con valores registrados en 44-60 mm/h (Degiovanni, 2005b; Doffo *et al.*, 2005). Ésta región se caracteriza por presentar, rocas de muy baja permeabilidad, altas pendientes y deterioro de la cubierta vegetal, lo que provoca escurrimientos rápidos y concentración en cortos periodos de tiempo, generándose así crecidas muy importantes (Degiovanni & Blarasin, 2005). Por lo tanto, dichas características naturales y el régimen de precipitaciones, determinan que el arroyo Achiras-del Gato, presente un régimen hidrológico del tipo torrencial (Caviglia, 2002; Degiovanni *et al.*, 2005; Doffo *et al.*, 2005).

#### *4.1.4. Aspectos geológicos y geomorfológicos*

Las Sierras de Comechingones tienen un rumbo NNE-SSO, un ancho variable que se reduce hacia el sur (desde 36 km a 6 km aproximadamente) al igual que su altitud, que desciende desde 2000 a 900 metros (Degiovanni, 2005a). Su diseño estructural corresponde a un conjunto de bloques falla, separados por valles longitudinales, con una morfología asimétrica con ladera oriental tendida y occidental escarpada. La ladera oriental constituye el área de nacientes de los arroyos y ríos del sur de la provincia de Córdoba, entre ellos el arroyo Achiras. Ésta se caracteriza por presentar pendientes variables (entre el 12% y 45%), y una alta densidad de drenaje (Caviglia, 2002).

La cuenca alta del arroyo Achiras-del Gato comprende el ambiente geológico de Sierras Pampeanas. El cauce es rectilíneo y angosto debido al fuerte control litológico-estructural. Desde el punto de vista estratigráfico, los afloramientos están conformados por rocas de basamento ígneo-metamórfico, de edad precámbrica superior-paleozoico inferior a medio. Incluye granitoides, esquistos, gneises, anfibolitas, entre otras, que caracterizan la cuenca alta y algunos sectores extraserranos (Cerro Áspero, Cerro Sampacho). El relieve es predominantemente denudativo y presenta megabloques de basamento submeridianos, diferencialmente ascendidos y basculados, escalonados hacia el este y sur. La morfología tiene como característica distintiva un dominio de relieves suavizados, con la presencia de amplios valles, que corresponden a antiguos ciclos de erosión, y valles angostos encajonados en roca de basamento, con saltos y cascadas. Los procesos de modelado tienen un fuerte control litológico, dominando las morfologías bochiformes en las rocas graníticas y los relieves orientados y crestiformes en las metamorfitas (Degiovanni, 2005b).

#### 4.1.5. *Uso del suelo*

En la región serrana de la cuenca el uso dominante del suelo en las últimas décadas es de tipo urbano, turístico, ganadero y agrícola. El uso urbano, hace referencia sólo a la localidad de Achiras, que presenta un número de habitantes estable de aproximadamente 2200, con un notorio aumento en temporada de verano. Además es de destacar que en los últimos años la población se acrecentó debido a la implementación de un plan de viviendas promovido por el municipio. La economía está basada principalmente en la actividad agrícola-ganadera y en segundo término en turística. El uso turístico, comprende a Achiras y la zona serrana aledaña, predominando el turismo de fin de semana fundamentalmente en verano con una población fluctuante entre 2000 y 4000 habitantes. La actividad ganadera, se realiza en zona serrana de valles amplios y vegetados, donde se aprovechan los pastos naturales existentes. Esto ha llevado al sobrepastoreo y deterioro de la vegetación natural. Además en la zona pedemontana, existen grandes lotes pertenecientes a varios establecimientos rurales que se destinan principalmente a la ganadería de engorde. La agricultura se encuentra restringida solo a pocos valles donde se cultiva principalmente girasol y maíz. Sin embargo, en los últimos años el cultivo de soja y trigo ha aumentado notoriamente hacia la zona pedemontana (Caviglia, 2002; Degiovanni, 2005b).

#### 4.1.6. *Fitogeografía*

El lugar donde se llevó a cabo el estudio pertenece a la ecorregión del Espinal, que es un ecotono entre el Chaco empobrecido y la Estepa Pampeana (Luti *et al.*, 1979). Las formaciones vegetales características son los bosques bajos de especies leñosas xerófilas, densos o abiertos, de un solo estrato, y las sabanas, junto con pastizales (Burkart *et al.*, 1999).

El pastizal se presenta alternando con el bosque o salpicado de especies leñosas formando una sabana arbolada. Ésta asociación vegetal está compuesta por hierbas y pastos generalmente de porte alto y grupos aislados de árboles. La cobertura del suelo es total y muy densa. El estrato herbáceo está dominado por gramíneas y el arbóreo por leguminosas, generalmente. Los árboles presentan copa amplia y baja en la mayoría de los casos, espaciándose entre sí, dentro del grupo. Suelen formar bosques en galería en los márgenes de ríos y arroyos. Son formaciones vulnerables al fuego espontáneo y su potencial forrajero es alto (Martin, 2005).

En el estrato arbóreo se hallan presentes, principalmente algarrobo (*Prosopis alba*) y espinillo (*Vachellia caven*), y en menor abundancia talas (*Celtis ehrenbergiana*), chañares (*Geoffroea decorticans*), moradillos (*Schinus fasciculata*) y sauces criollos (*Salix humboldtiana*). En el estrato herbáceo, se encuentran *Setaria* sp., *Aristida* sp., *Nasella* sp., *Bromus* sp., *Festuca* sp., *Paspalum quadrifarium*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Leersia hexandra*, *Trifolium repens* y *Cortaderia selloana*. Además a lo largo del cauce o en la zona ribereña se hallan *Galium latoramosum*, *Rorippa bonariensis*, *Cyperus* sp. y *Equisetum* sp. (Oggero & Arana, 2012).

Entre las especies vegetales acuáticas presentes podemos citar algas macroscópicas, como *Cladophora* sp., *Spyrogira* sp., *Nostoc* sp., *Nostochopsis* sp., *Vaucheriae* sp., *Chara* sp., *Nitella* sp. y *Tolypella* sp.; hidrófitas emergentes enraizadas, como *Miriophyllum brasiliense*, *Lilaeopsis* sp., *Polygonum acuminatum*, *Hydrocotyle ranunculoides* y *Nasturtium officinale*, flotantes como *Azolla filiculoides* y *Lemna disperma* e hidrófitas sumergidas enraizadas, como *Egeria densa* y *Ceratophyllum demersum*.

En la actualidad esta región ha sido fuertemente modificada por la expansión de la frontera agrícola. Las especies vegetales autóctonas fueron suplantadas por cultivos como soja, maní y maíz, o la implantación de pasturas para ganado (D.I.P.A.S, 2001).

#### 4.1.7. Características de la presa Achiras

La presa se encuentra ubicada en el área pedemontana de la cuenca del arroyo Achiras-del Gato, a 2,5 km aguas debajo de la localidad Achiras. El llenado del embalse comenzó en agosto de 2007 y su edificación culminó a comienzos de 2008. Su construcción ha sido basada en las características hidrológicas y morfodinámicas del arroyo Achiras-del Gato ya que éstas ponían en riesgo y afectaban a distintas obras viales y territorios con potencialidades agrícola-ganaderos (Degiovanni *et al.*, 2005). El principal objetivo de dicha obra hidráulica es mejorar la capacidad de retención, regulación y evacuación de las crecidas, mediante el almacenamiento de los caudales originados en cuenca alta. De esta manera se disminuye su potencial erosivo y en consecuencia la posterior colmatación del sistema (Degiovanni, 2005b). Además, el espejo de agua permitirá el uso turístico, favoreciendo una de las principales actividades económicas de la región. Por otra parte, se planea para una etapa posterior, el diseño y construcción de un acueducto que proveerá de agua potable a la localidad de Achiras (D.I.P.A.S, 2001).

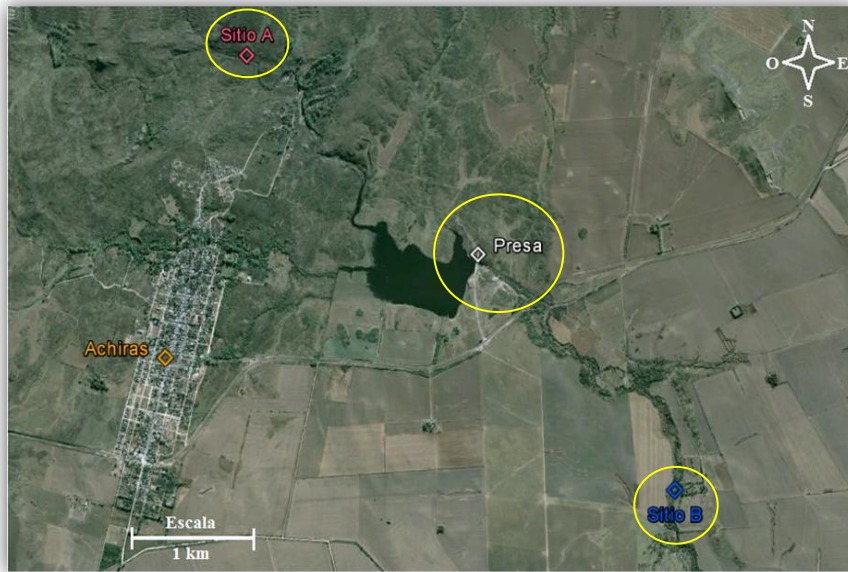
En cuanto a su ingeniería, es una presa de tipo gravedad de hormigón, con un ancho de coronamiento de 4,40 m y la mayor altura sobre cimientos de 23,25 m (Fig.2). La obra se completa con un vertedero principal con dissipador de energía, vertedero regulador sobre margen izquierda, y descargador de fondo. El embalse ocupa un área de aproximadamente 78 ha a nivel de vertedero y tiene un volumen de almacenamiento de 3,5 hm<sup>3</sup>. La obra cuenta con una losa de coronamiento y un puente vial sobre el vertedero de 6 m de ancho de calzada y dos veredas de 0,60 m de cada lado y caminos de acceso, por ambas márgenes (D.I.P.A.S, 2001).



**Figura 2.** Imagen de la presa Achiras.

#### *4.2. Sitios de muestreo*

El estudio se llevó a cabo en un tramo de río en dos sitios ubicados a lo largo del gradiente longitudinal del arroyo Achiras-del Gato (Fig.3). El sitio A, en el área serrana, ubicado a 810 msnm y aproximadamente a 1800 metros río arriba de la presa y el sitio B, en una zona agrícola-ganadera, situado a 759 msnm y 2000 metros río abajo de dicha construcción. En cada sitio se trabajó en el hábitat fluvial de corredera, caracterizado por presentar poca profundidad, moderada velocidad de corriente y turbulencia superficial escasa o ausente (Fig.4 y Fig.5).



**Figura 3.** Ubicación geográfica de los sitios de muestreo y presa Achiras sobre el arroyo Achiras-del Gato (Córdoba, Argentina) (Fuente: Google Earth, 2013).



**Figura 4.** Sitio A, ubicado aguas arriba de la presa Achiras.



**Figura 5.** SitioB, ubicado aguas abajo de la presa Achiras.

#### *4.3. Metodología de campo y laboratorio*

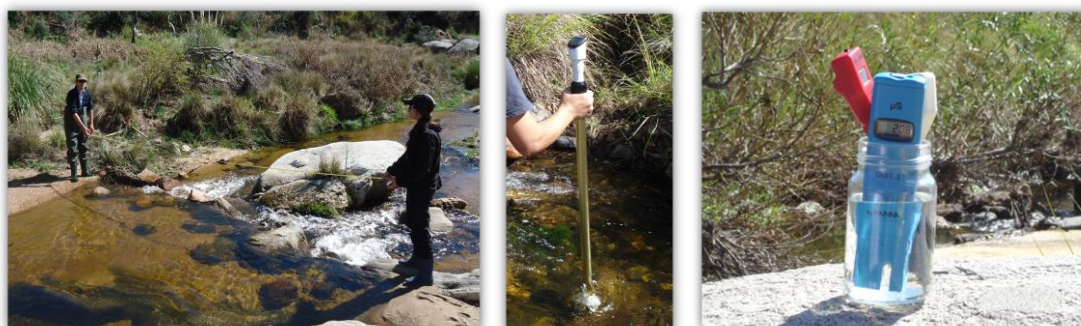
Los muestreos se realizaron en dos periodos hidrológicos, aguas altas (Abril) y bajas (Septiembre), durante los años 2006 y 2007, etapa previa a la construcción de la obra hidráulica, y los años 2009 y 2010, etapa posterior. Se colectaron tres submuestras de macroinvertebrados bentónicos en cada situación de muestreo (etapa/sitio/periodo hidrológico), siendo en total 48 muestras (4 años x 2 sitios x 2 periodos hidrológicos x 3 replicas) (Tabla.1), utilizando redes de Surber de 0,09 m<sup>2</sup> de área y 300 µm de abertura de malla, y luego se fijaron con formaldehído al 4% (Fig.6). Paralelamente a la toma de muestras de macroinvertebrados, se registraron las variables hidráulicas del canal fluvial: ancho seco y húmedo medidas con cinta métrica, profundidad y velocidad de corriente empleando un correntómetro Global Flow Probe FP101-FP202; y las variables físico-químicas: temperatura del aire y del agua, utilizando un termómetro digital HANNA H198501, pH y conductividad, mediante sensores portátiles HANNA H198103 y H19803 (Fig.7). También se tomaron muestras de agua para análisis químico en laboratorio, a partir de las cuales se determinó: sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos, sulfatos, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, fluoruros, dureza total y alcalinidad. Estos análisis se realizaron en el Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

**Tabla1.** Detalle del muestreo de zoobentos en el arroyo Achiras- del Gato.

Año	Período	Sitio	Nº de replicas
2006	Aguas altas	A	3 replicas
		B	3 replicas
	Aguas bajas	A	3 replicas
		B	3 replicas
2007	Aguas altas	A	3 replicas
		B	3 replicas
	Aguas bajas	A	3 replicas
		B	3 replicas
2009	Aguas altas	A	3 replicas
		B	3 replicas
	Aguas bajas	A	3 replicas
		B	3 replicas
2010	Aguas altas	A	3 replicas
		B	3 replicas
	Aguas bajas	A	3 replicas
		B	3 replicas
Total	48 muestras		



**Figura 6.** Red tipo Surber en el arroyo Achiras-del Gato.



**Figura 7.** Medición de variables hidráulicas y físico-químicas. Se observa el uso de cinta métrica, correntómetro, termómetro digital, conductímetro y pHmetro.

El procesamiento de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio con microscopio óptico Labomed y estereoscópico Zeiss por alícuotas hasta totalizar 100 organismos del taxón dominante y posteriormente se revisó cada muestra completa para la búsqueda y contabilización de taxones que no fueron hallados en la alícuota (Fig.8). La identificación taxonómica se realizó hasta el menor nivel posible, mediante el uso de claves (Wiederholm, 1983; Pérez, 1988; Lopretto & Tell, 1995; Epler, 2001; Domínguez & Fernández, 2009) y se conservaron en alcohol al 70%. Para el análisis del comportamiento trófico de los invertebrados se asignaron los diferentes taxones a GFA según Merrit & Cummins (1996, 2006), Tomanova *et al.* (2006), Ode (2005), Vallania & Corigliano (2006), Allan & Castillo (2007) y Principe *et al.* (2010). Fueron determinados 6 grupos funcionales: colectores de depósito, colectores filtradores, depredadores, desmenuzadores, raspadores y generalistas.



**Figura 8.** Estereoscópico y microscopio óptico utilizados para realizar el procesamiento de muestras en laboratorio.

#### *4.4. Análisis de datos*

Se determinó la abundancia relativa de cada taxón, como porcentaje de abundancia del mismo respecto de la densidad total de organismos, con el fin de determinar cuáles serían los más representativos. En la matriz de datos para los análisis de ANOVA, se excluyeron aquellos con abundancia relativa  $\leq$  a 0,01% y para los Análisis de Correspondencia se eliminaron los taxones con abundancia relativa  $\leq$  a 0,1%.

Para caracterizar la comunidad bentónica de cada situación de muestreo se calcularon densidad, riqueza taxonómica, índice de diversidad Shannon y equidad (Magurran, 1988), estos dos últimos índices utilizando el software estadístico BioDiversity Professional (Mc



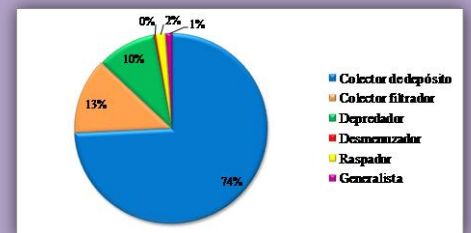
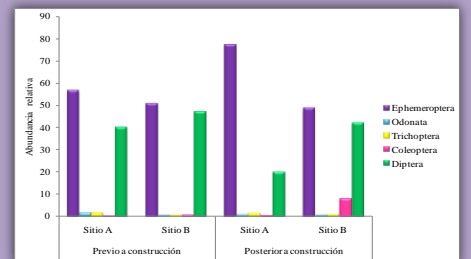
Aleece *et al.*, 1997). Se consideró riqueza taxonómica en lugar de específica ya que no fue posible que todas las identificaciones se realizaran hasta el nivel de especie (Malmquist, 2000).

Con el propósito de determinar el efecto de cada situación de muestreo sobre los atributos estructurales, se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) de tres factores: etapa (previo y posterior a la construcción), sitio (A y B) y periodo hidrológico (aguas altas y aguas bajas). El supuesto de normalidad fue probado mediante el test Shapiro-Wilks e histogramas y el de homogeneidad de varianza mediante el análisis de diagramas de dispersión de residuos vs. predichos. Los datos de abundancia y equidad se transformaron en  $\log_{10}(Y+1)$  y  $\text{potencia } 2 Y$ , respectivamente, con el objetivo de cumplir con los supuestos, mientras que riqueza y diversidad no se transformaron. Cuando se registraron diferencias significativas se aplicó el test a posteriori DGC para realizar las comparaciones.

Para el estudio de las variaciones en la abundancia de los GFA también se realizó ANOVA de tres factores. Dado que no se cumplió con el supuesto de normalidad se transformaron los datos de abundancias en  $\log_{10}(Y+1)$ . En los casos donde las diferencias fueron significativas también se empleó el test a posteriori DGC para realizar comparaciones. Todos los análisis de varianza se realizaron mediante la utilización del programa INFOSTAT Versión 2010 (Di Rienzo *et al.*, 2010).

También se llevó a cabo un Análisis de Correspondencia (AC) a los fines de analizar los patrones de distribución de las muestras y los taxones de macroinvertebrados y otro para determinar la asociación de los GFA con las diferentes condiciones de muestreo. En ambos casos los datos de abundancia fueron transformados a  $\log_{10}(Y+1)$ . Se utilizó el programa estadístico CANOCO Versión 4.02 (ter Braak & Smilauer, 1998; Leps & Smilauer, 2003).

# RESULTADOS



## 5. RESULTADOS

### 5.1. Variables hidráulicas y físico-químicas

Las variables analizadas evidenciaron diferencias entre las etapas previa y posterior a la construcción de la presa, entre los sitios y periodos hidrológicos (Tabla 2). La velocidad de corriente aumentó en la etapa posterior a la construcción, y en ésta presentó una diferencia entre sitios, siendo mayores los valores registrados en el sitio A. Analizando entre periodos hidrológicos, fue mayor durante aguas altas. Respecto a la profundidad, ésta no varió considerablemente entre las distintas situaciones de muestreo. El ancho húmedo presentó diferencias entre las etapas y sitios, siendo menor después de la regulación y mayor en sitio B. Hubo diferencias de los caudales entre las etapas, siendo menor en la posterior a la construcción y se observaron valores similares entre los sitios durante esta etapa. Los valores de temperatura del aire oscilaron entre 12 °C y 25 °C y las del agua entre 11°C y 17 °C. Estos últimos no variaron considerablemente entre etapas pero si entre sitios siendo mayor en A. Comparando entre periodos hidrológicos, fueron mayores durante aguas bajas en ambos sitios en la etapa previa a la construcción, mientras que en la etapa posterior ocurrió lo opuesto siendo mayor en el periodo de aguas altas.

El pH presentó valores alcalinos de alrededor de 8 y la conductividad tuvo los valores más altos en el periodo posterior a la construcción de la presa, observándose los mayores valores durante aguas bajas en ambos sitios (Tabla 3). Los valores del análisis químico indican que el agua es hipohalina y oligotrófica, y las concentraciones de calcio y magnesio la clasifican entre moderadamente dura y dura. Con excepción de los cloruros y el potasio, todos los valores fueron mayores durante la etapa posterior a la construcción en el sitio B, entre los que se destacan los SDT, bicarbonatos, sulfatos, sodio y calcio.

**Tabla 2.** Valores promedio de las variables hidráulicas y físicas registradas en los sitios A y B durante los periodos hidrológicos de aguas altas (AA) y bajas (AB) correspondientes a las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras.

	Previo a construcción				Posterior a construcción			
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B	
	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB
<b>Velocidad de corriente (m/seg)</b>	1,31	0,84	2,20	0,65	2,37	2,58	1,29	1,04
<b>Profundidad (m)</b>	0,12	0,17	0,17	0,16	0,13	0,14	0,12	0,22
<b>Ancho húmedo (m)</b>	4,42	3,00	7,00	5,15	3,49	3,41	6,90	3,70
<b>Caudal (m<sup>3</sup>/seg)</b>	0,52	0,40	3,98	0,56	1,18	1,04	1,38	0,57
<b>Temperatura del aire (°C)</b>	18,50	22,70	11,50	21,00	25,25	16,85	18,25	14,40
<b>Temperatura del agua (°C)</b>	16,00	15,25	11,00	14,75	17,70	13,00	14,85	14,35

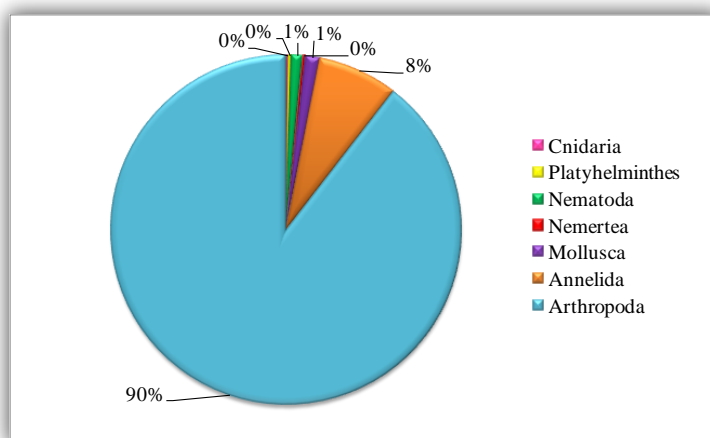
**Tabla 3.** Valores promedio de las variables químicas registradas en los sitios A y B durante los periodos hidrológicos de aguas altas (AA) y bajas (AB) correspondientes a las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. s/d= sin dato.

	Previo a construcción				Posterior a construcción			
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B	
	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB
<b>pH</b>	7,93	8,67	8,20	8,62	8,10	8,48	8,01	7,84
<b>Conduct. a 25 °C (µS/cm)</b>	256,38	s/d	488,44	s/d	219,84	277,52	572,96	675,86
<b>SDT (mg/l)</b>	179,75	179,00	219,00	289,00	160,50	208,50	401,00	488,50
<b>Bicarbonatos (mg/l)</b>	100,00	110,00	145,00	177,50	116,25	125,00	278,75	293,75
<b>Sulfatos (mg/l)</b>	24,40	13,40	11,00	22,80	21,05	23,60	35,00	40,55
<b>Cloruros (mg/l)</b>	7,88	8,60	8,60	11,40	5,70	7,15	8,60	10,00
<b>Sodio (mg/l)</b>	11,40	11,80	15,70	26,80	11,60	11,60	56,10	69,25
<b>Potasio (mg/l)</b>	2,38	2,20	5,60	4,40	2,40	3,05	5,00	5,00
<b>Calcio (mg/l)</b>	25,00	28,00	26,40	36,80	23,60	29,20	48,00	54,00
<b>Magnesio (mg/l)</b>	5,75	4,23	5,90	7,30	6,35	6,55	9,00	10,15
<b>Nitrato (mg/l)</b>	2,50	0,90	0,00	1,50	7,30	1,50	11,75	4,75
<b>Fluoruro (mg/l)</b>	0,55	0,35	0,48	0,60	0,55	0,65	0,88	1,10
<b>Dureza total (meq/l)</b>	1,75	1,73	1,80	2,40	1,70	2,00	3,15	3,55

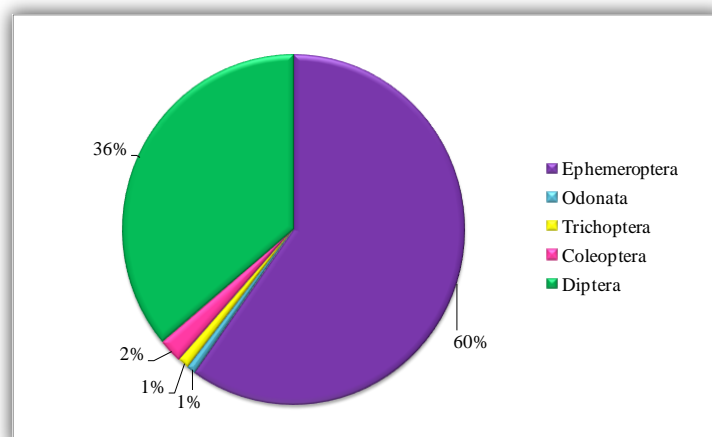
## 5.2. Comunidad de macroinvertebrados bentónicos

### 5.2.1. Composición y estructura de la comunidad

Se identificó un total de 110 taxa, correspondientes a 7 phyla (Tabla 4). El phylum Arthropoda fue el más numeroso (90%) y de mayor riqueza y la clase que presentó más taxones, abundancia (96%) y diversidad fue Insecta (Fig. 9). El orden Ephemeroptera presentó el mayor número de individuos (60%) seguido de Díptera (36%), este último registró la mayor riqueza (Fig.10). Las familias Baetidae (54%) y Chironomidae (94%) fueron las que presentaron mayor abundancia. La especie con la densidad más alta fue *Americabaetis* sp. y las más frecuentes fueron *Acari* sp., *Leptohyphes eximius* y *Thienemannimyia* sp.



**Figura 9.** Abundancia relativa de los phyla del bentos en el arroyo Achiras.



**Figura 10.** Abundancia relativa de los órdenes de la clase Insecta del bentos en el arroyo Achiras.

**Tabla 4.** Listado sistemático de los taxa de macroinvertebrados bentónicos del arroyo Achiras y el grupo funcional alimentario al que pertenecen. Colector de depósito (●), Colector filtrador (■), Depredador (◆), Desmenuzador (●), Raspador (★), Generalista (★).

Phylum COELENTERATA

Clase HYDROZOA

Orden HYDROIDEA

Familia Hydridae

Género *Hydra* (Linnaeus, 1758)

*Hydra* sp. ◆

Phylum PLATYHELMINTHES

Clase TURBELLARIA

Orden TRICLADIDA

Familia Dugesiidae ◆

Phylum NEMERTEA

Clase ENOPLA

Orden HOPLONEMERTEA

Familia Tetrastemmatidae

Género *Prostoma* (Duges, 1828)

*Prostoma* sp. ◆

Phylum NEMATODA ★

Phylum NEMATOMORPHA

Orden GORDIOIDEA

Familia Gordiidae

Phylum MOLLUSCA

Clase GASTROPODA

Subclase PULMONATA

Orden STYLOMATOPHORA

Familia Physidae

Género *Stenophysa* (Martens, 1898)

*Stenophysa* sp. ★

Orden BASOMMATOPHORA

Familia Ancyliidae

Género *Gundlachia*

*Gundlachia concentrica* (Orbigny, 1835) ★

Familia Planorbidae ★

Clase BIVALVIA ■

Phylum ANNELIDA

Clase OLIGOCHAETA

Orden TUBIFICIDA

Familia Naididae

Subfamilia Naidinae

Género *Chaetogaster* (Von Baer, 1827)

*Chaetogaster* sp. ●

Género *Pristina* (Ehrenberg, 1828)

*Pristina* sp. ●

Familia Tubificidae

Subfamilia Tubificinae ●

- Orden LUMBRICULIDA
    - Familia Lumbriculidae ●
  - Orden LUMBRICINA
    - Familia Lumbricidae ●
  - Clase HIRUDINEA
    - Orden HIRUDINIFORME ◆
  - Phylum ARTHROPODA
    - Subphylum CHELICERATA
      - Clase ARACHNIDA
        - Subclase ACARI
          - Orden ACARIFORMES ◆
      - Subphylum CRUSTACEA
        - Clase MALACOSTRACA
          - Orden AMPHIPODA
            - Familia Hyalellidae
              - Género *Hyallela*
                - Hyallela curvispina* (Shoemaker, 1942) ●
      - Subphylum UNIRRAMEA
        - Clase INSECTA
          - Orden EPHEMEROPTERA
            - Familia Baetidae
              - Género *Americabaetis* (Kluge, 1992)
                - Americabaetis* sp. ●
              - Género *Apobaetis* (Day, 1955)
                - Apobaetis* sp. ●
              - Género *Baetodes* (Needham & Murphy, 1924)
                - Baetodes* sp. ★
              - Género *Camelobaetidius*
                - Camelobaetidius penai* (Traver & Edmunds, 1968)★
              - Género *Paracloeodes* (Day, 1955)
                - Paracloeodes* sp. ●
              - Género *Varipes* (Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998)
                - Varipes* sp. ★
            - Familia Caenidae
              - Género *Caenis* (Stephens, 1835)
                - Caenis* sp. ●
            - Familia Leptohyphidae
              - Género *Leptohyphes*
                - Leptohyphes eximius* (Eaton, 1882) ●
              - Género *Tricorythodes*
                - Tricorythodes popayanicus* (Domínguez, 1982) ●
            - Familia Leptophlebiidae
              - Género *Farrodes* (Peters, 1971)
                - Farrodes* sp. ●
- Orden ODONATA
  - Suborden ZIGOPTERA
    - Familia Coenagrionidae ◆
  - Suborden ANISOPTERA

Familia Gomphidae

Género *Progomphus* (Selys, 1854)

*Progomphus* sp. ◆

Familia Aeshnidae ◆

Familia Libellulidae ◆

Orden HEMIPTERA

Suborden HETEROPTERA

Infraorden GERROMORPHA

Familia Mesoveliidae

Familia Hebridae

Género *Lipogomphus*

*Lipogomphus* sp.

Familia Veliidae

Género *Microvelia* (Westwood, 1834)

*Microvelia* sp.

Infraorden NEPOMORPHA

Familia Gelastocoridae

Familia Naucoridae

Orden TRICHOPTERA

Suborden ANNULIPALPIA

Familia Philopotamidae

Género *Chimarra* (Stephens, 1829)

*Chimarra* sp. ■

Familia Hydropsychidae

Género *Smicridea* (McLachlan, 1871)

*Smicridea* sp. ■

Familia Polycentropodidae

Género *Polycentropus*

*Polycentropus* sp. ◆

Suborden SPICIPALPIA

Familia Glossomatidae

Género *Mexitrichia* (Mosely, 1937)

*Mexitrichia* sp. ★

Familia Hydroptilidae

Género *Oxyethira* (Eaton, 1873)

*Oxyethira* sp. ★

Género *Metrichia* (Ross, 1938)

*Metrichia* sp. ★

Género *Hydroptila* (Dalman, 1819)

*Hydroptila* sp. ★

Suborden INTEGRIPALPIA

Familia Leptoceridae

Género *Nectopsyche* (Müller, 1879)

*Nectopsyche* sp. ◆

Familia Odontoceridae

Género *Marilia* (Müller, 1880)

*Marilia* sp. ★

Familia Helicopsychidae



Género *Helicopsyche* (Hagen, 1866)

*Helicopsyche* sp. ★

Orden LEPIDOPTERA

Familia Pyralidae

Subfamilia Nymphulinae

Género *Petrophila*

*Petrophila* sp. ●

Orden COLEOPTERA

Suborden ADEPHAGA

Familia Dytiscidae

Género *Liodessus* (Guignot, 1939)

*Liodessus* sp. ◆

Suborden POLYPHAGA

Familia Hydrophilidae

Género *Berossus* (Leach, 1817) ●

*Berossus patruellis* (Voss, 1946)

*Berossus pallipes*

Género *Hemiosus* (Sharp, 1882)

*Hemiosus* sp. ◆

Familia Elmidae

Subfamilia Elminae

Género *Cylloepus* (Erickson, 1847)

*Cylloepus* sp. ●

Género *Austrelmis* (Brown, 1984)

*Austrelmis* sp. ●

Género *Macrelmis* (Mostchulsky, 1859)

*Macrelmis* sp. ●

Género *Heterelmis* (Sharp, 1882)

*Heterelmis* sp. ●

Género *Huleechius* (Brown, 1981)

*Huleechius* sp.

Orden DIPTERA

Familia Tipulidae

Género *Limonia*

*Limonia* sp. ◆

Familia Psychodidae ●★

Familia Culicidae

Familia Dixidae ●

Familia Ceratopogonida

Género sp. 1 “*vermiformi*” ◆

Género sp. 2 “*genuini*” ◆

Familia Simuliidae

Género *Simulium* (Latreille, 1802)

*Simulium* sp. ■

Familia Chironomidae

Subfamilia Podonominae ●

Subfamilia Chironominae

Tribu Chironomini

- Género *Polypedilum* (Kieffer, 1912)  
*Polypedilum* sp. ●
- Género *Cryptotendipes* (Lenz, 1941)  
*Cryptotendipes* sp. ●
- Género *Parachironomus* (Lenz, 1921)  
*Parachironomus* sp. ●
- Género *Chironomus* (Meigen, 1803)  
*Chironomus* sp. ●
- Género *Dicrotendipes* (Kieffer, 1913)  
*Dicrotendipes* sp. ●
- Género *Cryptochironomus* (Kieffer, 1918)  
*Cryptochironomus* sp. ◆
- Género *Apedilum* (Townes, 1945)  
*Apedilum* sp.
- Tribu Tanytarsini
- Género *Tanytarsus* (v.d. Wulp)  
*Tanytarsus* sp. ■
- Género *Cladotanytarsus* (Kieffer, 1921)  
*Cladotanytarsus* sp. ■
- Género *Rheotanytarsus* (Thienemann & Bause, 1913)  
*Rheotanytarsus* sp. ■
- Tribu Pseudochironomini
- Género *Pseudochironomus* (Malloch, 1915)  
*Pseudochironomus* sp. ●
- Subfamilia Tanypodinae
- Género *Apsectrotanypus* (Fittkau, 1962)  
*Apsectrotanypus* sp. ◆
- Género *Djalmabatista* (Fittkau, 1968)  
*Djalmabatista* sp. ◆
- Género *Tanypus* (Meigen, 1803)  
*Tanypus* sp. ◆
- Género *Ablabesmyia* (Johannsen, 1905)  
*Ablabesmyia* sp. ◆
- Género *Labrundinia* (Fittkau, 1962)  
*Labrundinia* sp. ◆
- Género *Larsia* (Fittkau, 1962)  
*Larsia* sp. ◆
- Género *Pentaneura* (Philippi, 1865)  
*Pentaneura* sp. ◆
- Género *Thienemannimyia* (Fittkau, 1957)  
*Thienemannimyia* sp. ◆
- Género *Denopelopia* (Roback & Rutter)  
*Denopelopia* sp.
- Género *Clinotanypus* (Kieffer, 1913)  
*Clinotanypus* sp.
- Subfamilia Orthocladinae
- Género *Corynoneura* (Winnertz, 1846)  
*Corynoneura* sp. ●

Género *Thienemanniella* (Kieffer, 1911)

*Thienemanniella* sp. ●

Género *Onconeura* (Andersen & Saether)

*Onconeura* sp. ●

Género *Lopescladius* (Oliveira, 1967)

*Lopescladius* sp. ●

Género *Cricotopus* (van der Wulp, 1874)

*Cricotopus* sp. 2 ●

*Cricotopus* sp. 3 ●

Género *Orthocladius* (van der Wulp, 1874)

*Orthocladius* sp. ●

Género *Parametriocnemus* (Goetghebuer, 1932)

*Parametriocnemus* sp. 1 ●

*Parametriocnemus* sp. 2 ●

Familia Tabanidae

Familia Stratiomyidae ●

Familia Empididae ◆

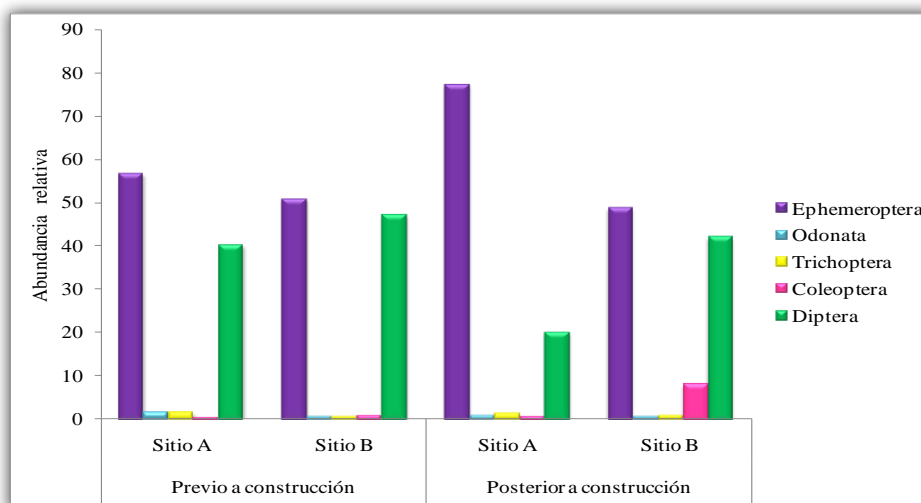
Familia Dolichopodidae ◆

Familia Ephydriidae ✨

Familia Muscidae ◆

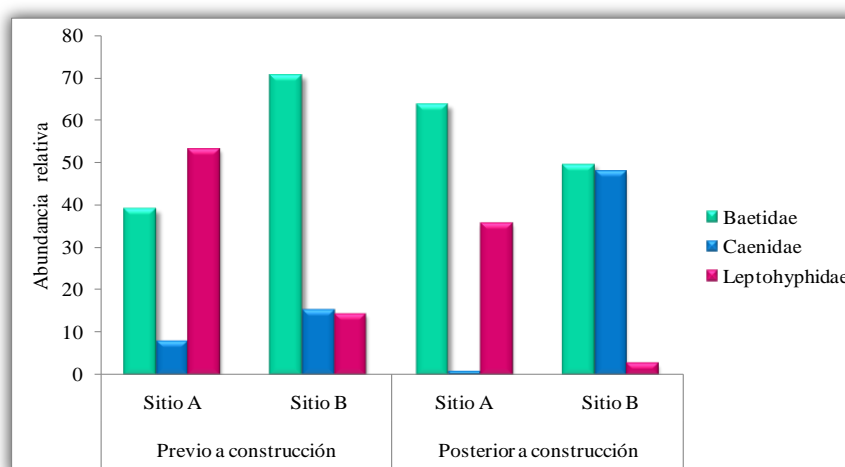
---

La variación espacio-temporal de la abundancia relativa de los órdenes de Insecta se presenta en la figura 11. Entre las etapas previa y posterior a la construcción de la presa Achiras, se determinó que en el sitio A durante la fase posterior, Ephemeroptera aumentó (57% a 77%) y Díptera disminuyó (40% a 20%). Odonata, Trichoptera y Coleoptera, no variaron. En el sitio B, Ephemeroptera y Diptera disminuyeron (51% a 49% y 47% a 42% respectivamente) y Coleoptera aumentó (1% a 8%). Odonata y Trichoptera no se modificaron. Analizando los sitios aguas arriba y aguas abajo de la presa, en la etapa previa a la construcción, Ephemeroptera fue mayor en sitio A, mientras que Díptera lo fue en el sitio B. Odonata, Trichoptera y Coleoptera no variaron. En la etapa posterior a la construcción, también Ephemeroptera fue mayor en sitio A, mientras que Díptera y Coleoptera lo fueron en el sitio B. Al igual que la etapa previa a la construcción Odonata y Trichoptera se mantuvieron con valores similares.



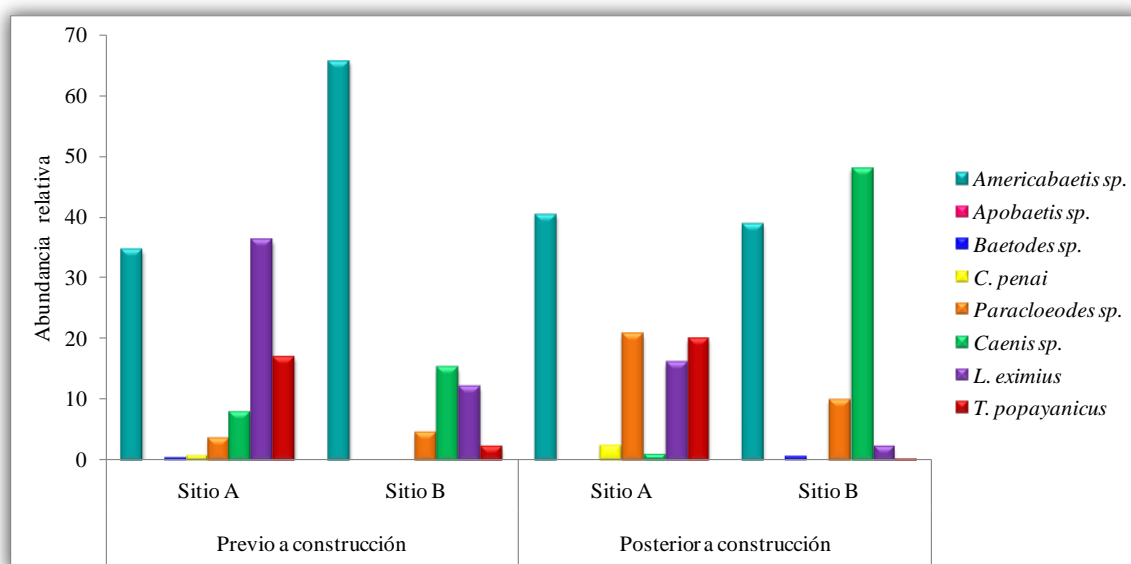
**Figura 11.** Abundancia relativa de los órdenes de la clase Insecta en los sitios A y B, en las etapas previa y posterior a construcción de la presa Achiras.

Referente a las familias de Ephemeroptera, la variación espacio-temporal de la abundancia relativa se muestra en la figura 12. Entre las etapas, se observó que en el sitio A durante la fase posterior, Baetidae aumentó (39% a 63%) y Caenidae y Leptohiphidae disminuyeron (8% a 1% y 53% a 35% respectivamente). En el sitio B ocurrió una disminución de Baetidae (70% a 49%) y Leptohiphidae (14% a 3%) y un aumento de Caenidae (15% a 48%). Comparando los sitios aguas arriba y abajo de la presa, en la etapa previa, Leptohiphidae fue mayor en el sitio aguas arriba y Baetidae junto a Caenidae fueron mayores en el sitio aguas abajo. En la etapa posterior, Baetidae y Leptohiphidae fueron mayores en el sitio aguas arriba y Caenidae en el sitio aguas abajo de la presa.



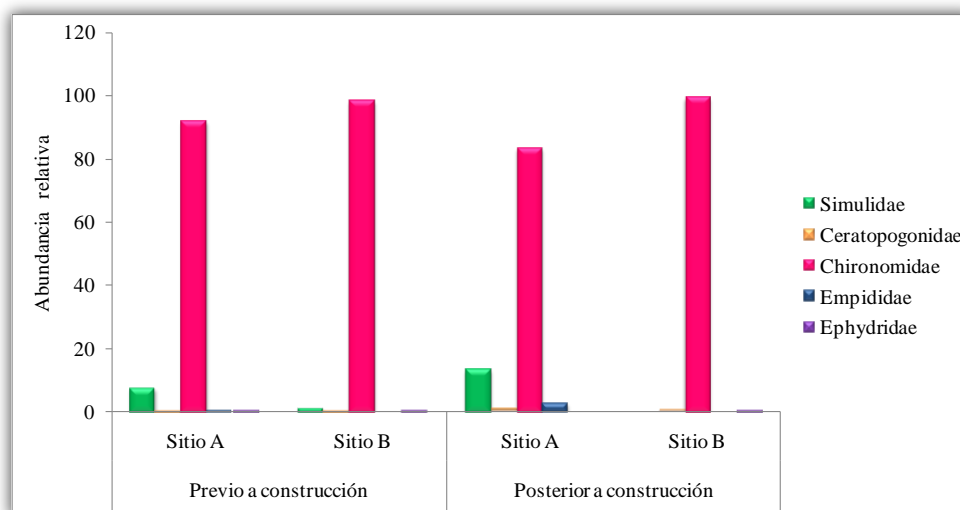
**Figura 12.** Abundancia relativa de las familias del orden Ephemeroptera en los sitios A y B, en las etapas previa y posterior a construcción de la presa Achiras.

Respecto a la variación espacio-temporal de la abundancia relativa de los géneros de Ephemeroptera se analiza la figura 13. Entre las etapas previa y posterior a la construcción de la presa Achiras, en el sitio A durante la fase posterior, *Americabaetis* sp. (35% a 40%), *Paracloeodes* sp. (4% a 21%) y *Tricorythodes popayanicus* (17% a 20 %) aumentaron y *Leptohyphes eximius* (36% a 16%) disminuyó. En el sitio B, decreció *Americabaetis* sp. (65% a 39%) y *Leptohyphes eximius* (12% a 2%) mientras que *Paracloeodes* sp. y *Caenis* sp. aumentaron (4% a 10% y 15% a 48% respetivamente). Comparando los distintos sitios, en la etapa previa, *Tricorythodes* sp. y *Leptohyphes eximius* fueron mayores en el sitio aguas arriba, mientras que *Americabaetis* sp. y *Caenis* sp. lo fueron en el sitio aguas abajo. En la etapa posterior, *Americabaetis* sp., *Paracloeodes* sp., *Leptohyphes eximius* y *Tricorythodes popayanicus* fueron más abundantes en sitio aguas arriba. En el sitio aguas abajo *Caenis* sp. fue el género con mayor densidad.



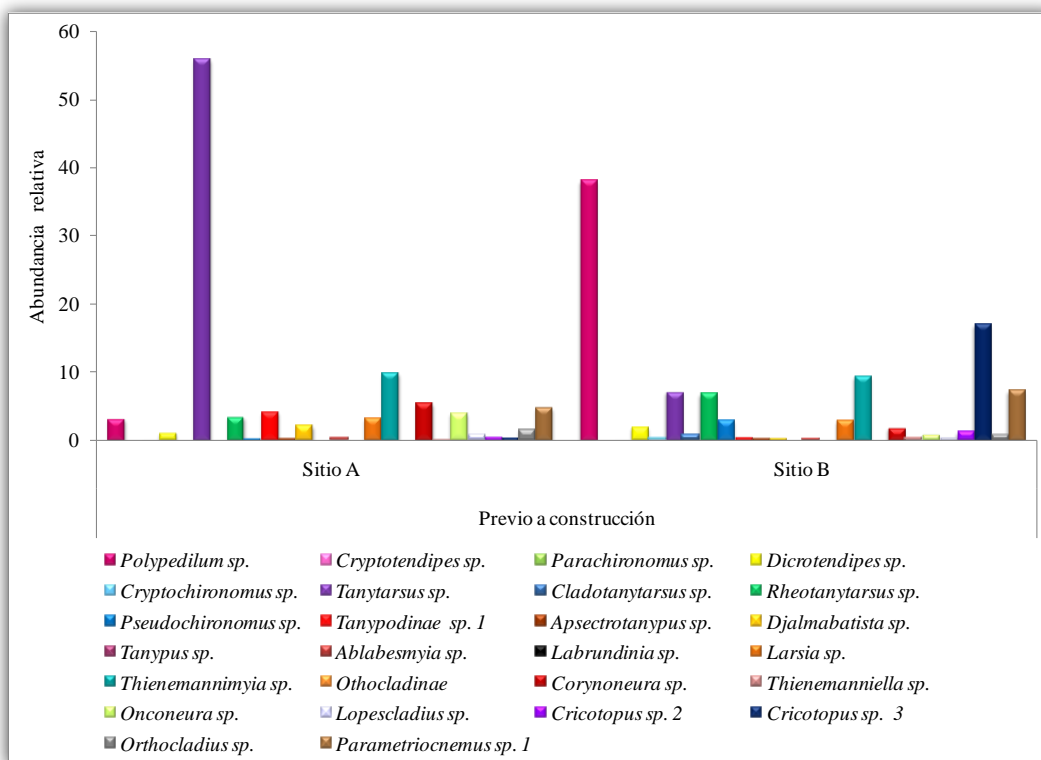
**Figura 13.** Abundancia relativa de los géneros del orden Ephemeroptera en los sitios A y B, durante las etapas previa y posterior a la construcción de la presa Achiras.

Respecto de Díptera, Chironomidae fue la familia más abundante en las dos etapas y sitios de muestreo. Comparando entre sitios fue mayor en Sitio B (Fig. 14).

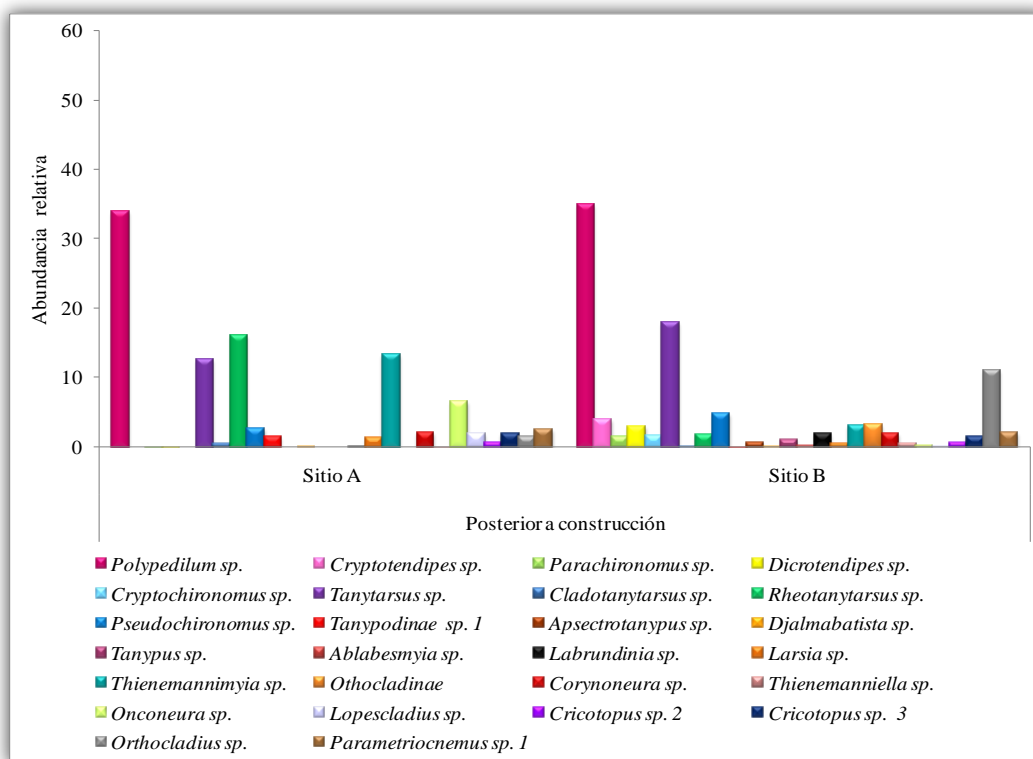


**Figura 14.** Abundancia relativa de las familias del orden Díptera en los sitios A y B, durante las etapas previo y posterior a la construcción de la presa Achiras.

La abundancia relativa de los géneros de Chironomidae también varió espacial y temporalmente, esto se observa en las figuras 15 y 16. Entre las etapas, se determinó que en el sitio A durante la fase posterior decreció *Tanytarsus* sp. (56% a 13%), y aumentaron *Polypedilum* sp. (3% a 34%), *Rheotanytarsus* sp. (3% a 16%), *Thienemannimyia* sp. (10% a 13%) y *Onconeura* sp. (4% a 7%). En el sitio B disminuyeron *Polypedilum* sp. (38% a 35%), *Rheotanytarsus* sp. (7% a 2%), *Thienemannimyia* sp. (9% a 3%), *Cricotopus* sp.3 (17% a 2%) y *Parametriocnemus* sp.1 (7% a 2%), mientras que *Tanytarsus* sp. (7% a 18%) y *Orthocladius* sp. (1% a 11%) aumentaron. Comparando los distintos sitios, en la etapa previa, *Tanytarsus* sp. fue mayor en el sitio aguas arriba mientras que *Polypedilum* sp., *Rheotanytarsus* sp., *Cricotopus* sp.3 y *Parametriocnemus* sp.1 lo fueron en el sitio aguas abajo. En la fase posterior, *Polypedilum* sp. no varió, *Rheotanytarsus* sp., *Thienemannimyia* sp. y *Onconeura* sp. fueron mayores en el sitio aguas arriba de la presa mientras que *Tanytarsus* sp. y *Orthocladius* sp. fueron más abundantes en el sitio aguas abajo.



**Figura 15.** Abundancia relativa de los géneros de la familia Chironomidae en los sitios A y B, durante la etapa previa a la construcción de la presa Achiras.



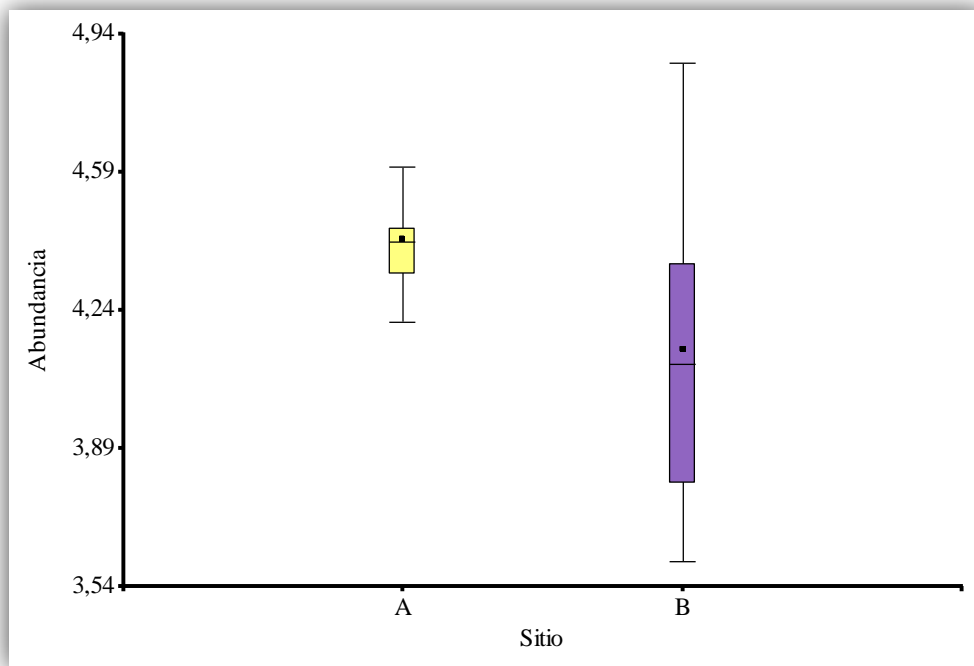
**Figura 16.** Abundancia relativa de los géneros de la familia Chironomidae en los sitios A y B, durante la etapa posterior a la construcción de la presa Achiras.

El análisis de los ANOVAs de las variables estructurales de la comunidad de macroinvertebrados se muestra en la tabla 5. La abundancia varió significativamente entre los sitios de muestreo, correspondiendo el menor valor al sitio B (Fig. 17). La riqueza taxonómica presentó variación significativa entre las etapas en función del sitio de muestreo. Se observó una mayor diferencia entre los sitios durante la etapa previa que en la posterior, donde los valores fueron muy similares. El menor número de taxones se observó en la etapa anterior a la construcción en el sitio B (Fig. 18). El índice de diversidad Shannon mostró diferencias significativas entre periodos hidrológicos, registrándose el valor más alto en aguas bajas (Fig. 19). El índice de equidad manifestó variación entre las etapas previa y posterior a la construcción de la presa. El menor valor se obtuvo para la etapa posterior (Fig. 20).

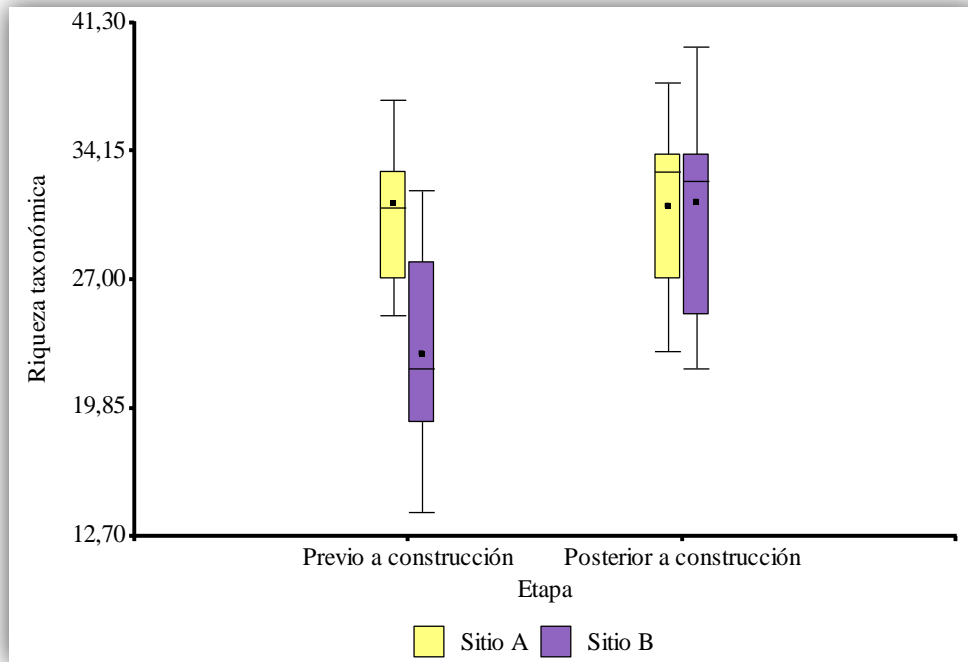


**Tabla 5.** Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de etapa, sitio y periodo hidrológico sobre las variables estructurales de la comunidad de macroinvertebrados en el arroyo Achiras. F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los *p* significativos ( $p \leq 0,05$ ) se indican en negrita.

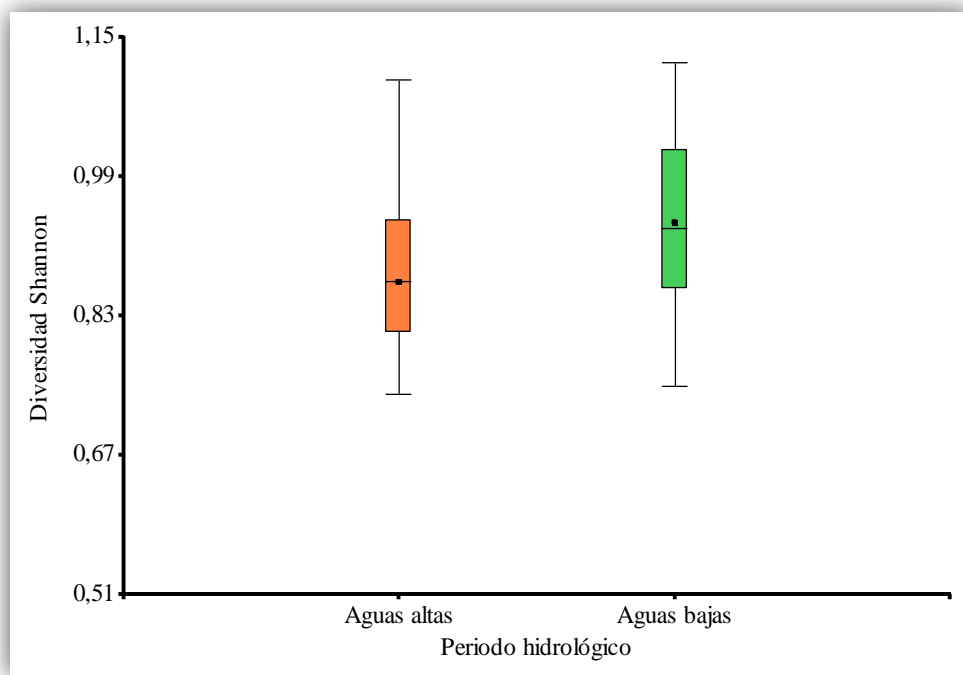
<b>Fuente de variación</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Fuente de variación</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Abundancia total</b>				<b>Diversidad Shannon</b>			
Etapa	1	1,28	0,2640	Etapa	1	1,20	0,2801
Sitio	1	12,61	<b>0,0010</b>	Sitio	1	0,32	0,5743
Periodo hidrológ.	1	1,14	0,2921	Periodo hidrológ.	1	4,31	<b>0,0443</b>
Etapa*Sitio	1	1,89	0,1767	Etapa*Sitio	1	4,00	0,0522
Etapa*Periodo hidrológ.	1	0,27	0,6052	Etapa*Periodo hidrológ.	1	0,01	0,9302
Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,03	0,8578	Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,10	0,7547
Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,05	0,8326	Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	1,4E-03	0,9701
<b>Riqueza taxonómica</b>				<b>Equidad</b>			
Etapa	1	7,99	0,0073	Etapa	1	8,59	<b>0,0056</b>
Sitio	1	7,67	0,0085	Sitio	1	1,40	0,2435
Periodo hidrológ.	1	2,51	0,1213	Periodo hidrológ.	1	3,18	0,0821
Etapa*Sitio	1	8,64	<b>0,0054</b>	Etapa*Sitio	1	0,11	0,7392
Etapa*Periodo hidrológ.	1	2,33	0,1348	Etapa*Periodo hidrológ.	1	1,11	0,2988
Sitio*Periodo hidrológ.	1	1,55	0,2208	Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,07	0,7961
Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	3,2E-03	0,9552	Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,03	0,8674



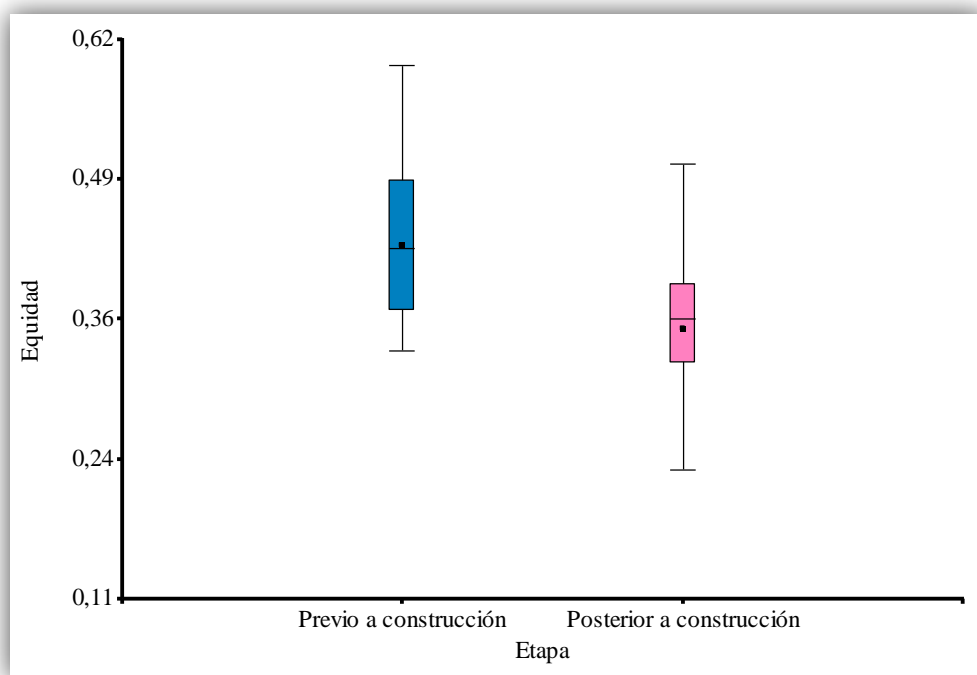
**Figura 17.** Diagramas de caja que muestran la variación de la abundancia en los sitios A y B en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.



**Figura 18.** Diagramas de caja que muestran la variación de la riqueza taxonómica en los sitios de estudio A y B durante las etapas previa y posterior de la construcción de la presa en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.



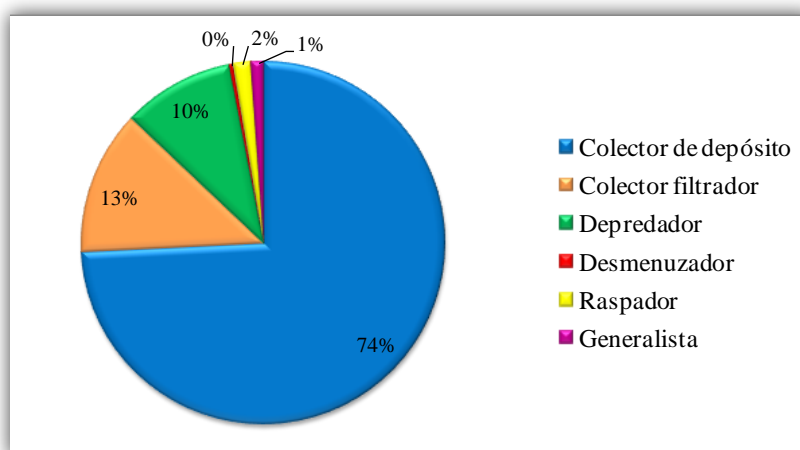
**Figura 19.** Diagramas de caja que muestran la variación de la diversidad en los periodos hidrológicos de aguas altas y bajas en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.



**Figura 20.** Diagramas de caja que muestran la variación de la equidad en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.

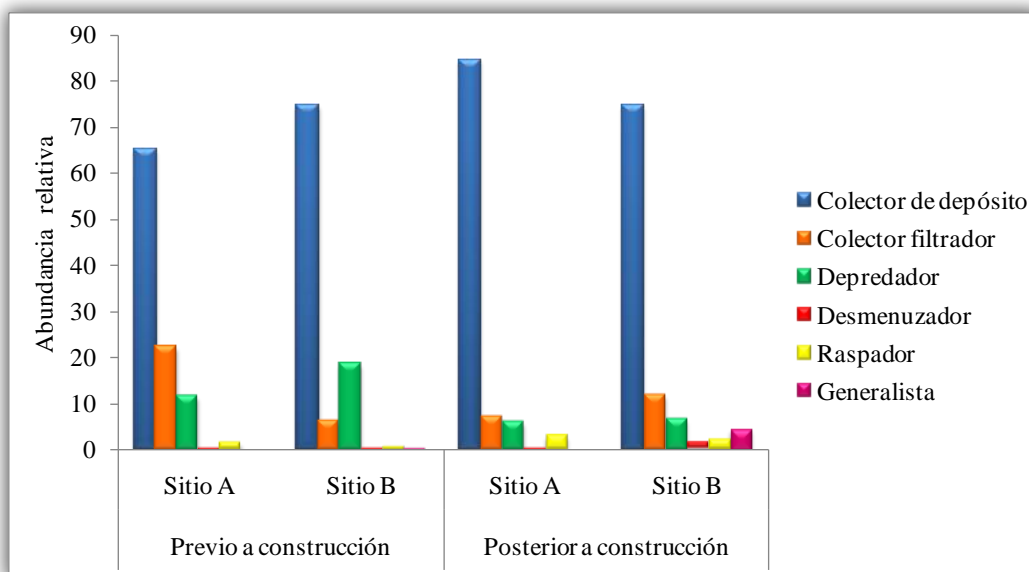
### 5.2.2. Grupos funcionales alimentarios

El grupo que presentó la mayor abundancia fue colectores de depósito, seguido de los colectores filtradores y depredadores (Fig.21). Entre los colectores de depósito, *Americabaetis* sp. fue el taxón con la mayor densidad y *Leptohyphes* sp. el más frecuente. *Tanytarsus* sp. fue el más abundante entre los filtradores y *Acari* sp., predominó en el grupo de los depredadores. *Thienemannimyia* sp. y *Rheotanytarsus* sp., fueron los más frecuentes respectivamente.



**Figura 21.** Abundancia relativa de los GFA en el arroyo Achiras.

La abundancia de los GFA varió entre etapas y sitios como se observa en la figura 22. El grupo funcional predominante fue colectores de depósito. Referente a las etapas estudiadas, en el sitio A durante la fase posterior a la construcción de la presa los colectores de depósito aumentaron (65% a 84%) y los colectores filtradores y depredadores disminuyeron (22% a 7% y 11% a 6%, respectivamente). En el sitio B la densidad de colectores de depósito no varió, los colectores filtradores aumentaron (6% a 12%) y los depredadores disminuyeron (18% a 6%). En este sitio, se evidenció la presencia de los desmenizadores y generalistas que no habían sido registrados en las situaciones anteriores. Espacialmente, en la etapa previa a la construcción, se observó que el grupo de los colectores filtradores fue mayor en el sitio A, mientras que los colectores de depósito y depredadores presentaron los valores más elevados en el sitio B. En la etapa posterior los colectores de depósito fueron más abundantes en el sitio A, mientras que en el sitio B los colectores filtradores aumentaron el número de individuos y los depredadores mantuvieron los mismos valores.

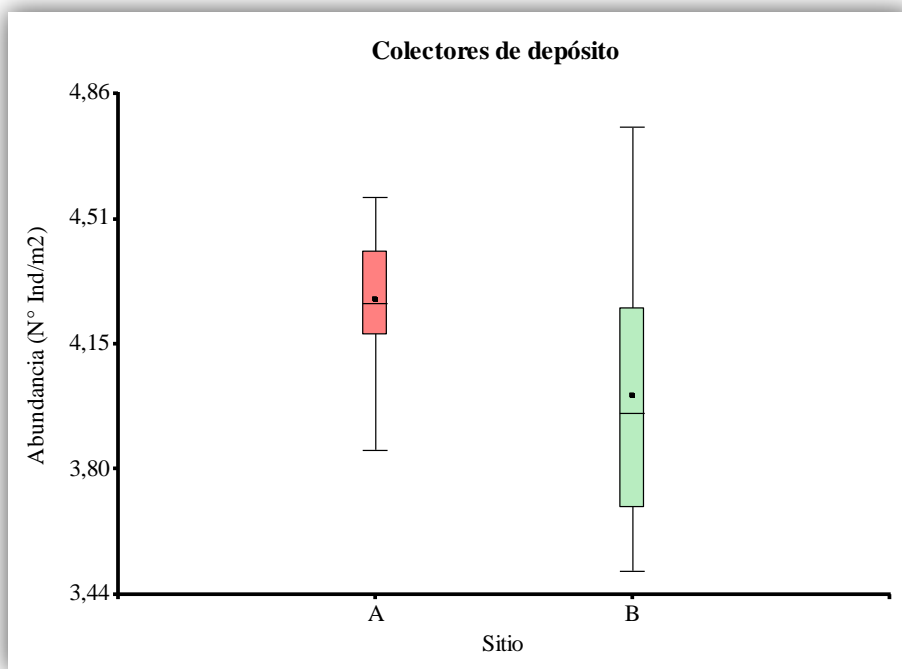


**Figura 22.** Abundancia relativa de los GFA en los sitios A y B en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa en el arroyo Achiras.

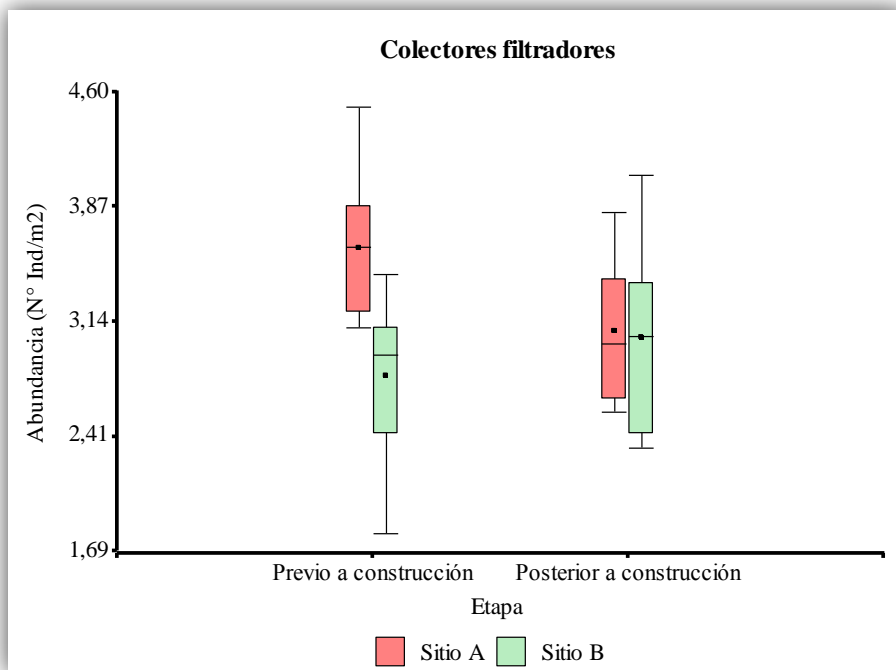
Los resultados de los ANOVAs se presentan en la tabla 6. La abundancia de los colectores de depósito varió significativamente entre sitios registrándose el mayor valor para el sitio A (Fig. 23). Los colectores filtradores mostraron diferencias significativas entre las etapas en función del sitio. Previo a la construcción, las abundancias comparadas entre sitios fueron muy diferentes mientras que en la etapa posterior estas tienden a igualarse (Fig. 24). Los depredadores y raspadores variaron significativamente entre los periodos hidrológicos dependiendo del sitio (Fig. 25 y Fig. 26). Durante el periodo de aguas altas la abundancia de depredadores fue mayor en el sitio B y en aguas bajas lo fue en el sitio A. Los raspadores presentaron en aguas altas una mayor densidad en el sitio A y en aguas bajas el número de individuos es similar para los dos sitios. Los desmenuzadores y generalistas no presentaron valores  $p$  significativos.

**Tabla 6.** Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de etapa, sitio y periodo hidrológico sobre la abundancia de los GFA en el arroyo Achiras. F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los *p* significativos ( $p \leq 0,05$ ) se indican en negrita.

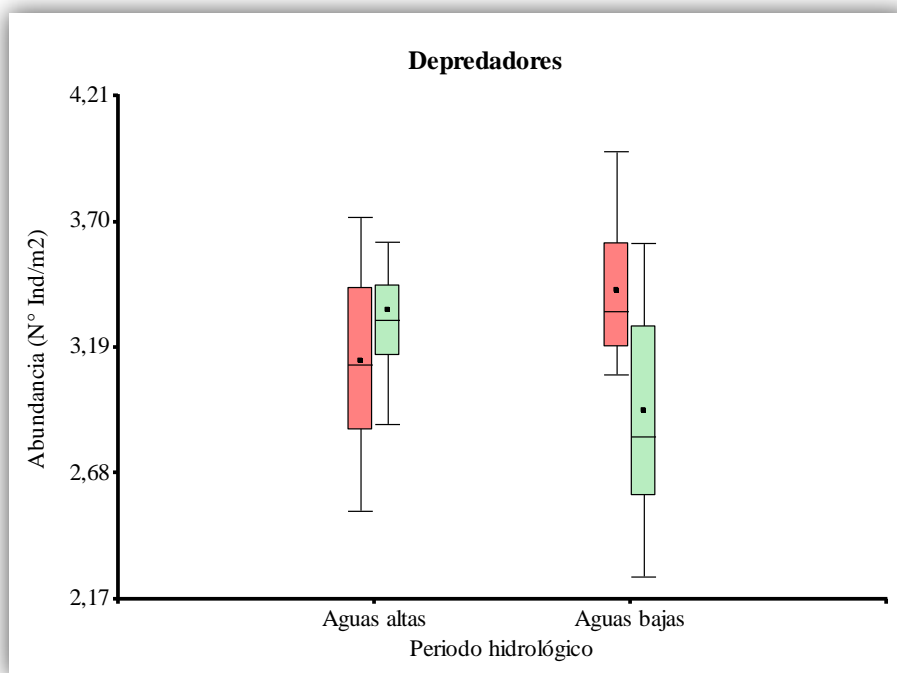
<b>Fuente de variación</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Fuente de variación</b>	<b>gl</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Colector de depósito</b>				<b>Colector filtrador</b>			
Etapa	1	4,00	0,0524	Etapa	1	0,98	0,3279
Sitio	1	11,75	<b>0,0014</b>	Sitio	1	9,37	0,0039
Periodo hidrológ.	1	2,61	0,1140	Periodo hidrológ.	1	6,66	0,0136
Etapa*Sitio	1	0,54	0,4670	Etapa*Sitio	1	7,68	<b>0,0084</b>
Etapa*Periodo hidrológ.	1	0,90	0,3489	Etapa*Periodo hidrológ.	1	0,03	0,8635
Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,53	0,4711	Sitio*Periodo hidrológ.	1	2,8E-0,3	0,9584
Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,07	0,7882	Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	0,02	0,8907
<b>Depredador</b>				<b>Raspador</b>			
Etapa	1	10,41	0,0025	Etapa	1	1,23	0,2752
Sitio	1	2,29	0,1384	Sitio	1	4,37	0,0440
Periodo hidrológ.	1	0,45	0,5057	Periodo hidrológ.	1	1,12	0,2974
Etapa*Sitio	1	0,57	0,4550	Etapa*Sitio	1	0,06	0,8103
Etapa*Periodo hidrológ.	1	0,25	0,6177	Etapa*Periodo hidrológ.	1	0,34	0,5618
Sitio*Periodo hidrológ.	1	14,10	<b>0,0006</b>	Sitio*Periodo hidrológ.	1	4,26	<b>0,0464</b>
Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	2,3E-0,3	0,9622	Etapa*Sitio*Periodo hidrológ.	1	2,4E-0,3	0,9612



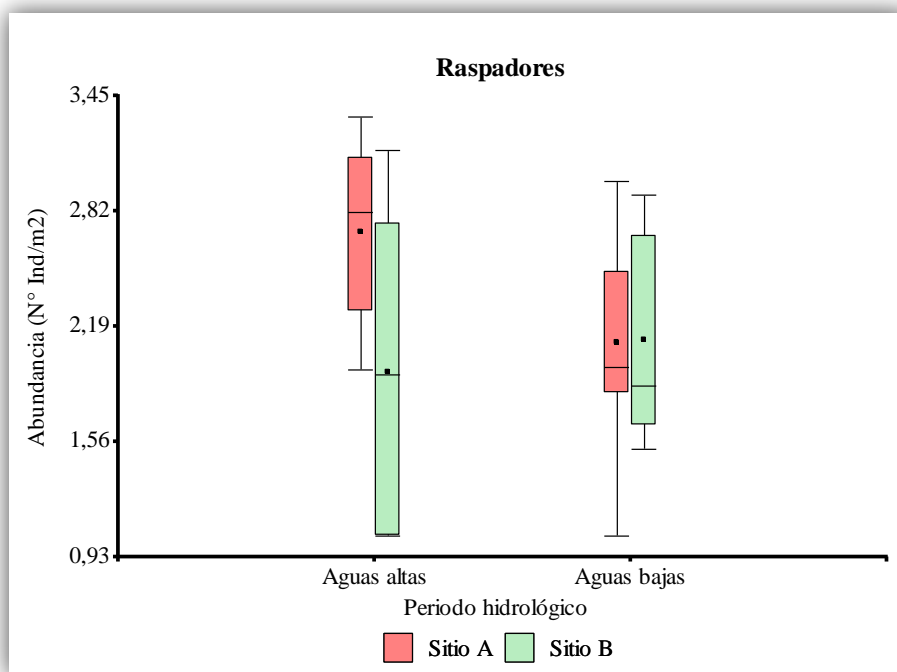
**Figura 23.** Diagramas de caja de la abundancia de colectores de depósito en los dos sitios de estudio del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.



**Figura 24.** Diagramas de caja de la abundancia de colectores filtradores en los dos sitios de estudio en las etapas previa y posterior a la construcción de la presa del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.



**Figura 25.** Diagramas de caja de la abundancia de depredadores en los dos sitios de estudio en los periodos hidrológicos de aguas altas y bajas del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.



**Figura 26.** Diagramas de caja de la abundancia de raspadores en los dos sitios de estudio en los periodos hidrológicos de aguas altas y bajas del arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.



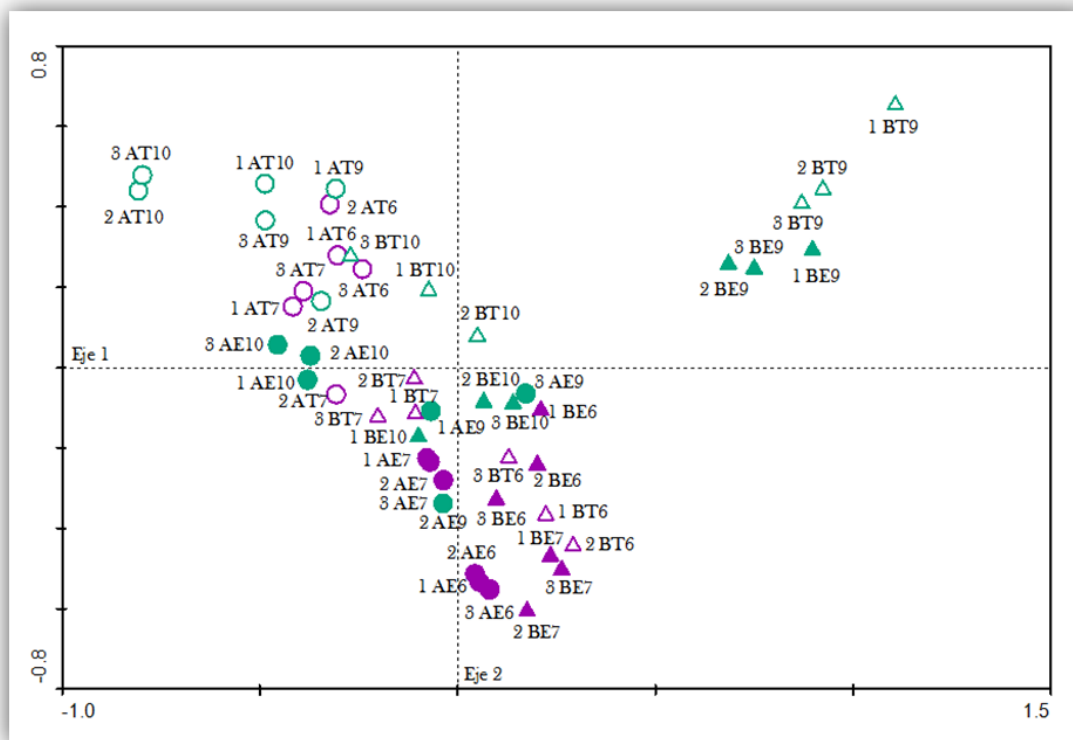
5.2.3. Ordenación de las muestras y los taxones

El AC de las muestras señaló una separación en función del sitio y del periodo hidrológico (Fig. 27). El eje 1 evidenció una diferenciación entre las muestras recolectadas en el sitio aguas arriba y aguas abajo de la presa. Por otra parte, el eje 2 separó las muestras de acuerdo al periodo aguas altas y aguas bajas. Considerando sólo las muestras colectadas en el sitio aguas abajo (que se ubican en el cuadrante derecho) se evidenció una segregación entre las etapas previa y posterior a la construcción dada por el eje 2.

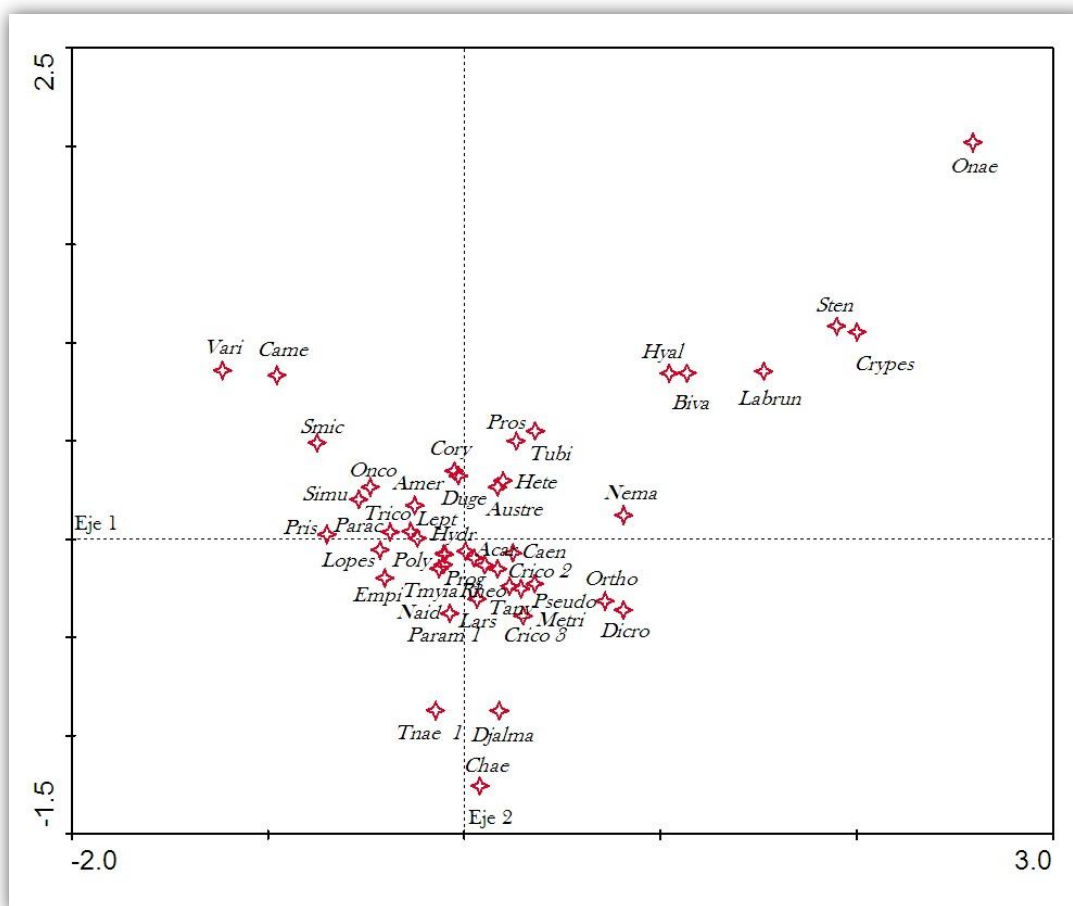
La asociación entre taxones y situaciones de muestreo, permitió determinar 3 grupos diferentes (Fig. 28). El primero se ubica en el cuadrante superior izquierdo y está conformado por *Varipes* sp., *Camelobaetidius penai* y *Smicridea* sp. los cuales se asocian con las muestras del sitio A durante el periodo de aguas altas. El segundo ubicado en el cuadrante superior derecho, compuesto por *Hyallolella curvispina*, *Bivalvia* indet., *Labrundinia* sp., *Stenophysa* sp. y *Cryptotendipes* sp., se asoció a las muestras del sitio B durante la etapa posterior a la construcción de la presa. Y el tercero que se encuentra en el cuadrante inferior derecho está constituido por *Djalmabatista* sp. y *Chaetogaster* sp. relacionados con las muestras correspondientes a la etapa anterior a la construcción y del periodo de aguas bajas. Los autovalores de los ejes 1 y 2 fueron 0,182 y 0,104 respectivamente y estos explicaron el 35% de la varianza acumulada en los datos de los taxones (Tabla 7).

**Tabla 7.** Resultados del AC de las muestras y los macroinvertebrados bentónicos del arroyo Achiras (Córdoba).

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Inercia total
Autovalores	0,182	0,104	0,080	0,067	0,820
Porcentaje de varianza acumulada en los datos de los taxones	22,2	35,0	44,7	52,8	



**Figura 27.** Ordenación mediante AC de las 48 muestras bentónicas tomadas en el arroyo Achiras. Se observan los años 2006 y 2007 (símbolos violetas, 6 y 7) y 2009 y 2010 (símbolos verdes, 9 y 10); el sitio A (círculos, A) y sitio B (triángulos, B); y el periodo hidrológico de aguas altas (símbolos vacíos, T) y aguas bajas (símbolos llenos, E).



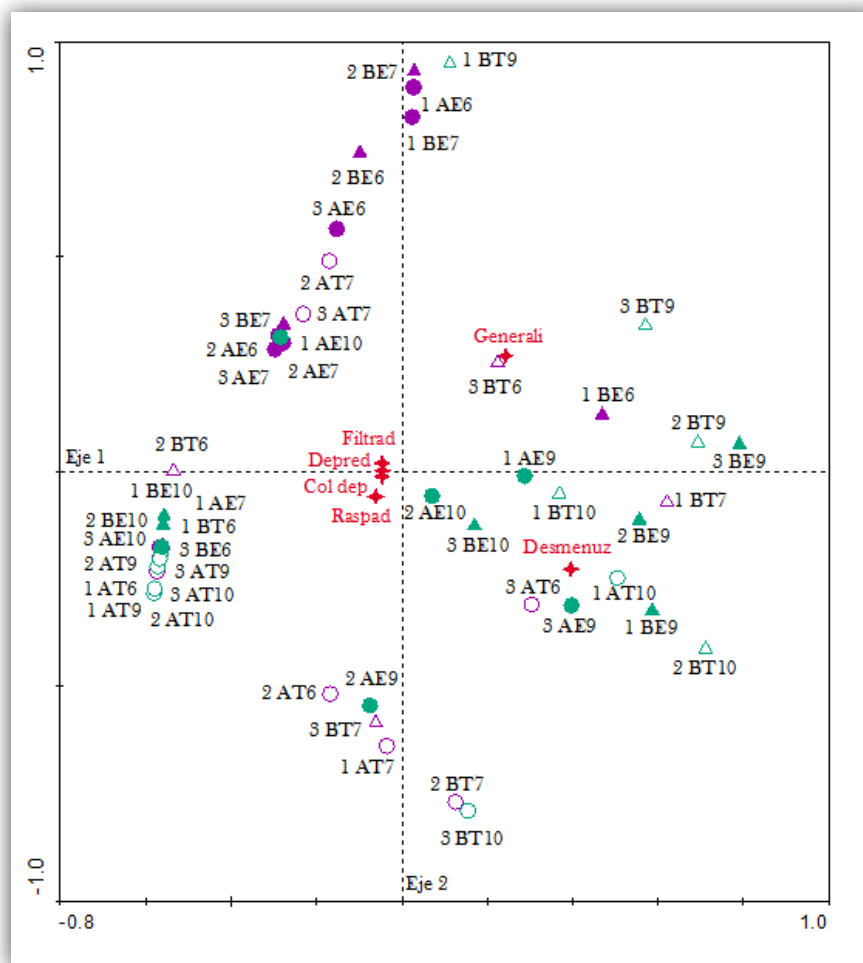
**Figura 28.** Ordenación mediante AC de los 45 taxa bentónicos identificados en el arroyo Achiras. Hydr: *Hydra* sp., Duge: Dugesidae indet., Pros: *Prostoma* sp., Nema: Nematoda indet., Sten: *Stenophysa* sp., Biva: Bivalvia indet., Naid: Naidinae indet., Chae: *Chaetogaster* sp. Pris: *Pristina* sp., Tubi: Tubifinae indet., Acari: Acari indet., Hyal: *Hyallolella curvispina*, Amer: *Americabaetis* sp., Came: *Camelobaetis penai*, Parac: *Paracloeodes* sp., Vari: *Varipes* sp., Caen: *Caenis* sp., Lept: *Leptohyphes eximius*, Trico: *Tricorythodes popayanicus*, Prog: *Progomphus* sp., Smic: *Smicridea* sp., Metri: *Metrichia* sp., Austre: *Austrelmis* sp., Hete: *Heterelmis* sp., Simu: *Simulium* sp., Poly: *Polypedilum* sp., Crypes: *Cryptotendipes* sp., Dicro: *Dicrotendipes* sp., Tany: *Tanytarsus* sp., Rheo: *Rheotanytarsus* sp., Pseudo: *Pseudochironomus* sp., Tnae 1: Tanyptodinae indet. 1, Djalma: *Djalmabatista* sp., Labrun: *Labrundinia* sp., Lars: *Larsia* sp., Tmyia: *Thienemannimyia* sp., Onae: Ortocladinae indet., Cory: *Corynoneura* sp., Onco: *Onconeura* sp., Lopes: *Lopescladius* sp., Crico 2: *Cricotopus* sp.2, Crico 3: *Cricotopus* sp.3, Ortho: *Orthocladius* sp., Param 1: *Parametrioctenemus* sp. 1, Empi: Empididae indet.

5.2.4. Ordenación de los grupos funcionales alimentarios

La ordenación de las muestras y los GFA se presenta en la figura 29. El primer eje separó las muestras en relación a los sitios de muestreo, aguas arriba y aguas abajo de la presa, mientras que el segundo eje diferenció en función de la etapa previa y posterior a la construcción. A partir de dicha ordenación se evidenció una asociación de los filtradores y depredadores con muestras colectadas durante la etapa anterior a la construcción en el sitio aguas arriba. Los colectores de depósito y raspadores también se relacionaron con muestras del sitio A, pero pertenecientes a la etapa posterior. Por otra parte, los generalistas y desmenuzadores se ordenaron con las muestras del sitio aguas abajo de la presa, pero los primeros con las colectas realizadas en la etapa previa y los segundos con las correspondientes a la etapa posterior a la construcción de la presa. Los autovalores de los ejes 1 y 2 fueron 0,087 y 0,050, respectivamente y ambos explican el 83,8% de la varianza acumulada (Tabla 8).

**Tabla 8.** Resultados de la ordenación mediante AC de los GFA presentes en el arroyo Achiras.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Inercia total
Autovalores	0,087	0,050	0,022	0,003	0,163
Porcentaje de varianza acumulada en los datos de los GFA	53,1	83,8	97,0	99,1	



**Figura 29.** Ordenación mediante AC de los GFA y las 48 muestras bentónicas tomadas en el arroyo Achiras. Se observan los años 2006 y 2007 (símbolos violetas, 6 y 7) y 2009 y 2010 (símbolos verdes, 9 y 10); el sitio A (círculos, A) y sitio B (triángulos, B); y el periodo hidrológico de aguas altas (símbolos vacíos, T) y aguas bajas (símbolos llenos, E).

## DISCUSIÓN



## 6. DISCUSIÓN

En el presente estudio, las variables físico-químicas de los tramos aguas arriba y abajo de la presa siempre indicaron aguas limpias y de alta calidad biológica, propias de cursos fluviales serranos de la provincia de Córdoba (Gualdoni & Corigliano, 1991; Gualdoni & Oberto, 1998). Por otra parte, algunos parámetros hidráulicos, como la velocidad de corriente y el caudal, evidenciaron diferencias poco relevantes entre los años estudiados. Estas diferencias no se relacionarían directamente con las alteraciones producidas por la barrera, sino que responderían a fluctuaciones estacionales naturales propias de los arroyos serranos (Gualdoni & Oberto, 2012).

En la comunidad bentónica del arroyo Achiras los taxones dominantes y de mayor riqueza fueron los ordenes Ephemeroptera y Diptera en coincidencia con Gualdoni & Oberto (2012) quienes encontraron resultados semejantes en estudios realizados en el mismo curso fluvial, durante la etapa previa a la construcción de la presa. También en otros cursos fluviales del sur de Córdoba se han hallado resultados similares para tramos de ritron (Gualdoni, 1997; Gualdoni & Oberto, 1998; Gualdoni & Corigliano, 2002; Corigliano *et al.*, 2004; Gualdoni *et al.*, 2011). Lo obtenido en el presente estudio coincidió en parte con lo señalado por estos autores, ya que arroyos de aguas correntosas, transparentes, oligotróficas y bien oxigenadas, presentan comunidades bentónicas dominadas por efémeras y tricópteros y en menor proporción odonatos, hemípteros, dípteros y ácaros. Las larvas de Ephemeroptera son los componentes principales de los ecosistemas fluviales de la provincia de Córdoba (Corigliano *et al.*, 1996). La dominancia de efémeras en el arroyo Achiras, confirmaría la buena calidad del agua coincidente además con los valores de las variables químicas.

En este trabajo se registró un total de 110 taxa, número mayor en comparación con el estudio previo de Gualdoni & Oberto, (2012) quienes habían señalado para el mismo arroyo 85 taxa. En otros cursos serranos de la región, el rango fue entre 63 y 94 (Gualdoni & Corigliano, 2002; Corigliano *et al.*, 2004; Oberto *et al.*, 2006; Orpella, 2008; Gualdoni *et al.*, 2011). Esto podría deberse a los avances que se han producido en el conocimiento e identificación de macroinvertebrados de la fauna lótica argentina a niveles de resolución taxonómica cada vez menores. Por otra parte, Corigliano *et al.*, (1996) postula que la mayor riqueza se encuentra en los arroyos de mediano orden, en altitudes medias y zonas templadas, características que coinciden con el arroyo estudiado. Además, el sustrato es un factor determinante de la riqueza y abundancia de las especies, cuyos valores se

incrementan con la variedad y el tamaño de las partículas (Allan, 1995). En el área estudiada, el sustrato está formado principalmente por arenas, grava y guijarro (Gualdoni & Oberto, 2012). La elevada riqueza señalada en este estudio podría ser explicado a partir de la diversidad en el tamaño de las partículas del sustrato la cual provee una mayor complejidad de hábitats.

Para evaluar los cambios ecológicos causados por la regulación de caudal, resulta de gran importancia el conocimiento de las comunidades de sistemas fluviales naturales que todavía no han sido alterados, ya que es necesaria la información de base para las comparaciones entre las etapas pre y post construcción de presas (Armitage, 2006; Gualdoni & Oberto, 2012). Sin embargo, es escasa la bibliografía referida a los cambios temporales producidos por una presa (Brandimarte *et al.*, 2005). En la mayoría de los estudios ecológicos referidos a los efectos de la regulación, no se dispone de información correspondiente a la etapa previa a la construcción de la presa. Frente a esta carencia se comparan ríos regulados con otros cursos no regulados de similares características (Munn & Brusven, 1991; Torralva *et al.*, 1996; Armitage, 2006; Principe, 2010) o tramos aguas abajo de la presa, con otros localizados aguas arriba (Ogbeibu & Oribhabor, 2002; Jesus *et al.*, 2004; Sharma *et al.*, 2005; Oscoz *et al.*, 2006; Brendenhand & Samway, 2009; Tonkin & Death, 2013). En el presente trabajo, los resultados permitieron evidenciar cambios en la composición de la comunidad de macroinvertebrados, entre los tramos ubicados arriba y abajo de la presa. Y lo que resulta más significativo es la posibilidad de comparar los años anteriores y posteriores a su construcción.

Respecto de la variación temporal de la abundancia de Ephemeroptera en el sitio aguas debajo de la presa, las familias Baetidae y Leptohiphidae disminuyeron ya que *Americabaetis* sp., *Leptohiphes eximius* y *Tricorythodes popayanicus* se redujeron, mientras que Caenidae aumentó por la mayor presencia de *Caenis* sp. Además, la ordenación señaló que *Camelobaetidius penai* y *Varipes* sp. se asociaron al sitio A de aguas altas. El aumento de Caenidae podría deberse a que los estadios larvales presentan branquias operculadas que les permite sobrevivir y prosperar en ambientes de baja velocidad, con sedimento fino en suspensión y presencia de vegetación marginal (Domínguez & Fernández, 2009; Flowers & De la Rosa, 2010).

La abundancia de Diptera no cambió entre las etapas para el sitio B, sin embargo hubo variaciones entre los sitios durante la etapa posterior. El aumento de Diptera en el sitio aguas abajo se debió a las altas densidades de Chironomidae, en coincidencia con lo



reportado por Brendenhand & Samway (2009) y Oscoz *et al.*, (2006). Este incremento podría deberse a que estos organismos tienen amplios límites de tolerancia que les permite sobrevivir en diferentes condiciones ecológicas (Paggi, 2009) y están adaptados para ser los primeros colonizadores en áreas recién inundadas como son los embalses, lo que produciría su dominancia en la zona posterior a la presa (Baxter, 1977; Armitage & Blackburn, 1990; Munn & Brusven, 1991; Torralva *et al.*, 1996). Los resultados señalan mayor diversidad de Chironomidae en el sitio B, antes de la construcción de la presa. En este periodo, *Polypedilum* sp., *Tanytarsus* sp., *Rheotanytarsus* sp., *Thienemannimyia* sp., *Cricotopus* sp. 3, y *Parametriocnemus* sp. 1 presentaron mayores abundancias, mientras que *Polypedilum* sp., *Tanytarsus* sp. y *Orthocladius* sp. dominaron durante la etapa posterior. En el sitio aguas arriba de la presa, la diversidad aumentó después de la regulación. Estos resultados coinciden con Armitage & Blackburn (1990) quienes postulan que, los sitios no regulados presentan una heterogeneidad ambiental y espacial que propicia una mayor diversidad. En los sitios río abajo de la presa la estabilidad ambiental disminuye la cantidad de nichos disponibles pero las condiciones son adecuadas para altas densidades de un reducido número de taxones. Chironomidae contiene un amplio rango de especies con diferentes tolerancias ecológicas por lo cual resulta difícil explicar algunas variaciones de las abundancias de cada especie y asociarlas a cambios ecológicos producto de la regulación. Estudios adicionales sobre la taxocenosis de esta familia permitirán comprender mejor los cambios faunísticos espaciales y temporales en ríos represados.

Simuliidae fue la segunda familia abundante de Diptera pero sólo en el sitio aguas arriba de la presa. Domínguez & Fernández (2009) señalan que estos organismos se encuentran en ambientes con flujo de agua rápido, y exigen la presencia de soporte sólido que permita la fijación de larvas y pupas, como piedras, hojas, tallos, ramas o raíces. Estas características coinciden con las que presenta el sitio A, lo que explicaría el elevado número de estos organismos aguas arriba de la presa.

Los resultados obtenidos a partir del ANOVA indicaron diferencias significativas entre las etapas y los sitios para la riqueza taxonómica. Se observó un mayor número de taxones en el sitio aguas abajo durante la etapa posterior a la construcción de la presa. Resultados similares fueron encontrados por otros autores quienes investigaron el efecto presa en la región Neotropical (Brandimarte *et al.*, 2005). Ellos postularon que la menor velocidad de corriente propicia la acumulación de materia orgánica sobre el sustrato. Sin embargo, los antecedentes referidos a regulación de grandes represas, indican una

reducción de la riqueza aguas abajo debido a la eliminación de especies sensibles que responden a cambios ecológicos en el hábitat (Ward, 1992; Jesus *et al.*, 2004; Allan & Castillo, 2007). También se ha observado que la disminución de la variabilidad estacional del caudal natural (Poff *et al.*, 2007), de la temperatura del agua y la homogeneización del sustrato aguas abajo de las presas (Ward & Stanford; 1979; Ward, 1984) conducen a una disminución de la riqueza. En el arroyo Achiras, regulado por una presa de mediana envergadura la mayor riqueza encontrada en el sitio aguas abajo se podría atribuir a una mayor disponibilidad de alimentos asociada a una menor velocidad de corriente. Estas condiciones propiciarían el establecimiento de mayor número de taxones en las primeras etapas de ajuste de la comunidad bentónica en estado de transición.

En cuanto a la abundancia, ésta varió significativamente entre los sitios, observándose una disminución aguas abajo de la presa para ambas etapas. Otras investigaciones en las cuales se estudiaron los efectos que produce la regulación sólo en la etapa posterior, también señalaron menores valores de abundancia en los sitios río abajo (Armitage, 1978; García de Jalón *et al.*, 1994; Jesus *et al.*, 2004; Sharma *et al.*, 2005; Oscoz, 2005 y Brendenhand & Samway, 2009). Esto podría deberse a la disminución del transporte de materia orgánica (Marchant, 1989; Armitage & Blackburn, 1990; Munn & Brusven, 1991; García de Jalón *et al.*, 1994), y de la velocidad de flujo después de la presa (Brendenhand & Samway, 2009). Además, debemos tener en cuenta las diferencias paisajísticas y de uso de la tierra en cada estación de muestreo. En este estudio, la disminución en las densidades de los macroinvertebrados aguas abajo de la presa también podrían ser atribuida, al menos parcialmente, a las diferencias paisajísticas y en el uso de la tierra de cada estación de muestreo. El sitio aguas abajo se encuentra en una zona agrícola-ganadera, mientras que el sitio ubicado aguas arriba se encuentra en un área serrana natural, con características prístinas. Por lo tanto, los cambios en la abundancia no podrían atribuirse directamente a alteraciones producidas por la presa en sus primeros años de funcionamiento.

La diversidad varió significativamente entre los periodos hidrológicos, resultando mayor durante aguas bajas. No hubo cambios significativos ni entre sitios ni entre etapas. El arroyo Achiras presenta un régimen hídrico freático-pluvial, con caudales bien diferenciados de acuerdo a la estación del año. En el periodo de aguas bajas, (invierno y primavera temprana) los caudales son menores y más estables, ya que las precipitaciones son escasas y el arroyo depende principalmente del aporte freático. En el periodo de aguas

altas (verano y principios de otoño), se produce lo contrario. Las precipitaciones son frecuentes y ocasionan crecientes de corta duración que remueven el sustrato, causando condiciones del hábitat menos estables (Gualdoni & Oberto, 2012). Los organismos están más expuestos a derivar aguas abajo lo que disminuye la abundancia de los individuos pertenecientes a los taxones más propensos a ser arrastrados (Poff & Ward, 1991; Lancaster, 2008). En el arroyo Achiras, la mayor diversidad observada en aguas bajas, no se relacionarían con el funcionamiento de la presa sino que estarían asociadas a las fluctuaciones de caudal que ocurren naturalmente en los arroyos de la región (Gualdoni & Oberto, 2012). Los organismos en tiempo de estiaje, tienen mayores oportunidades de asociarse con un hábitat específico y aumentar sus densidades (Poff & Ward, 1989; Poff & Ward 1991; Poff *et al.*, 1997; Poff & Zimmerman, 2010) y riqueza taxonómica (Death & Winterbourn, 1995).

En los valores de equidad, hubo diferencias significativas entre etapas. Armitage (1978) y Armitage & Blackburn (1990) postulan que en ríos regulados por grandes presas, las condiciones del hábitat respecto a las fluctuaciones del flujo se vuelven más estables y esto resulta en condiciones ambientales adecuadas para pocos taxones, que alcanzarían altas densidades. Si bien la presa es de mediana envergadura, la menor equidad hallada en la etapa posterior a la construcción, coincide con los autores citados.

El análisis de la organización funcional de comunidades acuáticas es una herramienta importante en ecología fluvial ya que, permite determinar cómo los diferentes grupos de organismos responden a cambios en la disponibilidad de alimentos. Estos recursos se modifican según la velocidad de corriente, la granulometría y, cantidad y calidad de materia orgánica (Allan & Castillo, 2007). Los flujos regulados alteran la capacidad del río para procesar la materia orgánica, y modifican la distribución espacial y la disposición de las partículas de los sedimentos del fondo, provocando cambios en las abundancias de los grupos funcionales alimentarios (Ward & Stanford, 1983a; Hart & Finelli, 1999).

En el arroyo Achiras el grupo dominante fue colectores de depósito seguido por colectores filtradores y depredadores. El grupo de los colectores filtradores estuvo representado principalmente por los quironómidos *Tanytarsus* sp. y *Rheotanytarsus* sp. y su abundancia varió significativamente entre las etapas en función del sitio. En el sitio B las abundancias de los filtradores mostraron un aumento significativo durante la etapa posterior a la construcción. En otros estudios realizados en ríos regulados de Córdoba y San Luis (Corigliano, 1994; Vallania & Corigliano, 2006) también se determinaron

diferencias entre los sitios, ya que este grupo funcional aumentó en tramos posteriores al embalse. Esto podría deberse a la descarga de partículas orgánicas finas y algas planctónicas, principal recurso alimenticio de los colectores filtradores (Stanford & Ward, 1981; Ward & Stanford, 1995). En un río regulado se altera el transporte de las partículas ocasionando una distribución diferente del sustrato y de la materia orgánica (Hart & Finelli, 1999). Aguas abajo predomina el transporte de detritus particulado fino (Vallania & Corigliano, 2006). En coincidencia con estos autores la mayor abundancia de los filtradores en el río Achiras, podría deberse tanto a las disminuciones en los valores de velocidad de corriente registrados en el sitio aguas abajo de la presa como al mayor suministro de partículas orgánicas finas.

Las abundancias de los colectores de depósito se diferenciaron significativamente entre sitios, siendo menor aguas abajo de la presa, antes y después de la construcción. De acuerdo al AC, este grupo funcional se relacionó con muestras del sitio A colectadas en la etapa posterior a la construcción. Vallania & Corigliano (2006) detectaron cambios debido a la presencia de la presa ya que la abundancia fue menor en el sitio aguas abajo de dicha obra. Los resultados obtenidos en este estudio señalan que no hubo diferencias en la abundancia de colectores de depósito entre las etapas pre y post construcción sino que su abundancia varió entre sitios. Esta situación estaría relacionada con las diferencias naturales y con el uso del suelo entre los sitios muestreados. Tanto las características geomorfológicas e hidráulicas del sitio B, como la actividad agrícola-ganadera podrían estar vinculadas con los cambios en la abundancia de este grupo funcional.

El grupo de los depredadores estuvo representado por Acariformes y *Thienemannimyia* sp. y el de los raspadores por *Camelobaetidius penai* y *Stenophysa* sp. En este estudio las abundancias de estos grupos variaron significativamente entre los periodos hidrológicos y sitios. Se observó mayor cantidad de depredadores y raspadores en el sitio A. La ordenación mediante AC mostró los mismos resultados. Vallania & Corigliano (2006) determinaron en un curso fluvial de San Luis que las densidades de depredadores y raspadores aumentaron en el sitio regulado. En el arroyo Achiras, los resultados obtenidos para estos grupos funcionales no coincidieron con lo señalado por Vallania & Corigliano (2006). El represamiento produce importantes cambios aguas abajo de presa que se hacen más evidentes varios años después de su construcción (Ward & Stanford, 1979). En el periodo de tiempo estudiado los depredadores y raspadores no modificaron significativamente sus abundancias entre las etapas pre y post construcción.

El grupo de desmenuzadores, estuvo constituido por *Hyallela curvispina* y *Nectopsyche* sp. mientras que los generalistas por Nematoda y Ephyridae. El AC permitió establecer que estos grupos funcionales se asociaron al sitio B. Los generalistas fueron más abundantes en la etapa previa a la construcción y los desmenuzadores en la posterior. Estos resultados no coinciden con Vallania & Corigliano (2006) quienes determinaron una disminución de desmenuzadores en el sitio aguas abajo, debido a que la materia orgánica particulada gruesa se reduce a partículas orgánicas finas. En el arroyo Achiras, el aumento de los desmenuzadores, río abajo de la presa y en la etapa posterior, podría deberse a que los efectos de la regulación aun no reflejan un completo reemplazo de las partículas orgánicas gruesas por las finas. El ambiente y su comunidad se encuentran en un estado de transición, por lo tanto sería necesario un tiempo más prolongado para alcanzar un nuevo estado de equilibrio en el cual se establezca una relación directa entre presencia de partículas de materia orgánica gruesa y desmenuzadores (Merritt & Cummins, 1996).

Los efectos de los cambios que las presas producen en un curso fluvial dependen de del tamaño, del propósito para el cual fue construida, del periodo de tiempo desde que comenzó la regulación, y de la distancia a la que se encuentran los sitios estudiados respecto de la obra hidráulica. Los conocimientos sobre estos efectos ecológicos son abundantes, pero la mayoría se refieren a grandes presas destinadas a la regulación hidráulica y la producción de energía eléctrica (Armitage, 1978; García de Jalón *et al.*, 1994; Adler, 2006; Kopas & Puentes Riaño, 2009; Dölling, 2010; Dufilho *et al.*, 2010; Montórfano & Peirano, 2010). Las consecuencias que producen las grandes represas son muy diferentes en comparación a las causadas por las de pequeña o mediana envergadura, ya que éstas solo afectan de manera moderada (Principe, 2010). El tiempo transcurrido a partir de la instauración de la presa es otro de los factores importantes de la regulación de los ríos, hay pocos cambios inmediatos ya que la mayoría ocurren más lentamente (Vallania & Corigliano, 2006). El modelo de Petts (1987) plantea que estos sistemas atraviesan etapas de transición y de reajuste durante las cuales los cambios físicos y biológicos serán estados temporales. Sólo en pocos estudios han sido observados sistemas completamente ajustados y la mayoría se refieren a la etapa caracterizada por estados transitorios del sistema. Son necesarios períodos más largos para evaluar los cambios entre un estado de equilibrio natural y otro nuevo ajustado a las condiciones de regulación (Petts, 1987). Además, la regulación no sólo afecta a los tramos fluviales situados inmediatamente al pie de la presa sino también a tramos más distantes de la barrera. Es por esto que, se

deberían planificar estudios con más estaciones aguas arriba y aguas abajo del embalse para evaluar el alcance y la duración de los cambios ecológicos en el sistema fluvial.

## CONCLUSIONES



## 7. CONCLUSIONES

En el presente estudio, que constituye el primer registro de evaluación del efecto presa para el arroyo Achiras, fue posible evidenciar cambios en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, los cuales fueron:

- ∞ Variaciones temporales de la abundancia en el sitio aguas abajo. Ephemeroptera y Diptera disminuyeron y Coleoptera aumentó durante la etapa posterior a la construcción.
- ∞ Variaciones espaciales de la abundancia durante la etapa posterior a la construcción. Coleoptera y Diptera aumentaron y Ephemeroptera disminuyó en el sitio aguas abajo.
- ∞ Cambios significativos de riqueza y equidad entre las etapas pre y post construcción. Durante la etapa posterior aumentó el número de taxones en el sitio aguas abajo y disminuyó la equidad.
- ∞ Cambios significativos de la abundancia entre los sitios, siendo menor en el sitio aguas abajo.
- ∞ Cambios significativos de la abundancia de los colectores filtradores en función del sitio y etapa. Durante la etapa posterior a la construcción las abundancias de este grupo funcional aumentaron en el sitio aguas abajo.

Debido al escaso tiempo transcurrido desde la puesta en funcionamiento de la presa, las modificaciones observadas en la comunidad bentónica del arroyo Achiras, pueden interpretarse como situaciones transitorias hasta que se alcance un nuevo estado de equilibrio.



## BIBLIOGRAFÍA



## 8. BIBLIOGRAFÍA

- Adler, F.J. 2006. Los Embalses y los Recursos Hídricos Superficiales. CET. Revista de la Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología de la Universidad Nacional de Tucumán. N° 27. 12 pp.
- Allan, J.D. 1995. *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London.388 pp.
- Allan, J.D. & M.M. Castillo. 2007. *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Springer. Dordrecht.436 pp.
- Alonso, A. & J.A. Camargo. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Revista Ecosistemas*, 14(3):87-99.
- Amaidén, M.A. 2008. Distribución del perifiton en un arroyo serrano. Tesis de Licenciatura, Dpto. de Ciencias Naturales. UNRC. 41 pp.
- Ambers, R.K.R. 2007. Effects of a small, century-old dam on a second order stream in the Virginia piedmont. *Southeast. Geogr.*, 47, 181–201.
- Andrade, J. & A. Machado-Allison. 2008. Impacto del control de los ríos. *Bol. Acad. C. Fís., Mat. y Nat.*, Vol. LXVIV N° 4: 31-50.
- Angelaccio, C.; M. Cipponeri & M. Salvioli. 2010. Estudio de impacto ambiental de una presa en el contexto de una cuenca con múltiples intervenciones. Caso de la presa Los Monos. VI Congreso argentino de presas y aprovechamientos energético, Neuquén.
- Angelier, E. 2002. *Ecología de las aguas corrientes*. Editorial Acribia S. A., Zaragoza, España. 217 pp.
- Armitage, P.D. 1978. Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in tees below cow green reservoir and in the unregulated tributary Maize Beck, in the first five years after impoundment. *Hydrobiologia*, 58:145-156.
- Armitage, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effects in lotic macroinvertebrate communities. En: A. Lillehammer & S.J. Salveit (eds). *Regulated Rivers*, p 139-165. Universitetsforlaget, Oslo.

- 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.
- Armitage, P.D. & J.H. Blackburn. 1990. Environmental stability and communities of  
Chironomidae (Diptera) in a regulated river. *Regul. Rivers*, 5: 319-328.
- Barbero, M.D. 2009. Patrones estructurales del bentos y la deriva en un arroyo serrano.  
Tesis de Licenciatura, Dpto. de Ciencias Naturales, UNRC. 72 pp.
- Baxter, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol.  
Syst.*, 8: 255-83.
- Belmonte, L.B. 2006. Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados en tres  
fases hidrológicas en el Bajo Caura. Tesis de Maestría. Universidad Nacional  
Experimental de Guayana. 145 pp.
- Brandimarte, A.L.; M. Anaya & G.Y. Shimizu. 2005. Downstream impact of Mogi-Guaçu  
River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). *Acta Limnol.  
Bras.*, 17(1):27-36, 2005.
- Bravard J.; C. Amorros; G. Pautou; G. Bornette; M. Bornaud; M. Creuze Des Chatellier; J.  
Gilbert; J. Peiry; J. Perrin & H. Tachet. 1997. River incision in south-east France:  
morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research and  
Management* 13, 75-90.
- Bredenhand, E. & M.J. Samways. 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in  
a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *J.  
Insect Conserv.*, 13, 297–307.
- Burkart, R.; N. Bárbaro; R. Sánchez. & D. Gómez. 1999. Eco-regiones de la Argentina.  
Administración de Parques Nacionales. Programa Desarrollo Institucional  
Ambiental. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. 42 pp.
- Castellanos, P.M. & C. Serrato. 2008. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un  
nacimiento de río en el Páramo de Santurbán, Norte de Santander. *Rev. Académica  
Colombiana de Ciencias*. 32 (122): 79-86.
- Caviglia, M.L. 2002. Hidrología ambiental: Relación entre geología- calidad del agua  
superficial/ subterránea y grado de antropización de la Cuenca del arroyo Achiras-  
Del Gato, Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis de Licenciatura, Departamento  
de Geología. UNRC. 139 pp.

- Cibils Martina, L. 2010. Efecto de una Presa sobre Algas Epilíticas de un Arroyo Serrano. Tesis de Licenciatura, Dpto. de Ciencias Naturales, UNRC. 69 pp.
- Corigliano, M.C. 1994. El efecto de los embalses sobre la fauna planctónica y bentónica del río Ctalamochita (Tercero), (Córdoba, Argentina). *Rev. UNRC*, 14: 23–38.
- Corigliano, M.C & G.M. Cossarini. 1984. Zoobentos de arroyos inmisarios del embalse Rio Tercero con especial referencia a la zonación del Río Grande (Calamuchita, Provincia de Córdoba, Argentina). *Rev. Ecosur* 11:85-93.
- Corigliano, M.C. & R. Malpassi. 1998. Food web structure in riffles and marginal pools of a mountain stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 26: 996-1001.
- Corigliano, M.C.; C.M. Gualdoni & B. Bosch. 2004. Atributos estructurales de ensambles de macroinvertebrados en arroyos de la Pedanía San Bartolomé (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 24 (1-2): 57-69.
- Corigliano, M.C.; C.M. Gualdoni; A.M. Oberto & G.B. Raffaini. 1996. Macroinvertebrados acuáticos de Córdoba. En: I. E. Di Tada & E. H. Bucher (eds.). *Biodiversidad de la Provincia de Córdoba: Fauna*. Córdoba, Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto. p. 119-165.
- Death, R.G. & M.J. Winterbourn. 1995. Diversity patterns in stream invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology*, 76:1446-1460.
- Degiovanni, S. 2005a. Gemorfología regional. En: Blarasin M., S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (eds.). *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Universidad Nacional de Río Cuarto, pp.19-29.
- Degiovanni, S. 2005b. 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. En: Blarasin M., S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (eds.). *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Universidad Nacional de Río Cuarto, pp.181-189.
- Degiovanni, S. & M. Blarasin. 2005. Hidrología superficial y morfodinámica de sistemas fluviales. En: Blarasin M., S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (eds.). *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Universidad Nacional de Río Cuarto, pp. 31-39.

- Degiovanni, S.; M. Blarasin & L. Caviglia. 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. En: Blarasin M., S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (eds.). *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Universidad Nacional de Río Cuarto, pp.191-201.
- Dessaix, J.; J.F. Fruget; J.M. Olivier & J.L. Beffy. 1995. Changes of the macroinvertebrate communities in the dammed and by-passed sections of the french upper Rhône after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10:265-279.
- Di Rienzo, J.A.; F. Casanoves; M.G. Balzarini; L. Gonzalez; M. Tablada & C.W. Robledo. InfoStat, software estadístico, versión 2010. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- DI.P.A.S. 2001. Estudio Ambiental preliminar para el proyecto: Presa de Achiras. Provincia de Córdoba, Departamento de Recursos Hídricos. 37pp.
- Doffo, N.; S. Degiovanni & D. Origlia. 2005. Análisis de las causas y procesos involucrados en el deterioro de las obras hidráulicas situadas en la cuenca media de los arroyos del Gato y Las Lajas, Córdoba. En: Blarasin M., S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (eds.). *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Universidad Nacional de Río Cuarto, pp.223-233.
- Dolédec, S.; J. Dessaix & H. Tachet. 1996. Changes within the Upper Rhône River macrobenthic communities after the completion of three hydroelectric schemes: anthropogenic effects or natural change? *Arch. Hydrobiol.*, 136: 19-40.
- Dölling, O.R. 2010. Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina. Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. Buenos Aires. 90 pp.
- Domínguez, E. & H.R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, 656 pp.
- Dufilho, A.C.; P. Macchi & A. Bruce. 2010. Impactos ambientales del proyecto aprovechamiento hidroeléctrico La Elena, Río Corcovado, Provincia de Chubut. VI

Congreso argentino de presas y aprovechamientos energético, Neuquén.

- Elwood, J.W.; J.D. Newbold, R.V. O’neill, & W. Van Winkle. 1983. Resource spiraling: an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. p 3-27. En: T.D. Fontaine III & S.M. Bartell (eds.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science Publisher. Michigan.
- Epler, J.H. 2001. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of north and south Carolina*. North Carolina Department of Environmental and Natural Resources. Division of Water Quality, North Carolina. 526 pp.
- Ffrench, P.W. 2011. Relaciones longitud corporal-biomasa en el bentos de un arroyo serrano. Tesis de Licenciatura, Dpto. de Ciencias Naturales, UNRC. 75 pp.
- Flowers, R.W. & De la rosa. 2010. Ephemeroptera. *Rev. Biol. Trop.*, Vol. 58 (Supl. 4): 63-93.
- Fruget, J.F. 1991. The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhône, France. *Regul. Rivers: Res. Manag.*, 6: 241-255.
- García de Jalón, D.; P. Sanchez, & J.A. Camargo. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regul. Rivers: Res. Manag.*, 9:253-261.
- García de Jalón, D.; R. Sánchez Navarro & J. Serrano. 2007. Alteración de los regímenes de caudales de los ríos. Plan Nacional de Restauración de Ríos. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Politécnica de Madrid. 66 pp.
- García Ruiz, J.M. & J. Puig de Fábregas, 1985. Efectos de la construcción de pequeñas presas en cauces anastomosados del Pirineo Central. *Cuad. Investig. Geográfica*, vol. XI, 1-2.
- Google Earth, 2013.
- Gualdoni, C.M. 1997. Caracterización de las comunidades bentónicas y su fracción derivante en la cuenca del río Chocancharava (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 17(1):37-47.
- Gualdoni, C.M. & M.C. Corigliano. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 11(1):43-49.

- Gualdoni, C.M. & M.C. Corigliano. 2002. Distribución del bentos y la deriva de macroinvertebrados en tramos fluviales con diferentes condiciones de estrés ambiental. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1):1-13.
- Gualdoni, C.M. & A.M. Oberto. 1998. Biological quality assessment in lotic environments of río Carcarañá (Córdoba, Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26:1219-1222.
- Gualdoni, C.M. & A.M. Oberto. 2012. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. *Revista Iheringia*. Porto Alegre 102 (2):177-186.
- Gualdoni, C.M.; C.A. Duarte & E.A. Medeot. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 21:149-162.
- Hart, D.D. & C.M. Finelli. 1999. Physical-Biological Coupling in Streams: The Pervasive Effect of Flow on Benthic Organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 363–395.
- Hart, D.D.; T.E. Johnson; K.L. Bushaw-Newton; R.J. Horwitz; A.T. Bednarek; D.F. Charles; D.A. Kreeger & D.J. Velinsky. 2002. Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *BioScience*, 52, 669–681.
- Hynes, H. B. N. 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia*. 100:93-99.
- Jesus, T.; N. Formigo; P. Santos & G.R. Tavares. 2004. Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic macroinvertebrate communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23(3-4): 241-256.
- Junk, W.J.; P.B. Bayley & R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, p 110-127. En: Dodge, D. P. (eds.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 629 pp.
- Kopas, J. & A. Puentes Riaño. 2009. Grandes represas en América, ¿peor el remedio que la enfermedad? Principales consecuencias ambientales y en los derechos humanos y posibles alternativas. Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente, AIDA.

- Lancaster, J. 2008. Movement and dispersion of insects of stream channels: What role does flow play? En: Lancaster, J. & Briers R. A. (eds.). *Aquatic Insects: Challenges to Populations*. Wallingford, CABI. p. 139-157.
- Leps, J. & P. Smilauer. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press. 269 pp.
- Ligon, F.K.; W.E. Dietrich & W.J. Trush. 1995. Downstream ecological effects of dams, a geomorphic perspective. *BioScience* 45: 183–192.
- Lopretto, E.C. & G. Tell. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Tomo II y III. Ediciones Sur, La Plata.
- Luti, R.; M.A. Bertran; F.M. Galera; N. Müller; M. Berzal; M. Nores; M.A. Herrera & J.C. Barrera. 1979. Vegetación. pp. 318–321. En: Vázquez J.V., R.A. Miatello & M.E. Roqué (dirs.), *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*, Editorial Boltdt, Buenos Aires.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princenton University Press. Princenton, New Jersey. 179 pp.
- Malmquist, H.L.; T. Antonsson; G. Gudbergsson; S. Skulason & S.S. Snorrason. 2000. Biodiversity of macroinvertebrates on rocky substrate in the surf zone of Iceland lakes. *Ver. Int. Verein Limnol.* 27:121-127.
- Marchant, R. 1989. Changes in the benthic invertebrate communities of the Thomson river, Southeastern Australia, after dam construction. *Regul. Rivers*, 4:71-89.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega S.A. Barcelona. 1010 pp.
- Márquez, J.A. 2011. Efecto de la forestación con pináceas sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en cuencas de pastizales de las sierras de Córdoba. Tesis de Licenciatura, Dpto. de Ciencias Naturales. UNRC. 54 pp.
- Martin, G.O. 2005. Estructura y composición del pastizal natural. Serie Didáctica N° 78 de la Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. 49 pp.
- Mc Alece, N.; P.J.D. Lamshead; G.L.J. Paterson & J.D. Gage. 1997. *BioDiversity Professional versión 2*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.



- McCully, P. 1996. *Silenced Rivers. The Ecology and Politics of Large Dams*. London: Zed Books. 359 pp.
- Merrit, R.W. & K.W. Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3<sup>o</sup> Edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, USA. 862 pp.
- Merrit, R.W. & K.W. Cummins. 2006. Trophic relationship of macroinvertebrates. pp 585-601. En: Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (eds.). *Methods in Stream Ecology*. 2<sup>o</sup> Edition, Academic Press. San Diego.
- Montórfano, R.S. & M. Peirano. 2010. Impactos socio ambientales de las mega represas. El caso Garabi. Fundación M'Biguá. Ciudadanía y Justicia Ambiental.
- Munn, M.D. & M.A. Brusven. 1991. Benthic macroinvertebrate communities in non regulated and regulated waters of the Clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers: Research & Management*, vol.6: 1-11.
- Newcomb, T.J.; K.M., Hanna & M.R. Anderson. 2001. Macroinvertebrate forage in the smith river tailwater: feast or famine? *Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish & Wildl Agencies*. 55:116-125.
- Oberto, A.M.; G.B. Raffaini; C.M. Gualdoni & M.C. Corigliano. 2006. Prospección ecológica y de la fauna de invertebrados acuáticos del arroyo Chucul (Prov. de Córdoba). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 26 (1-2):69-81.
- Ode, P. 2005. List of Californian Macroinvertebrate Taxa and Standar Taxonomic Effort. California Aquatic Bioassessment Laboratory Network.
- Ogbeibu, A.E. & B.J. Oribhabor. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, 36: 2427-2436.
- Oggero, A.J. & M.D. Arana. 2012. Inventario de las plantas vasculares del sur de la zona serrana de Córdoba, Argentina. *Hoehnea* 39(2): 171-199.
- Orpella, G.H. 2008. Estructura y diversidad del ensamble bentónico del arroyo Achiras en tramos de ritron. Tesis de Licenciatura, Dpto. de Ciencias Naturales, UNRC. 63 pp.
- Ortega, E.S. & E.M. Blasco. 2008. Panorama de las presas y embalses en Argentina. *Revista de Obras Públicas* N° 3.491.

- Oscoz, J.; F. Campos & M.C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25 (3): 683-692.
- Paggi, A.C. 2009. Diptera, Chironomidae. En: Domínguez, E. & Fernández, H. R. (eds.) *Macroinvertebrados sudamericanos: Sistemática y biología*. Tucumán, Fundación Miguel Lillo. p.383-409.
- Pérez, R.G. 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Petts, G.E. 1987. Time-scales for ecological change in regulated rivers. En: Craig, J.F. & J.B. Kemper (eds.). *Regulated Streams. Advances in Ecology*. Plenum, New York, pp. 257–266.
- Petts, G.E. 1984. *Impounded Rivers. Perspectives for ecological management*. John Wiley & Sons. Chichester.326 pp.
- Petts, G.E. 1990. Regulation of large rivers: problems and possibilities for environmentally-sound river development in South America. *Intersciencia* 15: 388-395.
- Poff, N.L. & D.D. Hart. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience*, 52:659-668.
- Poff, N.L. & J.V. Ward. 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.
- Poff, N.L. & J.V. Ward. 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. & J.K.H. Zimmerman. 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.; J.D. Olden; D. Merritt & D. Pepin. 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.; J.D. Allan; M.B. Bain; J.R. Karr; K.L. Prestegard; B.D. Richter; R.E. Sparks & J.C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47:769-784.
- Postel, S. & B. Richter. 2003. *Rivers for life: managing water for people and nature*. Island Press, Washington, DC. 1:1-41.
- Prat, N. & J.V. Ward. 1994. The tamed river. En: Margalef, R. (eds.). *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. p 219-236, Elsevier Science.
- Prenda Marín, J. 1993. La ecología de un río en un ambiente mediterráneo. El ejemplo del Guadalete. Jornadas sobre el Agua. Federación Ecologista Pacifista Gaditana. *Revista Quercus*.
- Principe, R.E. 2010. Ecological effects of small dams on benthic macroinvertebrate communities of mountain streams (Córdoba, Argentina). *Ann. Limnol. Int. J. Lim.*, 46: 77-91.
- Principe, R.E.; C.M. Gualdoni; A.M. Oberto; G.B. Raffaini & M.C. Corigliano. 2010. Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 20:257-268.
- Sabater S.; J.C. Donato; A. Giorgi & A. Elosegui. 2009. El río como ecosistema. En: Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA.
- Salomón, M.; E. Abraham; C.M. Sánchez; M. Rosell; R. Thomé; J. López & H. Albrieu. 2010. Análisis de los impactos ambientales generados por las presas sobre los sistemas de riego. Cuenca del Río Mendoza. En: Tecnologías para el uso sustentable de agua de regadío. Universidad de Lisboa. p. 357 – 375.
- Schumm, S.A. 1969. River metamorphosis. Proc. Amer. Soc. Civil Eng. *Journal of the Hydraulics Division*. pp. 255-273.
- Sharma, C.M.; S. Sharma; R. Borgstrom & I. Bryceson. 2005. Impacts of a small dam on macroinvertebrates: A case study in the Tinau River, Nepal. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, 8, 267–275.
- Skalak, K.; J. Pizzuto & D.D. Hart. 2009. Influence of small dams on downstream channel characteristics in Pennsylvania and Maryland: implications for the long-term geomorphic effects of dam removal. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 45, 97–109.

- Sloto, R.A. 1987. Effect of urbanization on the water resources of Eastern Chester County, Pennsylvania. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report* 87-4098. 131 pp.
- Stanford, J.A. & J.V. Ward. 1981. Preliminary interpretation of the distribution of Hydropsychidae in a regulated stream. En: Moretti G.P. (ed.) *Proc. 3rd. Int. Symp. on Trichoptera*. Serie Entomologica. Vol. 20. W. J. Junk Publishers. The Hague.
- Stanford, J.A. & J.V. Ward. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*. 12 (1):48-60.
- Stanford, J.A.; J.V. Ward; W.J. Liss; C.A. Frissell; R.N. Williams; J.A. Lichatowich & C.C. Coutant. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 391- 414.
- Suárez, M.L.; M.R. Vidal-Abarca; M.M Sánchez-Montoya; J. Alba-Tercedor; M. Álvarez; J. Avilés; N. Bonada; J. Casas; P. Jáimez-Cuéllar; A. Munné; I. Pardo; N. Prat; M. Rieradevall; M. J. Salinas; M. Toro, & S. Vivas. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 21: 135-148.
- Talavera Jiménez A.; J. Matutano Cuenca; J. Esquivias; M.T. Segura; Madrona Moreno & F. Tarragona Gómez. 2007. Conservación de ríos.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Šmilauer. 1998. CANOCO Reference Manual and User`s Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (versión 4). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA. 352 pp.
- Thornton, K.W.; B.L. Kimmel; & F.E. Payne. 1990. Reservoir limnology: Ecological perspectives. John Wiley & Sons, Inc. Somerset, New Jersey. 246 pp.
- Tomanova, S.; E. Goitia & J. Helesic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556:251-264.
- Tonkin, J.D. & R.G. Death. 2013. Macroinvertebrate drift-benthos trends in a regulated river. *Fundam. Appl. Limnol.*, Vol. 182/3, 231–245.
- Toro, M.; S. Robles; J. Avilés; C. Nuño; S. Vivas; N. Bonada; N. Prat; J. Alba-Tercedor; J. Casas; C. Guerrero; P. Jáimez-Cuéllar; J.L. Moreno; G. Moyá; G. Ramon; M.L. Suárez; M.R. Vidal-Abarca; M. Álvarez & I. Pardo. 2002. Calidad de las aguas de

- los ríos mediterráneos del proyecto Guadalmed. Características físico-químicas. *Limnetica* 21: 63-75.
- Torralva, M.M.; F.J. Oliva; N.A. Ubero-Pascal; J. Malo & M.A. Puig. 1996. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el Río Segura (S.E. España). *Limnética*, 11 (2): 49-56 (1996).
- Vallania, A.E. & M.C. Corigliano. 2006. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the Grande River (San Luis, Argentina). *Environ. Monit. Assesss.*, 124:201-209.
- Vallania, A.E.; A.I. Medina & M.E. Sosa. 1998. Estructura de la comunidad de Trichoptera en un arroyo regulado de la provincia de San Luis, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 57: 7-11.
- Vannote, R.L.; G.W. Minshall; K.W. Cummins; J.R. Sedell & C.E. Cushing .1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(1):130-137.
- Vinson, R.M. & C.P. Hawkins. 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin and regional scales. *Annu. Rev. Entomol.* 43:271-293.
- Ward, J.V. 1976. Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. En: J.F. Orsborn & C.H. Allman (eds.). *Instream flow needs symposium 2*, p 235-253. American Fisheries Society, Bethesda.
- Ward, J.V. 1982. Ecological aspects of stream regulation: responses in downstream lotic reaches. *Water Pollut. Manag. Rev. (New Delhi)*, 2: 1–26.
- Ward, J.V. 1984. Stream regulation of the upper Colorado river: channel configuration and thermal heterogeneity. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1862- 1866.
- Ward, J.V. 1989. The four dimensional nature of lotic ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*. 8(1): 2-8.
- Ward, J.V. 1992. *Aquatic insect ecology. Biology and hábitat*. Willey and Sons, New York.
- Ward J.V. & J.A. Stanford. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. En: Ward J.V. & Stanford J.A. (eds.). *The ecology of regulated streams*. Plenum Publishing Corporation, New York, 35–55.

- Ward J.V. & J.A. Stanford. 1983a. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. En: T.D. Fontaine & S.M. Bartell (eds.). *Dynamics of Lotic Ecosystems*. p 347-356.
- Ward, J.V. & J.A. Stanford. 1983b. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. En: Fontaine, T.D. & S.M. Bartell (eds.). *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan. pp. 29-42.
- Ward, J.V. & J.A. Stanford. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regul. Rivers: Res. Manag.*, 11, 105–119.
- Weaver, L.A & G.C. Garman. 1994. Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 123: 162-172.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, Third Edition.
- Wiederholm, T. 1983. *Chironomidae of the Holartic Region: keys and diagnoses*. Parte 1. Larvae. *Entomologica Scandinavica. Suplemento 19*: 1-457.
- Yeager, B.L. 1994. Impacts of Reservoirs on the Aquatic Environment of Regulated Rivers. Tennessee Valley Authority, Water Resources, Aquatic Biology Department, Norris, Tennessee.



| Universidad Nacional de Río Cuarto |