

Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Tesina de grado en Ciencias biológicas
Profundización en Ecología

**EVALUACIÓN DE CALIDAD DE AGUA EN UN SISTEMA
LÓTICO BAJO IMPACTO LECHERO MEDIANTE EL USO
DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS**

Autor: NATALIA VILABOA

Orientador: DR. RAFAEL AROCENA

Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales.

Sección Limnología.



Montevideo, Uruguay, Octubre 2012.

RESUMEN

El deterioro de la calidad de agua de los ecosistemas fluviales es un problema a nivel global. En Uruguay, la contaminación orgánica en cursos de agua es muy frecuente. Una de sus causas es el vertido de efluentes orgánicos provenientes de industrias sin saneamiento ambiental, principalmente la lechería. Los macroinvertebrados acuáticos son muy utilizados como bioindicadores de la calidad del agua por su sensibilidad a los cambios en las condiciones ambientales integrando los efectos a largo plazo. El estudio se llevó a cabo en la cañada Clara, ubicada en el departamento de San José, Uruguay. Ésta recibe efluentes sin depurar procedentes de tres tambos de mediano tamaño. El objetivo fue evaluar el efecto del vertido de los efluentes en la calidad de agua. Esto permitirá además determinar la eficiencia del método de tratamiento de efluentes que se instaló posteriormente. Se eligieron seis zonas en el curso de agua: aguas arriba y debajo de cada uno de los tres tambos. Se muestrearon macroinvertebrados acuáticos con corer y red de mano, se midieron parámetros fisicoquímicos y se tomaron muestras de sedimento. En todas las zonas se realizó un estudio estadístico para la cantidad de materia orgánica y se aplicaron índices de diversidad y calidad de agua para los macroinvertebrados. Los resultados indican que los efluentes de los tambos generaron cierto impacto en la cañada, como se refleja en la conductividad en todos ellos, aunque el impacto parece significativo sólo en uno de los tambos por la cantidad de materia orgánica, la dominancia de *Chironomidae* y el índice BMWP. Esto puede asociarse a un menor desarrollo de su zona riparia, pudiendo amortiguar menos el impacto. El conocimiento del efecto de las actividades antrópicas sobre nuestros recursos hídricos es imprescindible para su entendimiento y posterior manejo.

*"Del agua brotó la vida. Los ríos son la sangre que nutre la tierra,
y están hechas de agua las células que nos piensan,
las lágrimas que nos lloran y la memoria que nos recuerda.
La memoria nos cuenta que los desiertos de hoy fueron los bosques de ayer,
y que el mundo seco supo ser mundo mojado,
en aquellos remotos tiempos en que el agua y la tierra
eran de nadie y eran de todos (...)"*

**'De agua somos',
(Marzo 22 Día del Agua. Los hijos de los días,
Eduardo Galeano, 2012).**



AGRADECIMIENTOS

A las personas que me enseñaron, apoyaron y de alguna manera influyeron desde el inicio de mi licenciatura hasta el final.

En especial, a quienes hicieron posible este trabajo del cual aprendí muchísimo: al Dr. Rafael Arocena, cuya guía en el proceso a través de las diferentes etapas de la pasantía y escritura de la tesina fue clave. A Tamara Avellan, por hacernos partícipes del proyecto e introducirnos en este tema que nos entusiasmó. A mis correctores, Juan Pablo Pacheco y Enrique Morelli por brindar sus valiosas opiniones y aportes.

A Soledad, por acompañarme en la etapa de pasantía que empezamos juntas. A mi familia y demás amigos, por su aliento y cariño, que son siempre fundamentales para lograr las cosas que uno se propone en la vida.

A todos,
¡Gracias!

INDICE

1. Introducción	6-12
1.1. La contaminación orgánica en cursos de agua y el impacto de la lechería.	6
1.2. La contaminación orgánica: Sus efectos bióticos y abióticos.....	7
1.3. El uso de bioindicadores.....	8
2. Objetivo	11
2.1. Objetivo general.....	11
2.2. Objetivos específicos.....	11
3. Hipótesis	12
4. Materiales y métodos	13-17
4.1. Área de estudio.....	13
4.2. Obtención y procesamiento de muestras.....	14
4.3. Análisis de datos.....	17
5. Resultados	20-27
5.1. Físicoquímica	20
5.2. Vegetación.....	24
5.3. Macroinvertebrados acuáticos	24
5.4. Tramos: aguas arriba versus aguas abajo.....	27
6. Discusión	32-35
6.1. Físicoquímica.....	32
6.2. Vegetación.....	33
6.3. Macroinvertebrados acuáticos.	33
6.4. Otras consideraciones.....	36
7. Conclusión	38
8. Perspectivas	39
9. Anexo	40-44
9.1. Tablas	40
9.2. Fotos	45
10. Bibliografía	49-54

11. INTRODUCCIÓN

1.1. La contaminación en cursos de agua y el impacto de la lechería.

Las actividades humanas han alterado profundamente el equilibrio natural de las aguas superficiales del planeta debido al empleo de los ecosistemas fluviales como vía para la eliminación de desechos, deteriorando así la calidad del agua (Allan, 2007). Las fuentes de contaminación suelen ser las aguas residuales de origen doméstico con o sin tratamiento, los efluentes industriales y las aguas de escorrentías desde zonas agropecuarias y urbanas (Chapman, 1996). En Uruguay, las alteraciones más frecuentes en las aguas superficiales son la eutrofización en lagos y embalses, y la contaminación orgánica en cursos de agua (Conde *et al.*, 2002). La contaminación orgánica resulta más común en nuestro país debido a que, en general, las ciudades o pueblos tienen uno o más cursos de agua a los que se vierten efluentes de origen doméstico o de industrias principalmente alimenticias (Conde *et al.* 2002). Dichos efluentes contienen contaminantes de gran impacto, entre ellos nutrientes, materia orgánica, grasas y aceites, metales y otros (Chapman, 1996).

Los tambos son un ejemplo de industrias alimenticias contaminantes, los cuales vierten un exceso de materia orgánica alóctona al agua superficial (Harrison, 2001). Durante las últimas décadas, la producción lechera ha progresado continuamente en el Uruguay, siendo hoy en día una de las principales fuentes de ingreso en nuestra economía (Casanova, *et al.* 2000). Se ubica como el mayor productor de leche per cápita en América Latina por el desarrollo tecnológico y aumento de producción por área (Villamil, 2012). La lechería es una de las actividades antrópicas más contaminantes en nuestro país, debido a esta característica intensiva de su producción, generando un mayor impacto por área y una carga orgánica mucho más concentrada que el agua residual de origen doméstico (Arocena, *et al.* 2012). La polución del agua superficial y profunda debido a los desechos orgánicos, especialmente estiércol y orina, es uno de los principales problemas que ocasiona; pero además se introducen patógenos y se erosiona el suelo por pastoreo (MGAP, 2008; MVOTMA, 2000). Actualmente, la legislación demanda que las instalaciones de

los establecimientos lecheros posean un sistema de tratamiento de efluentes, además de la utilización de agua de buena calidad para asegurar la calidad sanitaria del producto (MVOTMA, 2008). El agua es el principal recurso utilizado en la producción lechera, su calidad y preservación es muy importante ya que se destina también para el consumo humano y animal, y por ser un recurso no renovable (Casanova *et al.*, 2000). El manejo de efluentes y la disminución de carga de contaminantes resulta fundamental en un esquema de producción sustentable (MVOTMA, 2000). Los estándares de vertido a curso de agua se encuentran en los 60 mg/l de DBO₅, por lo que debe alcanzarse una remoción de más de 95% del efluente de tambo ya que éste suele presentar una gran carga orgánica del orden de los 2500 mg/l de DBO₅ (MVOTMA, 2008). A pesar del gran avance en tecnología y producción en la industria lechera, muchos tambos carecen aún de saneamiento ambiental, principalmente por falta de mantenimiento de los sistemas de tratamiento (MVOTMA, 2000).

1.2. La contaminación Orgánica: sus efectos bióticos y abióticos

Los desechos orgánicos sufren diferentes procesos una vez que llegan a los cursos de agua. La materia orgánica particulada gruesa (MOPG) se deposita y pasa a formar parte del sedimento, mientras que la materia orgánica particulada fina (MOPF) se mantiene suspendida en la masa líquida (Roldán & Ramírez, 2008). Luego de la dilución y procesos físicos purificadores, la materia es degradada a moléculas inorgánicas mediante acción de microorganismos descomponedores que consumen grandes cantidades de oxígeno disuelto (Lampert & Sommer, 2007; Harrison, 2001).

Cuando la cantidad de materia orgánica supera la capacidad de autodepuración del ecosistema, la descomposición de ésta genera hipoxia o anoxia, favoreciendo competitivamente a aquellos organismos tolerantes a estas condiciones, los cuales generalmente pasan a dominar en la comunidad, presentándose una baja diversidad de especies (Lampert & Sommer, 2007; Roldán, 2003). Los individuos que mueren, se convierten en nuevo sustrato orgánico para los descomponedores (Wetzel, 1981).

El aporte de sólidos suspendidos provenientes de los efluentes genera turbidez, la cual reduce la disponibilidad de luz afectando de forma negativa a los organismos fotosintéticos (Harrison, 2001). La consecuente descomposición de dichos organismos y de la materia orgánica alóctona, puede incrementar la cantidad de nutrientes como el fósforo y nitrógeno (Harrison, 2001; Wetzel 1981). La disponibilidad natural de estos nutrientes en los ecosistemas acuáticos es menor a la demanda por parte de los organismos, por lo que limitan su crecimiento (Wetzel, 1981). Las actividades humanas pueden generar una eutrofización en el sistema acuático, que es un enriquecimiento por fósforo y nitrógeno que provoca un desequilibrio en la dinámica de nutrientes (Allan, 2007) y un consecuente aumento de la biomasa algal (Harrison, 2001), dándose un complejo desbalance en la productividad primaria y secundaria, y cambios en los factores abióticos (Khan *et al.*, 2005). Esto puede repercutir a mayor escala en las aguas corrientes, ya que se da un importante transporte de materiales disueltos a lagos y océanos (Allan, 2007).

Este conjunto de eventos resulta en un deterioro de la calidad del agua. Para evitar la degradación de los cuerpos de agua es necesario evaluar el impacto de las actividades humanas mediante métodos adecuados, entre ellos, la utilización de indicadores bióticos.

1.3. El uso de Bioindicadores

Los bioindicadores son comunidades de organismos que indican el estado de salud de un ecosistema a través de cambios en presencia/ausencia y/o abundancia de individuos, debido a que poseen rangos de tolerancia de amplitud reducida en relación a una o más condiciones ambientales (estenóicos), entre las cuales pueden sobrevivir, crecer y reproducirse (Rosenberg & Resh, 1993; Alba & Tercedor, 1996).

El uso de comunidades naturales de macroinvertebrados acuáticos (> 500 μm) como bioindicadores de calidad de agua es muy extendido y son muchas sus ventajas (Chapman, 1996). En los arroyos, los macroinvertebrados comprenden principalmente artrópodos, especialmente los insectos en sus formas larvares; anélidos oligoquetos e

hirudíneos; moluscos, crustáceos y otros grupos (Allan, 2007). El oxígeno disuelto y la disponibilidad de alimento son factores abióticos que condicionan a los macroinvertebrados, variables que suelen correlacionarse al estado del sistema acuático (Schebler *et al.*, 2008).

Su abundancia y presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales posibilita la realización de estudios comparativos (Rosenberg & Resh, 1993).

Las técnicas de colecta e identificación son más baratas que los análisis químicos, aunque se suele requerir más tiempo y bibliografía para la determinación taxonómica e interpretación de los datos obtenidos (Reece & Richardson, 1999).

Los ciclos de vida de los invertebrados acuáticos son relativamente largos en comparación con otros organismos, por lo que son buenos integrando temporalmente las alteraciones del medio ambiente a través de cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades (Rosenberg & Resh, 1993; Chapman 1996). Son asimismo, representativos de la zona del arroyo donde desarrollan su ciclo vital. Estas características sumadas a su hábito sedentario, los convierte en "monitores" de la calidad de agua, integrando los efectos a largo plazo (Rosenberg & Resh, 1993; Reece & Richardson, 1999; Lampert & Sommer, 2007). Los análisis fisicoquímicos brindan información más breve en el tiempo. Debido a que ambas aproximaciones reflejan diferentes períodos de tiempo del ambiente acuático, es conveniente complementarlas (Chapman 1996, Alba-Tercedor, 1996).

El rol trófico de los macroinvertebrados en cursos de agua es clave (Alonso & Camargo, 2005). Muchas especies del bentos son fuente primaria de consumo de numerosas especies de peces. Cumplen una importante participación en la degradación de la materia orgánica y el ciclado de nutrientes, permitiendo de este modo el funcionamiento de otros niveles tróficos y de los tramos fluviales inferiores (Alonso & Camargo, 2005; Reece & Richardson, 1999). Están influenciados en forma importante por el aporte de detritos de origen alóctono (Schebler, 2008). Existe diferente sensibilidad dentro de los grupos de las comunidades de estos

invertebrados, siendo algunos muy susceptibles a la contaminación (Rosenberg & Resh, 1993); ya que su alta diversidad taxonómica, trófica y de ciclos de vida genera diferentes respuestas a las perturbaciones ambientales (Alonso & Camargo, 2005).

Una especie con buena capacidad bioindicadora de determinadas condiciones ambientales es aquella que se encuentra siempre en un tipo de hábitat y su población es dominante frente a las del resto, o se encuentra en similar proporción (Roldán & Ramírez, 2008). La clasificación de los macroinvertebrados según su tolerancia a la contaminación se realiza en base a tres grandes grupos: las especies sensibles (o intolerantes), las tolerantes y las resistentes (Alba-Tercedor, 1996).

Las especies sensibles, incluyen algunas familias de las larvas acuáticas de los insectos dentro de los órdenes *Ephemeroptera*, *Trichoptera* y *Plecoptera* (Alonso & Camargo, 2005; Roldán & Ramírez, 2008), las cuales requieren altas concentraciones de oxígeno disuelto en agua para vivir. En general, se encuentran en ambientes con gran diversidad de hábitats y microhábitats (Roldán & Ramírez, 2008). Las especies tolerantes, se encuentran representadas por algunas familias de *Diptera* y principalmente *Heteroptera*, *Odonata* y *Coleoptera*; otros invertebrados como bivalvos y gasterópodos *Pulmonata* (Roldán & Ramírez, 2008). En el último grupo, los resistentes, las principales especies pertenecen a la familia Chironomidae (Zilli et al. 2009; Roldán & Ramírez, 2008) y otras familias dentro del orden *Diptera*, incluyendo a toda la clase *Oligochaeta* (Callisto et al., 2004). Los macroinvertebrados resistentes presentan adaptaciones que les permite sobrevivir en condiciones adversas, una de las estrategias son sus cortos ciclos de vida (Alonso & Camargo). Los quironómidos, en particular, poseen pigmentos respiratorios específicos para fijar oxígeno a muy baja concentración y así soportar períodos temporales de anoxia. Además, son animales detritívoros que se alimentan de materia orgánica en el sedimento (Schowalter, 2009).

En síntesis, en un ecosistema de aguas limpias (bien oxigenadas, transparentes y oligotróficas) se espera hallar poblaciones dominantes de efemerópteros, plecópteros y tricópteros (Barbour et al. 1999; Roldán & Ramírez, 2008). Sin embargo,

también en bajas proporciones odonatos, hemípteros, dípteros, neurópteros, crustáceos y otros grupos menores (Roldán & Ramírez, 2008). En ríos que muestran indicios de contaminación o en estado de recuperación, se espera encontrar poblaciones de hirudíneos, determinados moluscos, quironómidos y oligoquetos (Barbour *et al.* 1999; Roldán & Ramírez, 2008); en menor proporción efemerópteros y tricópteros (Roldán & Ramírez, 2008). En ríos cuyas aguas están recibiendo materia orgánica en exceso (poco oxigenadas, turbias y eutróficas) se espera hallar poblaciones dominantes de oligoquetos, quironómidos y determinados moluscos. También pueden encontrarse algunos individuos de los grupos indicadores de aguas limpias en forma ocasional (Roldán & Ramírez, 2008). Si la estructura y composición de los macroinvertebrados se aleja de lo esperado para el ecosistema, estaría indicando signos de contaminación (Alba-Tercedor, 1996).

Las características de la comunidad de macroinvertebrados ha permitido la realización de estudios limnológicos en muchos sistemas acuáticos afectados por actividades antrópicas en diferentes países (Prat *et al.*, 2009). En algunos gobiernos como los europeos, la legislación exige la evaluación biológica del impacto de las actividades humanas (Alba-Tercedor, 1996). En América del Sur, son también muy utilizados, sin embargo, su difusión no es tan amplia (Prat *et al.*, 2009). Su aplicación resulta de gran utilidad en la evaluación de los efectos de la contaminación por tamos, debido a la naturaleza principalmente orgánica de sus efluentes.

2. OBJETIVOS

Objetivo General

El objetivo general de este estudio es la evaluación del efecto de efluentes provenientes de tambos en un arroyo de planicie bajo impacto lechero, a través de su caracterización fisicoquímica y del uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores.

Objetivos específicos

- Determinar si hay cambios en los parámetros fisicoquímicos por influencia de los efluentes orgánicos.
- Determinar la cantidad de materia orgánica en el sedimento.
- Determinar si la diversidad de los macroinvertebrados acuáticos está influenciada por los efluentes orgánicos.

3. HIPÓTESIS

La hipótesis planteada es que los efluentes orgánicos de los tambos provocarán un impacto sobre el curso de agua, que se verá reflejado en sus características físico-químicas y en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

Resultados esperados

Se espera la disminución de la calidad del agua debido al impacto de los efluentes orgánicos, evidenciado por una disminución de la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados y elevada carga orgánica en el sedimento.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

Uruguay junto al centro-este de Argentina y parte de Río Grande do Sul en Brasil, forman parte de la Provincia biogeográfica pampeana. Ésta se caracteriza por cursos de agua de planicie con sedimentos que datan del período cenozoico, ricos en detritos orgánicos y alta turbidez (Rodrigues *et al.*, 2001).

El área de estudio se encuentra en el departamento de San José, ubicado al sur del país. Alrededor de la ciudad de Libertad se enmarca parte de una importante cuenca lechera que también abarca regiones de los departamentos de Florida, Canelones y Montevideo, la cual concentra el 60% de la producción de leche del país (Villamil, 2012). La concentración de tambos en esta zona se debe a la alta productividad de los suelos, buena disponibilidad de agua y a la proximidad de los mercados (MVOTMA, 2008). El principal problema ambiental en esta zona es la contaminación de los recursos hídricos, particularmente por la actividad de los tambos sin saneamiento y diferentes actividades industriales, agrícolas y ganaderas; siendo foco de preservación las Cuencas del Río Santa Lucía, San José y el acuífero Raigón (DINOT, 2010) fuente de agua potable para la ciudad de Libertad declarado vulnerable en 1999 (MVOTMA, 2000).

La Cañada Clara, nace al sur del centro urbano de la ciudad de Libertad y es uno de los tributarios del arroyo Flores. La cañada recibe efluentes de tres tambos de mediano tamaño (180 vacas en ordeño en promedio) a lo largo de su curso, de los cuales ninguno poseía saneamiento en el momento de estudio, aunque durante el mismo, se instaló un sistema de doble laguna con humedal artificial superficial en el primer tambo (aguas arriba). Esto fue parte de un plan piloto iniciado en el 2008 para evitar la contaminación del acuífero Raigón mediante el manejo integrado de la cuenca del arroyo Flores, el cual es afluente del río San José que constituye una fuente importante del acuífero (Avellan *et al.*, 2009). El humedal instalado abarca unos 736

m2 y fue plantado con juncos *Schoenoplectus* sp. Su construcción evita que los efluentes se viertan directamente en la cañada. Hace poco más de una década funcionó un sistema similar, el cual dejó de funcionar por falta de mantenimiento (Avellan et al., 2009).

No existen antecedentes de estudio en la cañada Clara.

4.2. Obtención y procesamiento de muestras

Se escogieron 3 tramos de arroyo cercanos a cada uno de los 3 tambos que vierten sus efluentes a lo largo de la cañada Clara (Fig.1). En cada tramo se tomó una zona (E) aguas arriba y otra aguas debajo de los puntos de vertido de efluentes de los tambos (1a y 1b; 2a y 2b; 3a y 3b) (tabla 1 y Fig. 2).

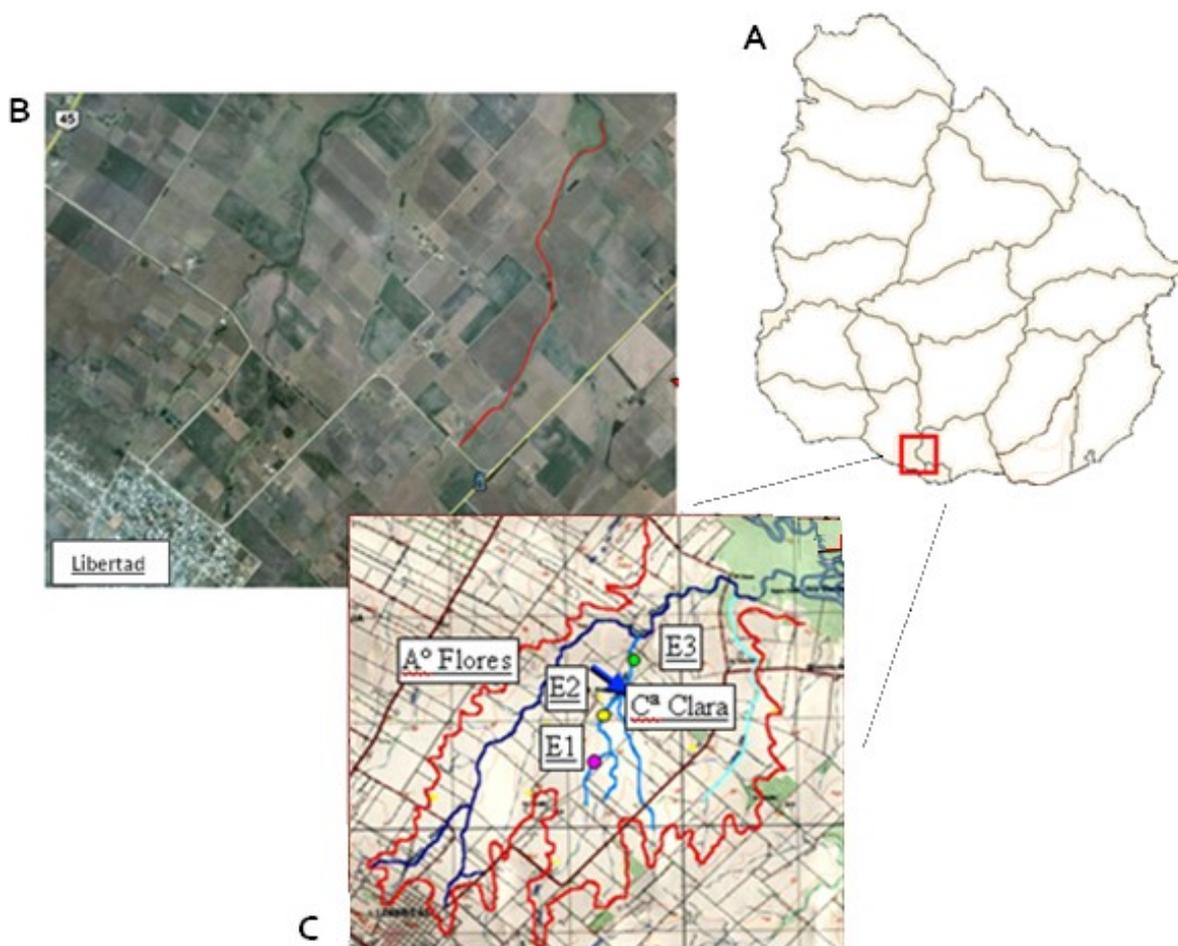


Figura 1. A. Localización de la cañada Clara A. En el depto. de San José, Uruguay. B. En imagen satelital (rojo). C. En la cuenca hidrográfica del arroyo Flores (azul) y ubicación de los 3 tramos de la cañada (E1-E3) que reciben efluentes orgánicos.

Tabla 1. Localización de cada zona muestreada mediante coordenadas geográficas.

Zonas	1a	1b	2a	2b	3a	3b
Latitud S	34°37'24"	34°37'21"	34°36'39"	34°36'22"	34°35'45"	34°35'35"
Longitud W	56°35'19"	56°35'13"	56°34'54"	56°34'50"	56°34'37"	56°34'27"



Figura 2. Imágenes satelitales de los tramos 1 (izquierda), 2 (derecha) y 3 (abajo). Se señala en color celeste –A aguas arriba- y en color rojo –B aguas debajo- de los tambos (Fuente: Google Earth).

Se realizó un muestreo en el mes de abril de 2009. En cada zona se midió *in situ* profundidad (m), temperatura (°C), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxígeno disuelto (mg/l) y pH. El ancho del curso y el tipo de sedimento se estimaron mediante observación directa.

Se consideró la diversidad de hábitats utilizando dos técnicas de muestreo para recolectar los macroinvertebrados acuáticos. Se ubicaron 10 puntos al azar dentro de cada zona para la obtención de muestras aleatorias de macroinvertebrados bentónicos mediante corer de 5,2 cm de diámetro. Estas 10 réplicas fueron integradas en una sola muestra. Además, se tomó por cada zona una muestra de macroinvertebrados en la vegetación acuática mediante red de mano de 30 cm de diámetro y malla de 0.5 mm, pasando la red por toda la zona durante 1 minuto aproximadamente. El método de corer es cuantitativo y el de red es semicuantitativo, ambos son estandarizados por unidad de esfuerzo- por área y por tiempo de muestreo respectivamente (Ramírez, 2010). La distribución generalmente agregada de los macroinvertebrados, hace necesario la obtención de la mayor cantidad de réplicas posible con el menor esfuerzo que permita estimar la abundancia lo más exacta y precisa posible (Arocena, 1999). De esta manera, se enfatizan las variaciones debidas al ambiente reduciendo variaciones que puedan deberse a la metodología utilizada (Ramírez, 2010).

Todas las muestras de macroinvertebrados se colocaron en frascos y se fijaron con alcohol al 70%. Se muestrearon 3 puntos aleatorios en cada zona para la obtención de muestras de sedimento extraídas con cuchara de plástico. Se conservaron en frío para posterior análisis de contenido de materia orgánica.

Las muestras de macroinvertebrados en el laboratorio se procesaron utilizando un tamiz de 0,5 mm. Luego, los organismos se determinaron bajo lupa hasta el máximo nivel de resolución taxonómica posible. Los oligoquetos y quironómidos se montaron en una gota de glicerina en los casos requeridos, para ser analizados bajo microscopio. La determinación taxonómica se realizó según las claves de Lopretto & Tell (1995), Brinkhurst & Marchese (1989), Merrit & Cummins (1984) entre otras.

El contenido de materia orgánica en el sedimento se determinó por el método de pérdida de peso por ignición (APHA, 1998). De cada muestra de sedimento se extrajo 2g aproximadamente, pesados en una balanza de 0,1mg de resolución. La diferencia de pesos expresada como porcentaje del peso seco representa la cantidad de materia orgánica (Arocena, 1999).

4.3. Análisis de datos

Los parámetros físico-químicos de los tramos y sus respectivas zonas fueron comparados entre sí. Se realizó un ANOVA bifactorial anidado ($\alpha=0,05$) al contenido de materia orgánica entre tramos mediante el programa estadístico STATISTICA v.10. Se realizó un test de student adaptado a muestras muy pequeñas (permutation T test, $\alpha=0,05$) para el análisis del contenido de materia orgánica entre zonas dentro de cada tramo mediante el programa estadístico PAST.

Las comunidades de macroinvertebrados se caracterizaron a través de parámetros e índices de diversidad. Se compararon a nivel de familia entre zonas de cada tramo respecto de su composición taxonómica, abundancia de individuos, riqueza de taxones, índice de diversidad de Shannon, equitatividad de Shannon e índice de calidad biológico Biological Monitoring Working Party para Colombia (BMWP/Col) según Roldán & Ramírez (2008). En el caso de las familias que no aparecieron en la adaptación colombiana del índice BMWP, se puntuaron con la adaptación ibérica -BMWP'- según Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) para que no quedaran sin contabilizar. Los cálculos se realizaron a partir de la suma de las abundancias de cada taxón de macroinvertebrados colectados en las muestras de red y corer. El análisis estadístico de dichas muestras no pudo efectuarse debido a la falta de réplicas. Aunque no se realizaron pruebas estadísticas se señalaron las diferencias más evidentes.

Cálculos para los macroinvertebrados acuáticos

La *diversidad de Shannon-Weaver* se calculó según:

$$H = -\sum P_i \times \ln P_i$$

P_i =Proporción de cada taxón

\ln = logaritmo natural en base e

Este índice representa la probabilidad de encontrar una familia en una muestra.

La *equitatividad de Shannon* se calculó según:

$$J = H / \ln(S)$$

H =Índice de Shannon; S =riqueza

\ln = logaritmo natural en base e

Este índice representa la uniformidad de la distribución de las familias en una muestra.

La *dominancia de Simpson* se calculó según:

$$D = P_i / AT$$

P_i = Proporción de cada familia.

AT = número total de individuos de la muestra.

Este índice representa la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra pertenezcan a la misma familia.

El índice *BMWP/col* (Biological Monitoring Working Party)

$$BMWP = \frac{\sum T_i}{n}$$

T_i = puntaje de tolerancia para cada taxón

n = número de familias

Es un índice cualitativo (presencia/ausencia). La puntuación de cada familia se encuentra en un rango del 1 al 10 según su tolerancia a la materia orgánica. Los valores más bajos dentro de este rango se asignan a los organismos más tolerantes y los más altos a aquellos más sensibles.

5. RESULTADOS

5.1. Fisicoquímica

La velocidad de la corriente observada en la cañada fue muy baja, por lo que no fue posible realizar su medición en ninguno de los tramos (por debajo del límite de detección del equipo). La granulometría observada del sedimento fue bastante similar entre tramos, con sedimento limoso en el tramo 1 y limo-arenoso en tramos 2 y 3.

La profundidad varió entre 10-70 cm entre todos los tramos, siendo máxima en la zona 1a (70 cm) y mínima en la zona 1b (50 cm).

El pH osciló entre valores neutros y levemente alcalinos entre todos los tramos, siendo máximo en la zona 1b (8) y mínimo (7) en zonas 1a y 3b. La temperatura entre tramos fue poco variable, presentándose la diferencia máxima (5 °C) entre las zonas 1a (19 °C) y 1b (24 °C).

La cantidad de oxígeno disuelto se encontró en un rango de 2.1 mg/l en el tramo 3 (a y b) y 7.7 mg/l en zona 1b. Mostró diferencias (3.2 mg/l) entre zonas del tramo 1, siendo mayor en 1b. Entre zonas del tramo 2, (3.5 mg/l) fue mayor en 2a (fig. 3A).

La conductividad fue mayor aguas abajo en todos los tramos respecto de aguas arriba, un poco más del doble en tramos 1 y 2, y un 50% en el tramo 3. La mínima se registró en la zona 1a (240 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y la máxima en la zona 2b (760 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (fig. 3B) (tabla 2).

El contenido en materia orgánica entre tramos varió de 2.3%-18.5% en zona 2a y 3b respectivamente. Las diferencias en materia orgánica entre tramos resultaron significativas ($p=0.046$). El tramo 1 mostró una diferencia significativa ($p=0.0001$).

No se halló diferencias significativas en materia orgánica dentro del tramo 2 ($p=0.666$) ni 3 ($p=0.403$), (fig. 3C; tablas 3, 4A y 4B).

Tabla 2. Características morfométricas del curso, parámetros fisicoquímicos del agua y del sedimento, aguas arriba (a) y abajo (b) del vertido de efluentes en las zonas de muestreo en la cañada Clara.

	E1a	E1b	E2a	E 2b	E3a	E3b
Ancho (m)	3.0	2.5	1.0	1.5	5.0	5.0
Profundidad (cm)	70	50	20	30	10	10
pH	7.1	7.9	7.4	7.7	7.2	7.1
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	240	540	360	760	470	690
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	19.2	24.3	21.2	20.3	19.3	19.8
Oxígeno disuelto (mg/l)	4.5	7.7	6.2	2.7	2.1	2.1
Tipo de sedimento	Limoso	Limoso	Limo-arenoso	Limo-arenoso	Limo-arenoso	Limo-arenoso

A.

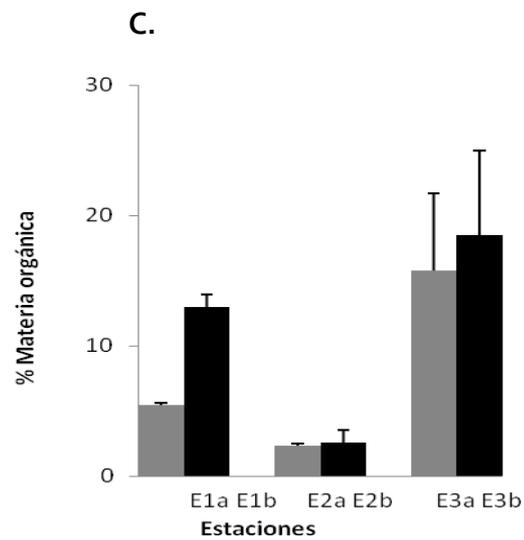
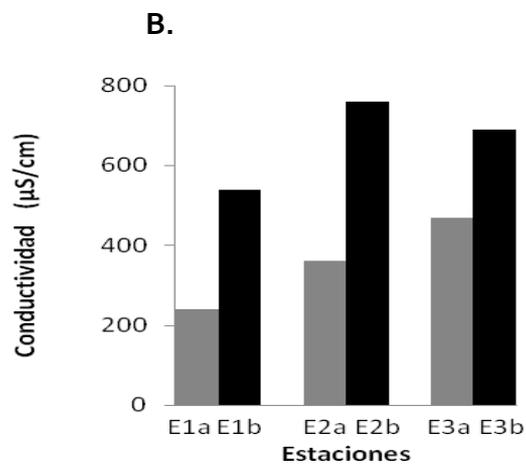
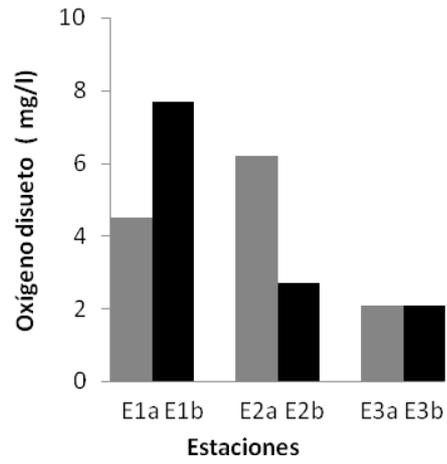


Figura 3.A. Oxígeno disuelto (mg/l) aguas arriba (en gris) y abajo (en negro).B. Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$). aguas arriba (en gris) y abajo (en negro). C. % Materia orgánica en cada zona aguas arriba (en gris) y abajo (en negro) y sus desvíos estándar.

Tabla 3. % Materia orgánica por zonas mostrando las tres réplicas, su media y desvío estándar (D) respectivos.

Tramos	Media	D
E1a	5,4	0,18
E1b	12,9	9,57
E2a	2,3	0,17
E2b	2,6	0,94
E3a	15,8	5,94
E3b	18,5	6,47

Tabla 4A. ANOVA bifactorial anidado para el contenido de materia orgánica entre tramos (E) y zonas (S) con un intervalo de confianza 95%. Factor de variación (FV), GL (Grados de Libertad), F (F de Fisher), P (Probabilidad de la hipótesis nula).

FV	GL	F	P
E	2	1.147.625	0.046120
S	3	112.915	0.376261

Tabla 4B. TEST DE STUDENT (permutation t test –Pt-) para el contenido de materia orgánica entre zonas de los tramos 1, 2 y 3 (E1, E2 y E3, respectivamente) con un intervalo de confianza 95% y N permutaciones=10000

Tramo	Pt
E1	0.0001
E2	0.666
E3	0.403

5.2. Vegetación

El área lindante de la cañada Clara se caracterizó por suelos de pastura en zonas 1a, 3a y 3b y áreas de cultivo en zonas 1b, 2a y 2b.

El monte ribereño en el tramo 1, mostró muy poco desarrollo aguas arriba y ningún desarrollo aguas abajo. En el tramo 2, se observó presencia de chircales aguas arriba, aguas abajo escaso desarrollo con la presencia de talas. En el tramo 3, se observó la presencia de caraguatás y monte ralo en ambas zonas.

También se observó presencia de hidrófitas en algunas zonas. En la zona 1a, se registraron plantas flotantes. En la zona 2a, se registró la presencia del género *Ludwigia* sp. y de la especie *Polygonum punctatum* en la zona 2b. En el tramo 3, se observaron plantas emergentes en ambas zonas.

5.3. Macroinvertebrados acuáticos

En total fueron colectados 1678 macroinvertebrados acuáticos en la cañada Clara, pertenecientes a 43 taxones. La clase Insecta estuvo representada por 6 órdenes, siendo Coleoptera y Diptera los que presentaron mayor número de familias. Del resto de las clases Gastropoda y Oligochaeta presentaron el mayor número de familias.

Las mayores abundancias las presentó Diptera con la familia Chironomidae (*Chironomus* sp. con 375 y *Goeldichironomus* sp. con 176), Amphipoda con la familia Hyalellidae (253), Gastropoda con la familia Planorbidae (*Drepanotrema* sp. con 185), e Hirudinea con la familia Glossiphonidae (124).

El género *Chironomus* sp. estuvo presente en todos los tramos, presentando su máximo en zona 1b (140) y su mínimo en 2a (10). *Hyalella* sp. también se halló en todos los tramos excepto en zona 1b, presentando su máximo en zona 2b (127) y su

mínimo en 1a (7). El género *Drepanotrema* sp. estuvo presente en todas las estaciones excepto en la zona 3a, presentando su máximo en zona 1a (105) y su mínimo en 1b (4). *Goeldichironomus* sp. se halló en todos los tramos excepto en 1b, su mínimo se obtuvo en zona 1a (8) y su máximo en 3a (99). La familia *Glossiphonidae* estuvo ausente en el tramo 1, su mínimo se encontró en zona 1a y su máximo en 3a (tabla 2 anexo).

Los insectos, excepto efemerópteros y dípteros, aparecieron prácticamente sólo en las muestras de red. Los demás grupos se capturaron mediante red y corer, encontrándose más representados en las muestras de corer (tabla 1 anexo).

Tabla 5. Abundancia total, riqueza específica, Índice de Shannon-Weaver (H'), equitatividad (J), dominancia de Simpson (D) para los macroinvertebrados acuáticos en cada zona muestreada.

Zona	1A	1B	2A	2B	3A	3B
Abundancia	168	151	102	481	317	459
Riqueza	13	6	18	29	24	24
H'	1.43	0.37	2.46	2.40	1.95	2.50
J	0.535	0.226	0.852	0.713	0.614	0.788
D	0.420	0.850	0.115	0.367	0.209	0.104

Tabla 6. Índice BMWP/Col para cada zona.

Zona	1A	1B	2 ^a	2B	3A	3B
Puntaje	60	22	62	85	73	64
Calidad	Dudosa	Crítica	Aceptable	Aceptable	Aceptable	Aceptable

A.

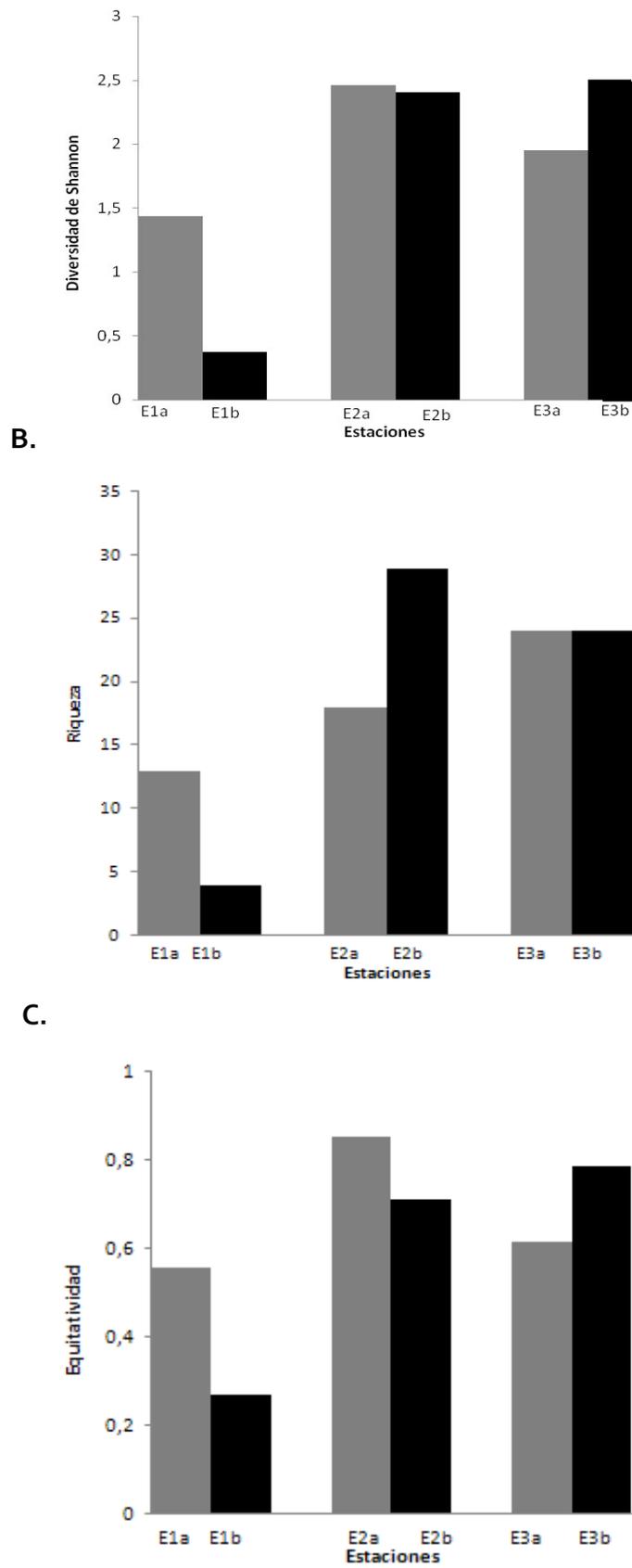


Figura 4. En cada tramo (estaciones) aguas arriba (en gris) y aguas abajo (en negro): A. Índice de Diversidad de Shannon, B. Riqueza taxonómica y C. Equitatividad.

5.4. Tramos: aguas arriba versus aguas abajo

Diversidad

En el tramo 1, la abundancia total fue ligeramente mayor aguas arriba (168) que abajo (151). La riqueza de taxones e índice de Shannon mostraron valores mayores aguas arriba que abajo, 13 frente a 6 y 1.43 frente a 0.37 respectivamente (Figs. 6 y 7). El índice de dominancia de Simpson resultó, por lo contrario, menor en la zona 1a, resultando además más equitativa (0.535) que abajo (0.226) (Fig. 4 y tabla 5).

En el tramo 2, la abundancia total fue menor aguas arriba (102) que abajo (481), al igual que la riqueza 18 frente a 29 respectivamente. El índice de Shannon fue de 2.46 y 2.40, indicando una diversidad similar antes y después del tambo respectivamente; al igual que la equitatividad 0.852 frente a 0.713 (fig 4 y tabla 5).

En el tramo 3, la abundancia total resultó menor aguas arriba (317) que abajo (459). La riqueza resultó similar en ambas zonas (24), al igual que la equitatividad aguas arriba (0.614) y abajo (0.788). El Índice de Shannon fue menor aguas arriba (1.95) que abajo (2.50) (fig. 4 y tabla 5).

Índice BMWP

En el tramo 1, el índice BMWP se correspondió con el límite superior de la categoría aguas moderadamente contaminadas (60), contrastando con aguas muy contaminadas en E1b (22) (tablas 6 y anexo tablas 2 y 3).

En el tramo 2, el índice BMWP resultó aceptable para ambas zonas (73 y 64 respectivamente) (tablas 6 y anexo tablas 2 y 3).

En el tramo 3, El índice BMWP se ubicó en la categoría de aguas en el límite entre moderadamente contaminadas en la zona 2a (62) y ligeramente contaminadas en la zona 2b (85) (tablas 6 y anexo tablas 2 y 3).

Abundancias relativas

En el tramo 1, el molusco *Drepanotrema* sp. (105) fue dominante aguas arriba y aguas abajo dominó *Chironomidae* (140). La abundancia de coleópteros, hemípteros y odonatos resultó mayor aguas arriba, aunque se hallaron bajas abundancias relativas (Fig. 9). Se observó presencia de peces en la zona 1b.

En el tramo 2, aguas arriba las abundancias fueron relativamente similares entre las familias *Chironomidae*, *Planorbidae* y *Hyaellidae*. Aguas abajo dominó la familia *Hyaellidae* sp. (127), siguiéndole en abundancia *Chironomidae* (110) especialmente *Chironomus* sp. y *Goeldichironomus* sp., apareciendo en esta zona los géneros *Parachironomus* sp. y *Larsia* sp. Se destacan las abundancias relativas del efemeróptero *Baetis* sp. (48) y los gasterópodos de la familia *Planorbidae*, *Drepanotrema* sp. (41) y *Biomphalaria* sp. (23). La cantidad de coleópteros y hemípteros aguas abajo también incrementaron aunque en pequeño número, apareciendo taxones que estuvieron ausentes en las muestras de aguas arriba (fig. 10).

En el tramo 3, la familia *Chironomidae* dominó tanto aguas arriba (176) como abajo (134). Si se suma la abundancia de *Culicidae* (69) *Parachironomus* sp (6) aguas abajo, resulta una dominancia de dípteros en dicha zona. Aguas arriba se destaca también la proporción de Hirudinea (76). Aguas abajo se destaca la proporción de los anfípodos *Hyaellidae* (78) y los oligoquetos *Naididae* (30), además encontrándose moluscos del género *Drepanotrema* sp. sólo en ésta zona. La presencia de coleópteros y hemípteros fue mayor aguas abajo, sin embargo, se hallaron pocos individuos (fig.11).

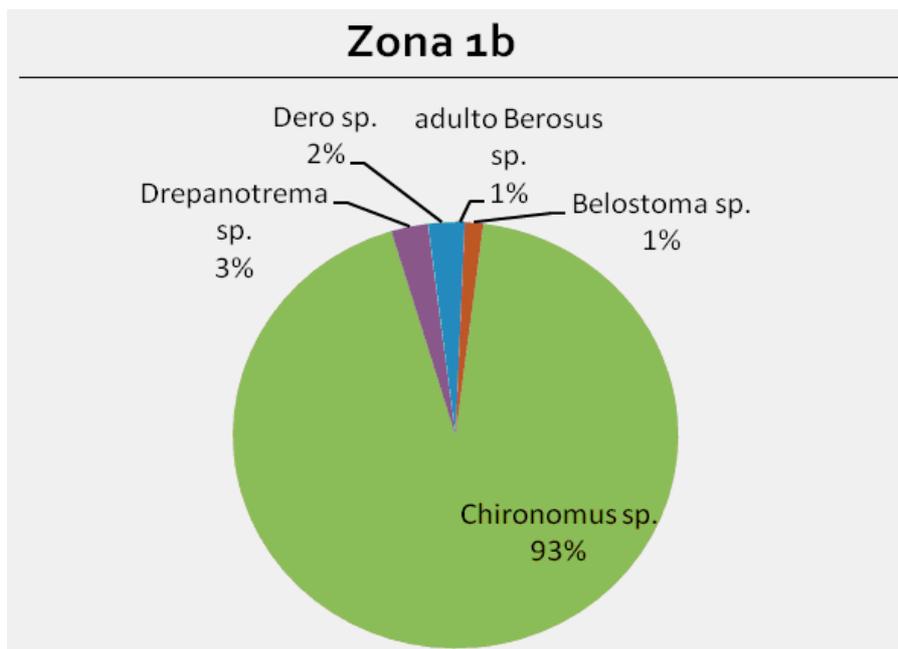
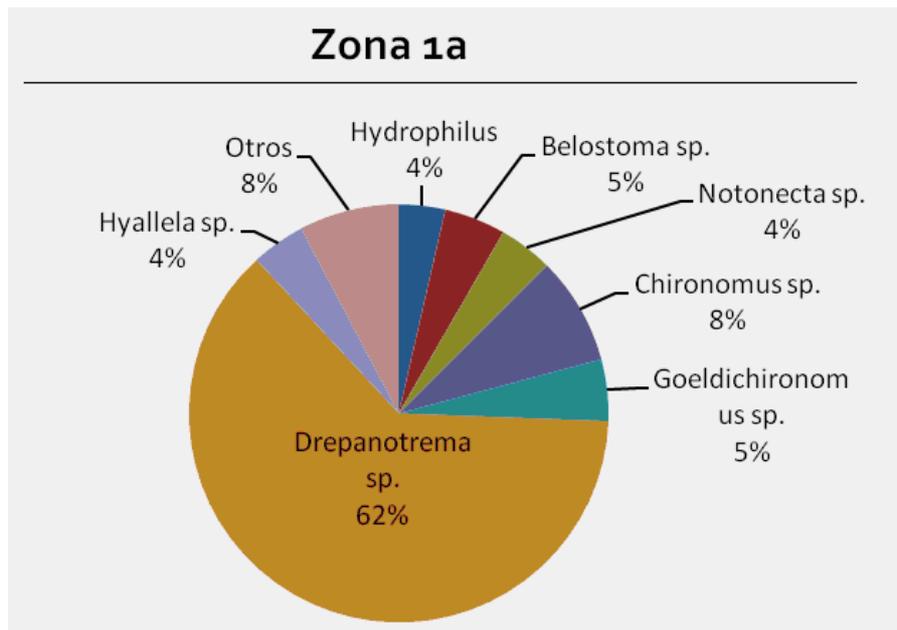


Figura 5. Abundancias relativas de los macroinvertebrados acuáticos en el tramo 1 aguas arriba (zona 1a) y abajo (zona 1b).

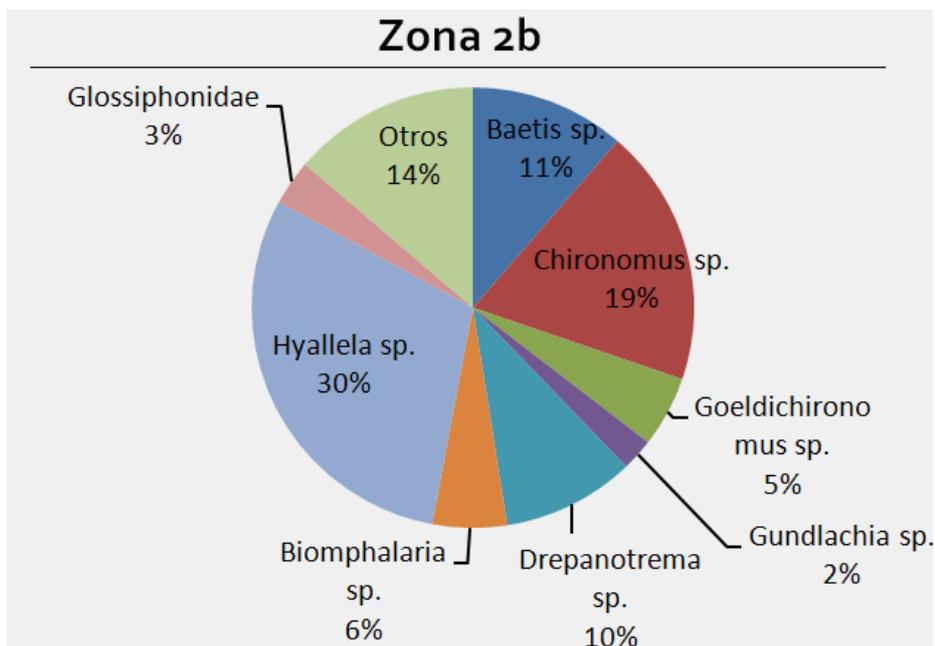
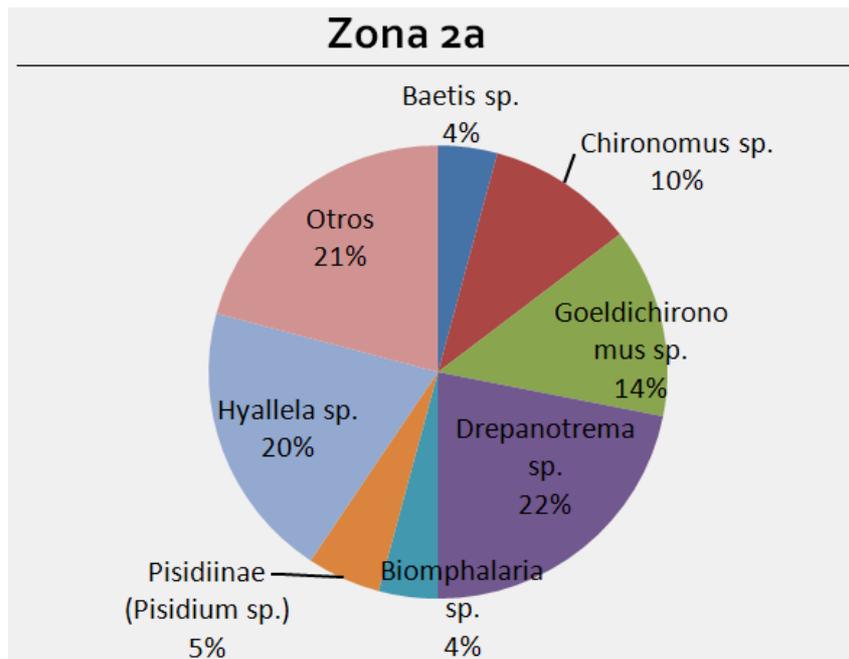


Figura 6. Abundancias relativas de los macroinvertebrados acuáticos en el tramo 2 aguas arriba (zona 2a) y abajo (zona 2b).

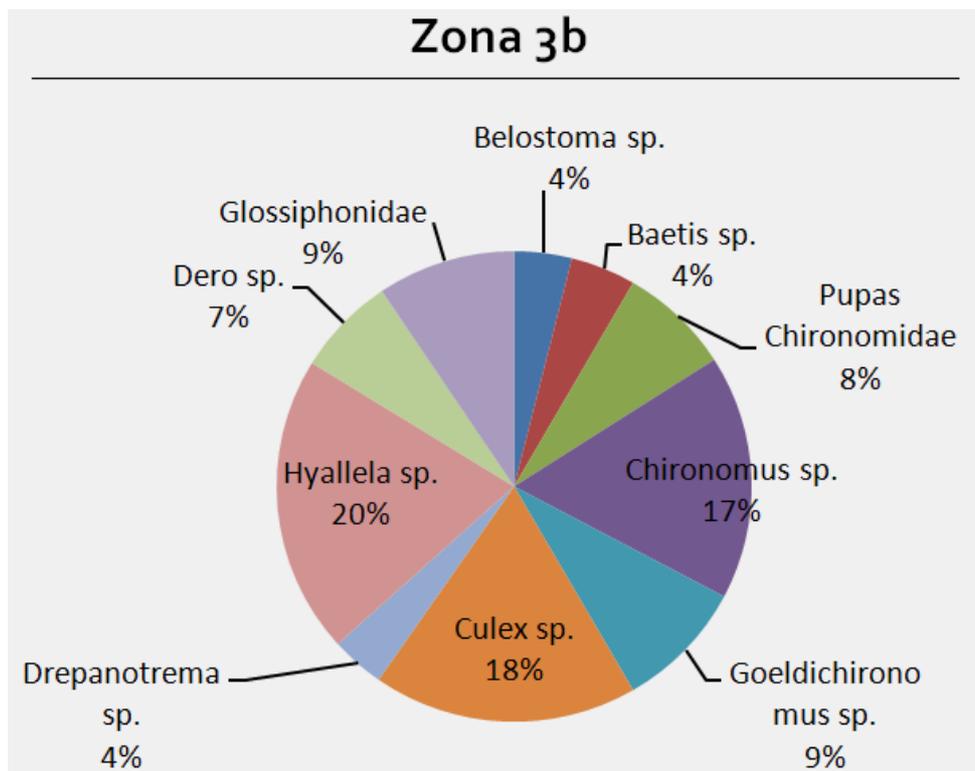
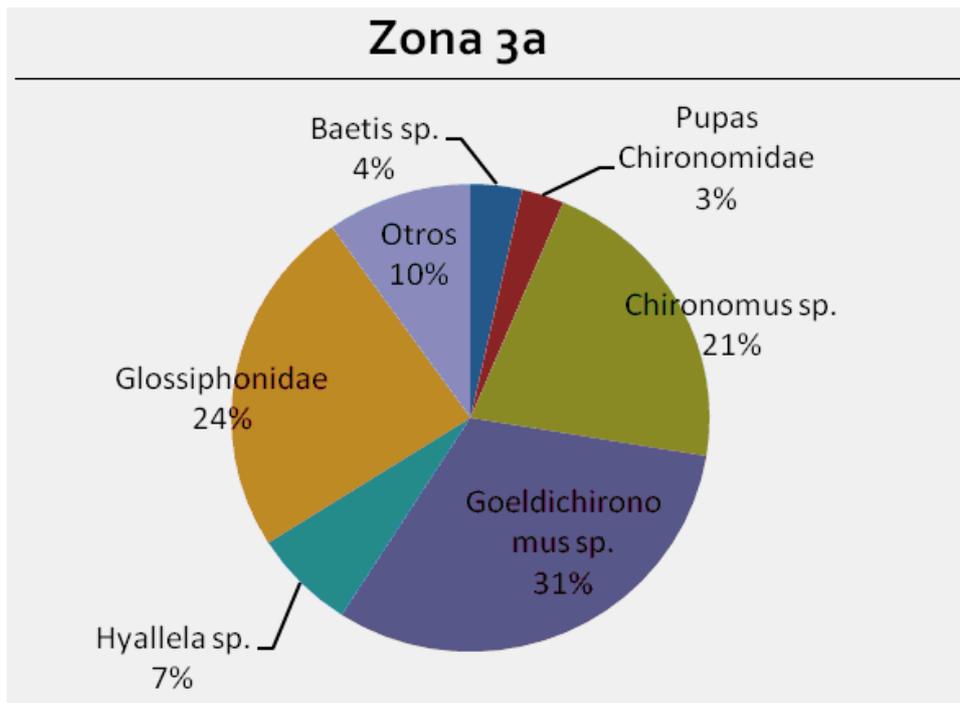


Figura 7. Abundancias relativas de los macroinvertebrados acuáticos en el tramo 3 aguas arriba (zona 3a) y abajo (zona 3b).

6. DISCUSIÓN

Los resultados indican que la cañada mostró signos de contaminación orgánica que se relacionan al vertido de efluentes orgánicos de los tambos, reflejados en diferencias aguas arriba y abajo en los factores bióticos y abióticos, los cuales se discuten a continuación.

6.1. Fisicoquímica

No se observaron diferencias en el tipo de sedimento entre zonas, lo que permitió la comparación de los macroinvertebrados entre tramos sin que los cambios fueran atribuibles a este importante factor en la estructuración de estos organismos. Además, las características morfométricas del curso de agua fueron relativamente homogéneas.

Todos los puntos muestreados mostraron valores de pH normales para aguas corrientes.

La mayor temperatura del agua registrada sólo en la zona 1b podría relacionarse a la disminución de la profundidad del agua. Aunque esta disminución no fue muy grande, fue mayor que en el resto de los tramos, y tal vez suficiente para evitar la acumulación de agua más fría en el fondo.

En todos los tramos se observó una diferencia en la conductividad aguas abajo, sobretodo en los tramos 1 y 2. Esto refleja mayor cantidad de sólidos disueltos en el agua que recibe efluentes, pudiendo asociarse a un aporte asociado a los tambos. La velocidad de la corriente es un factor muy importante en la calidad del agua. Al ser muy baja la velocidad, se da mayor acumulación de materia orgánica en el sedimento y se oxigena menos, deteriorándose el curso de agua. La cantidad de materia orgánica significativamente mayor en la zona 1b parece deberse al impacto de efluentes sobre la cañada.

El aumento en oxígeno en la zona 1b no se correlaciona con lo esperado, ya que si el efluente genera impacto debería disminuir este parámetro. En la zona 2b se registró una diferencia en el oxígeno que puede deberse al impacto de su efluente.

La obtención de datos de nutrientes en sedimentos y disueltos hubiese sido muy útil, además de la obtención de réplicas para los valores fisicoquímicos.

6.2. Vegetación

El monte ribereño cumple una importante función ecológica en los ríos ya que retiene nutrientes y partículas que llegan por escorrentía, ejerciendo un efecto directo sobre la calidad del agua (Elosegi & Díez, 2009). La escasez de monte ripario en la cabecera sería un factor responsable en las características de este tramo, en el que el principal aporte de materia orgánica a la cañada provendría de los efluentes. El deterioro del tramo 1 aguas abajo podría relacionarse también al nulo desarrollo de su zona riparia y a la ausencia de vegetación acuática. Asimismo, fue el único tramo donde se reconoció un uso diferente del suelo entre zonas (pastura versus cultivo), lo que además podría estar influyendo en las diferencias encontradas, aunque esto no depende únicamente de la zona cercana al curso sino del uso de la cuenca a mayor escala. En los tramos 2 y 3, es donde la zona riparia estuvo más conservada, lo que podría haber amortiguado los efectos del vertido de efluentes en relación al primer tramo.

6.3. Macroinvertebrados

La mayoría de los taxones identificados corresponden a macroinvertebrados resistentes a la contaminación, mostrando diferencias en sus abundancias relativas aguas arriba y abajo. Los quironómidos poseen adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamiento que les permite tolerar el rango más amplio de condiciones ecológicas entre los insectos acuáticos (Schebler, *et al.* 2008). El género *Chironomus* sp. es característico de ambientes contaminados por materia orgánica en

descomposición (Roldán, 2003). Se caracterizan por contener hemoglobina que facilita la difusión de oxígeno en ambientes anóxicos (Schowalter, 2009). *Goeldichironomus* sp. también abunda en ambientes con materia orgánica y son colonizadores pioneros de ambientes efímeros (Zilli *et al.*, 2009).

Entre los organismos más sensibles presentes en la cañada, los efemerópteros *Caenis* sp. y *Baetis* sp. se alimentan de detrito y presentan buena tolerancia ambiental (Roldán & Ramírez, 2008). Los plecópteros y tricópteros, particularmente importantes por su valor como indicadores de aguas limpias, estuvieron ausentes tanto aguas arriba como aguas abajo de los tramos muestreados. Según Rodrigues *et al.* (2001) la ausencia de plecópteros y la baja proporción de efemerópteros y tricópteros es un fenómeno común en los cursos de agua de la Provincia biogeográfica pampeana, a diferencia de lo observado en ríos de montaña. Por tanto, su ausencia no se asocia a un impacto por efluentes de los tambos ya que no hubo diferencias entre zonas. Pueden estar influyendo diversos factores como la reducida corriente, la ausencia de sustrato rocoso y predominio de sedimento limo-arenoso. Dichos organismos, así como los efemerópteros, suelen desarrollarse en ambientes con grano grueso y baja conductividad (Arocena *et al.*, 2000). La aparición de efemerópteros, especialmente *Baetis* sp. en los tramos 2 y 3 podría relacionarse al pequeño aumento en el tamaño de grano de limo a limo-arenoso.

Respecto a los odonatos y moluscos bivalvos, estuvieron presentes las familias *Coenagrionidae* y *Libellulidae*, indicadores de buena y mala calidad de agua respectivamente, estando la primera en mayor proporción. El bivalvo *Pisidium* sp., es tolerante a alta concentración de nutrientes (Martins-Silva & Barros, 2001). Los integrantes de la familia de gasterópodos pulmonados Planorbidae también son resistentes y muy característicos de ambientes contaminados (Roldán, 2003).

Otros macroinvertebrados propios de sistemas contaminados por materia orgánica como los oligoquetos tubificidos, estuvieron presentes en baja proporción, aunque representados exclusivamente por *Limnodrilus* sp., uno de los géneros más tolerantes.

La utilización combinada de red y corer permitió recolectar muestras integradas de diferentes ambientes que representaron mejor la presencia de este grupo de distribución altamente agregada. La aparición de los insectos principalmente en las muestras de red se debe a su hábito más superficial, mientras que los demás grupos de macroinvertebrados colectados estuvieron presentes principalmente en las muestras de corer por penetrar el sedimento. Los quironómidos se encuentran en ambos ambientes, como lo sugiere su aparición en gran número tanto en muestras de red como de corer en el tramo 3. La colecta mediante ambas técnicas de muestreo contempló la distribución diferencial por la heterogeneidad espacial. La falta de los datos de réplicas para determinar la significancia de los datos y de estacionalidad para evaluar la variabilidad temporal es un aspecto crítico.

Diversidad, Índice BMWP y abundancias relativas

En el tramo 1, aguas abajo los valores más bajos en riqueza de taxones, equitatividad -debido a la dominancia de *Chironomus* sp.- e índice de Shannon cercano a cero, indicarían signos de contaminación. Dichos resultados coincidieron con el índice BMWP, mostrando una conspicua diferencia en calidad de agua entre las zonas, señalando además a la zona 1b como la más contaminada de la cañada. El mayor puntaje BMWP aguas arriba que abajo se asocia a la presencia de grupos más sensibles en esta zona (*Hydrophilus* sp., *Belostoma* sp., *Notonecta* sp.) frente a una ausencia total de los organismos más sensibles a la contaminación orgánica aguas abajo. En cuanto a los macroinvertebrados resistentes, aunque el molusco del género *Drepanotrema* sp., tolerante a la contaminación orgánica, dominó fuertemente aguas arriba, el díptero *Chironomus* sp. dominante aguas abajo, es uno de los organismos más resistentes y un típico indicador de baja calidad de agua.

En el tramo 2, el índice BMWP correspondiente a la categoría de aguas de calidad aceptable, el índice de Shannon y equitatividad obtenidos indicarían un estado similar entre zonas. Aunque según el índice BMWP se clasificaron en igual clase, el valor del índice resultó un poco mayor aguas arriba, siendo inclusive la zona que obtuvo mayor puntaje, indicando mejor calidad de agua. Esto se debe a que el índice

sólo considera la relación presencia/ausencia y no las abundancias relativas. La abundancia total de organismos y la riqueza taxonómica aumentaron notoriamente en la zona 2b, pero la abundancia fue contribuida mayoritariamente por las familias más tolerantes (*Hyaellidae*, *Chironomidae*, *Panorbidae*). El aumento en la riqueza, a su vez, fue dado por muy pocos representantes de cada taxón. La alta abundancia de quironómidos podría estar relacionada a una disminución del oxígeno disuelto aguas abajo.

En el tramo 3, según el índice BMWP ambas zonas se clasificaron con calidad de agua aceptable, aunque aguas abajo resultó un poco más baja la puntuación, por presencia de algunos taxones más tolerantes. La equitatividad en cambio resultó mayor aguas abajo, al igual que la diversidad de Shannon que presentó valores algo mayores. En general, las abundancias relativas de los organismos más resistentes como los dípteros no mostraron diferencias muy evidentes. A pesar de una alta abundancia relativa de hirudíneos aguas arriba, los cuales proliferan en ambientes enriquecidos con materia orgánica, otros organismos muy resistentes como las familias *Naididae*, *Planorbidae* y *Hyaellidae*, presentaron altas abundancias relativas aguas abajo, indicando quizás un mayor deterioro en esta zona. La presencia únicamente de efemerópteros tolerantes (*Baetis* sp., *Caenis* sp.) aguas abajo en los tramos 2 y 3 podría relacionarse a la contaminación.

6.4. Otras consideraciones

La estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos podría responder en cierta medida a los efectos de una severa sequía reciente en la zona de estudio, en el período 2008-2009, la que constituyó una de las más grandes en los últimos tiempos. El muestreo se había planeado para noviembre del 2008, sin embargo la cañada estaba seca en esa fecha y debió realizarse en abril al final de la sequía. No pudo realizarse después de abril ya que el funcionamiento del sistema de tratamiento comenzaría en breve y además la época calurosa llegaba a su fin. Los cuerpos de agua con sedimento fino presentan baja diversidad naturalmente,

por ello es conveniente realizar la toma de muestras en verano, cuando el efecto de la contaminación por vertido de efluentes sobre la comunidad de macroinvertebrados suele ser mayor y por lo tanto más apreciable (Arocena, 2000).

Los disturbios son factores dominantes en la organización de los organismos fluviales. En los disturbios naturales o antropogénicos, la abundancia y diversidad de los organismos más sensibles se ve disminuida (Lake, 2000). Sin embargo, en el caso del vertido de efluentes los cambios atribuibles a éstos se evidencian por diferencias entre aguas arriba y abajo. En cuanto al índice biológico y número de taxones por familia, no son modificados por una sequía, contrastando con lo que sucede en los eventos de contaminación (Lake, 2000). De este modo, las variaciones observadas se corresponden con un disturbio antropogénico, es decir contaminación orgánica en este caso.

El índice BMWP debe aplicarse teniendo en cuenta la distribución geográfica de las familias implicadas, ya que sus valores de tolerancia en América del Sur varían según gradientes de altitud, temperatura, latitud, ecorregiones, etc., por la amplia variedad de ambientes en el continente (Prat *et al.*, 2009). El índice adaptado para arroyos pampeanos de Argentina, no pudo ser aplicado en el análisis debido a que clasifica según zonas de corriente y la cañada no pudo ser caracterizada en este sentido por el poco flujo de agua. Existe un nuevo índice para el Uruguay por Chalar *et al.* 2011. El índice unimétrico de diversidad de Shannon-Weaver (H') que considera la distribución relativa de los individuos entre los diferentes taxones, generalmente presenta valores altos en ríos no perturbados. Sin embargo, se discute su uso ya que sólo considera riqueza y abundancia de especies y no su identidad. Este índice es sensible sólo cuando la contaminación es muy alta, pero puede presentar valores altos en niveles de contaminación intermedia (Prat *et al.*, 2009).

7. CONCLUSIONES

Los tambos por ser de mediano tamaño no generaron un impacto crítico en general. Podría considerarse que hay suficiente distancia entre ellos para que sus efectos no sean acumulativos, dado el poco flujo de agua en la cañada. La evidencia de esto es que el impacto sobre el curso de agua parece ser mayor en el primer tramo.

Todos los tramos mostraron algún signo de contaminación aguas abajo. La conductividad fue más alta luego del vertido de los efluentes de todos los tambos, principalmente en los dos primeros. Sin embargo, aunque este reflejo de mayor cantidad de sólidos disueltos no parece haber sido significativo en los tramos 2 y 3, ya que la diversidad de macroinvertebrados no muestra evidencias muy evidentes ni la materia orgánica. La zona 1b es la más contaminada de la cañada, lo que está apoyado por el índice BMWP, la dominancia de la familia de dípteros *Chironomidae* y la mayor cantidad de materia orgánica significativa. En los últimos tramos, el impacto aparentemente menor de los tambos podría ser reflejo de un mayor desarrollo de la zona riparia que funcione como filtro para la remoción de materia orgánica.

8. PERSPECTIVAS

En cuanto al conocimiento de la fauna de macroinvertebrados, los quironómidos son de gran importancia en las investigaciones limnológicas debido a su alta resistencia a condiciones desfavorables, en especial a la contaminación orgánica, pero la información disponible acerca de su ecología aún no es suficiente en los ambientes lóticos (Schebler *et al.*, 2008; Zilli *et al.* 2009). En nuestro país, también existe una gran carencia de información sobre el resto de los macroinvertebrados, lo que representa una importante limitante en el desarrollo de los estudios.

Los signos de contaminación por efluentes de tambos en la cañada Clara son una evidencia más de cómo la actividad lechera impacta en los cursos de agua de nuestro país. La preocupación primordial debería ser el control del vertido de efluentes sin depurar en los sistemas acuáticos. En este sentido, también resulta de importancia la conservación del monte ripario, como parece demostrarlo el menor impacto estimado en tramos 2 y 3. Las áreas explotadas para pastura y cultivo y aquellas donde se ubican los tambos deberían estar intercaladas con zonas de mayor abundancia de vegetación para poder contribuir con esta meta y evitar que se superpongan ambos disturbios.

Este estudio pretende ser un eslabón más en el proceso de aprendizaje e implementación de sistemas de gestión en los cursos de agua en el Uruguay. La cañada Clara forma parte de una importante red hidrográfica y los impactos sobre esta permitirán una mejor evaluación de los efectos sobre el resto del circuito.

9. ANEXO

9.1. TABLAS

Tabla 1. A. Macroinvertebrados acuáticos muestreados en los tramos 1-3 aguas arriba (a) y abajo (b) mediante red de mano (r) y corer (c) en la cañada Clara.

CLASE	FAMILIA/GÉNERO	E1				E2				E3				
		E1ar	E1br	E1ac	E1bc	E2ar	E2br	E2ac	E2bc	E3ar	E3br	E3ac	E3bc	
COLEOPTERA	Curculionidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Dytiscidae													
	<i>Dytiscidae</i> (larva)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	
	<i>Laccophilus</i> sp.	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
	Tribu Bidessini (Hydroporinae)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
	Elmidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Helodidae (larva)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Hydrophilidae													
	<i>Berosus</i> sp. (adulto)	0	1	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	
	<i>Berosus</i> sp. (larva)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
<i>Derallus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0		
DIPTERA	Hydrochidae													
	<i>Hydrochus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
	<i>Hydrophilus</i> sp.	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Ceratopogonidae													
	<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Chironomidae													
	Chironominae													
	Pupas	0	0	0	1	0	0	0	2	6	24	3	5	
	<i>Chironomus</i> sp.	10	0	4	140	0	0	10	80	39	2	28	62	
	<i>Goeldichironomus</i> sp.	0	0	8	0	0	7	13	15	77	21	22	13	
<i>Parachironomus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	6		
<i>Larsia</i> sp. (Tanypodinae)	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	1		
	Culicidae													
	<i>Anopheles</i> sp.	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Culex</i> sp.	0	0	0	0	0	8	0	0	2	68	0	1	
	Ephydriidae													
	<i>Scatella</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	Stratiomyidae													
	<i>Odontomya</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
	EPHEMEROPTERA	Baetidae												
		<i>Baetis</i> sp.	0	0	0	0	4	47	0	1	10	17	1	0
	HEMIPTERA	Belostomatidae												
	<i>Belostoma</i> sp.	8	2	0	0	2	9	0	0	4	15	0	0	
	Corixidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	

	Notonectidae												
	<i>Notonecta</i> sp.	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Aphididae	0	0	0	0	6	58	0	0	3	45	0	1
LEPIDOPTERA	Lepidoptera	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
ODONATA	Coenagrionidae (ZYGOPTERA)	3	0	0	0	3	2	0	0	4	0	0	0
	Libellulidae (ANISOPTERA)												
	<i>Cannacia Kirby</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
	Caenidae												
	<i>Caenis</i> sp.	0	0	0	0	0	5	0	3	1	1	0	0
GASTROPODA	Ancylidae												
	<i>Gundlachia</i> sp.	2	0	3	0	3	8	0	2	1	0	0	0
	Planorbidae												
	<i>Drepanotrema</i> sp.	104	4	1	0	20	39	1	2	0	14	0	0
	<i>Biomphalaria</i> sp.	0	0	0	0	4	23	0	0	2	0	0	0
	<i>Acorbis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Physidae												
	<i>Stenophysa</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0	0
	Hydrobiidae												
	<i>Heleobia</i> sp. (grupo australis?)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
PELECYPODA	Spheridae												
	<i>Eupera</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Pisidiinae (<i>Pisidium</i> sp.)	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0
AMPHIPODA	Hyallellidae												
	<i>Hyallela</i> sp.	6	0	1	0	18	126	1	1	21	75	1	3
OLIGOCHAETA	Tubificidae												
	<i>Limnodrilus</i> sp.	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	1
	Naididae												
	<i>Dero</i> sp.	0	0	0	3	0	1	0	3	0	0	1	26
	Opistocystidae (<i>Opistocista funiculus</i>)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	4
	<i>Pristina</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
	<i>Nais</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
HIRUDINEA	Glossiphonidae	0	0	0	0	0	14	3	0	28	0	48	36
		150	7	18	144	68	363	34	118	209	299	109	159

Tabla 1. B. Macroinvertebrados acuáticos muestreados en los tramos 1-3 aguas arriba (a) y abajo (b) mediante red de mano (r) y corer (c) en la cañada Clara.

ORDEN/CLASE	FAMILIA/GÉNERO	E1		E2		E3	
		1a	1b	2a	2b	3 ^a	3 ^b
COLEOPTERA	Hydrophilidae						
	<i>Hydrophilus</i> sp.	6	0	0	1	0	0
	<i>Berosus</i> sp. (adulto)	0	1	2	5	0	0
	<i>Berosus</i> sp. (larva)	0	0	0	0	1	1
	<i>Derallus</i> sp.	0	0	0	0	0	5

	Hydrochidae						
	<i>Hydrochus</i> sp.	0	0	0	0	0	1
	Dytiscidae						
	<i>Laccophilus</i> sp.	2	0	0	2	0	0
	Dytiscidae (larva)	0	0	0	0	0	4
	Tribu Bidessini (Hydroporinae)	0	0	0	0	0	2
	Curculionidae	0	0	0	1	0	0
	Elmidae	1	0	0	0	0	0
	Helodidae (larva)	0	0	0	1	0	0
DIPTERA	Chironomidae						
	Pupas	0	1	0	2	9	29
	Chironominae						
	<i>Chironomus</i> sp.	14	140	10	80	67	64
	<i>Goeldichironomus</i> sp.	8	0	13	22	99	34
	<i>Parachironomus</i> sp.	0	0	0	3	0	6
	<i>Larsia</i> sp. (Tanypodinae)	0	0	0	3	1	1
	Culicidae						
	<i>Culex</i> sp.	0	0	0	8	2	69
	<i>Anopheles</i> sp.	0	0	3	0	0	0
	Ephydriidae						
	<i>Scatella</i> sp.	0	0	1	0	0	0
	Ceratopogonidae						
	<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0	1	0	0
	Stratiomyidae						
	<i>Odontomyia</i> sp.	0	0	0	0	1	0
EPEHEMEROPTERA	Baetidae						
	<i>Baetis</i> sp.	0	0	4	48	11	17
	Caenidae						
	<i>Caenis</i> sp.	0	0	0	8	1	1
HEMIPTERA	Belostomatidae						
	<i>Belostoma</i> sp.	8	2	2	9	4	15
	Notonectidae						
	<i>Notonecta</i> sp.	7	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	2	0	0
ODONATA	Libellulidae (ANISOPTERA)						
	<i>Cannacria</i> Kirby sp.	0	0	0	0	2	1
	Coenagrionidae (ZYGOPTERA)	3	0	3	2	4	0
LEPIDOPTERA		0	0	0	2	0	0
AMPHIPODA	Hyaellidae						
	<i>Hyaella</i> sp.	7	0	19	127	22	78
GASTROPODA	Ancylidae						
	<i>Gundlachia</i> sp.	5	0	3	10	1	0
	Planorbidae						
	<i>Drepanotrema</i> sp.	105	4	21	41	0	14
	<i>Biomphalaria</i> sp.	0	0	4	23	2	0
	<i>Acorbis</i> sp.	0	0	0	0	0	1
	Physidae						
	<i>Stenophysa</i> sp.	1	0	0	0	5	3
	Hydrobiidae						
	<i>Heleobia</i> sp. (grupo australis?)	0	0	1	0	0	0
PELECYPODA	Spheridae						
	<i>Eupera</i> sp.	0	0	0	0	1	0
	Pisidiinae (<i>Pisidium</i> sp.)	0	0	5	1	0	0
OLIGOCHAETA	Tubificidae						

	<i>Limnodrilus</i> sp.	1	0	1	1	2	1
	Naididae						
	<i>Dero</i> sp.	0	3	1	4	1	26
	<i>Pristina</i> sp.	0	0	1	0	1	0
	<i>Nais</i> sp.	0	0	0	1	0	0
	Opistocystidae (<i>Opystocista funiculus</i>)	0	0	0	1	1	4
HIRUDINEA	Glossiphonidae	0	0	3	14	76	36

Tabla 2. Puntajes asignados para las familias de macroinvertebrados en el índice BMWP/Col (Fuente: Roldán & Ramírez, 2008; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blephariceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcydae, Xiphocentronidae	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Vellidae	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae Hydroptiliidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae	7
Aeshnidae, Ancylidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeriidae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae, *Hydrochidae, *Curculionidae	4
Ceratopogonidae, Glossiphonidae, Cyclobdelliidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae, *Sphaeridae, *Helodidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae, *Ephyridae	2
Tubificidae, *Naididae	1

Tabla 3. Clase, calidad, puntaje BMWP, categorización de calidad de agua y color del agua.
(Fuente: Roldán & Ramírez, 2008).

Clase	Calidad	BMWP	Significado	color
I	Buena	101-120	Aguas muy limpias, no contaminadas o poco alteradas	Azul
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	naranja
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	rojo

9.2.

FOTOS



Pupas: *Chironomidae* (arriba), *Culicidae* (abajo)



Larvas: *Chironomidae* (arriba), *Culicidae* (abajo)



Hyalellidae



Tubificidae



Ninfas Beatidae



Planorbidae (Drepanotrema sp.)

10. BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería.2: 203-213.
- ALLAN, J. D. 2007. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. 2da. Ed. Chapman & Hall. Londres, Gran Bretaña. 388 pp.
- ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. 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 electrónica Ecosistemas* 14 (3). Septiembre 2005. Asociación española de ecología terrestre. <<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=133>> [23-4-2012].
- APHA.1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ed. 20. 5-14 pp.
- AROCENA, R. 1999. Capítulo 6: Sedimento. En Arocena, R. & Conde, D. (eds.). *Métodos en Ecología de aguas continentales*. Facultad Ciencias. Montevideo. 40-53 pp.
- AROCENA, R. 2000. Efectos de la eutrofización en el zoobentos de un sistema lagunar costero (L. Rocha, Uruguay) mediante el uso de mesocosmos. Tesis de doctorado en ciencias naturales. Facultad de Ciencias Naturales y Museo Universidad Nacional de la Plata.

- AROCENA, R., FABIAN, D. & CLEMENTE, J. 2000. Las causas naturales versus la contaminación orgánica como factores estructuradores del zoobentos en tres afluentes de una laguna costera. *Limnética*, 18: 99-113.
- AROCENA, R., CHALAR, G., PERDOMO, C., FABIAN, D., PACHECO, J.P., GONZÁLEZ, M., OLIVERO, V., SILVA, M., GARCIA, P., ETCHEBARNE, V. 2012. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. Actas 7mo. Congreso de Medio Ambiente AUGM del 22 al 24 de mayo de 2012. UNLP. La Plata, Argentina.
- AVELLAN, T. 2004. Developmental instability in *Polygonum punctatum* and *Sagittaria montevidensis* in a sewage impacted stream. Ciencias Biológicas. Master en Ciencias. Universidad estatal de Wayne, Detroit, EEUU.
- AVELLAN, C.T., ROUSSEAU, D., SGANGA, J. & LENS, P. 2009. Community based approach towards water quality restoration and pollution prevention of the Flores Creek (Uruguay). 9th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists WWW-YES-Brazil-2009: Urban waters: resource or risks? 26-30 October 2009.
- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D., & STRIBLING, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2da. ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office Of Water; Washington, D.C.
- BRINKHURST, R. O. & MARCHESE, M. 1989. Guide to the freshwater oligochaetes of South and Central America. Asociación Ciencias Naturales del Litoral. Colección Climax Nº 6. Santo Tomé, Argentina. 179 pp.
- CALLISTO, M., GONÇALVES Jr., J. F & MORENO, P. 2004. Invertebrados Acuáticos como Bioindicadores. Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil. En: Goulart,

- E.M.A. (org.) Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais. UFMG, Belo Horizonte. v.1: 555-567.
- CASANOVA, O., MELLO, R., DURAN, A. 2000. Recuperación del agua utilizada en predio lechero mediante tratamiento del efluente. Cátedra de Fertilidad de Suelos. Departamento de Suelos y Aguas. Facultad de Agronomía.
- CHALAR, G., AROCENA, R., PACHECO, J.P., FABIAN, D., 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI). *Ecol. Indic.* 11, 362–369.
- CHAPMAN, D. 1996. *Water Quality Assessments. A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2da. ed. Londres, Inglaterra. 651 pp.
- CONDE, D.; AROCENA, R. & RODRÍGUEZ-GALLEGO, L. 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). *AMBIOS III* (10):5-9 y *IV* (11):32-33. Montevideo, Uruguay.
- DINOT, 2010. Directrices departamentales de ordenamiento territorial y desarrollo sostenible de San José. Evaluación Ambiental Estratégica. San José, Gobierno Departamental.
- ELOSEGI, A., DÍEZ, J., 2009. Capítulo 17: La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera. En Elosegi, A. & Sabater, S. (eds.). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* 1a ed. Fundación BBVA. España. 1-13 pp.
- HARRISON, M. 2001. *Water pollution biology. Pollution, causes effects and control*. 4ta ed. RSC. Londres, Gran Bretaña. 579 pp.
- IMM, 2012. Humedales de Santa Lucía. Desarrollo ambiental. <<http://www.montevideo.gub.uy/ciudadania/desarrollo-ambiental/humedales-de-santa-lucia>> [23-4-2012].

- KHAN, F. A; ANSARI, AA. Eutrophication: An ecological vision. *The Botanical Review*. 2005, 71(4):449-482.
- LAKE, 2000. Disturbance, patchiness and diversity in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2000, 19(4): 573-592.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. Nueva York, EEUU. 324 pp.
- LOPRETO, E. & TELL, G. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomos I, II, III*. Ediciones Sur. La Plata, Argentina. 377 pp.
- MARTINS-SILVA, M. J. & BARROS M. 2001. Occurrence and Distribution of Fresh-Water Molluscs in the Riacho Fundo Creek Basin, Brasilia, Brazil. *Rev. biol. trop.* 49:3-4.
- MERRIT, R.W. & CUMMINS. K.W. 1984. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 2da. ed. Kendall-Hunt. Iowa, EEUU. 862 pp.
- MVOTMA, 2000. Seminario Internacional Medio ambiente y producción lechera. 29 y 30 de noviembre de 2000. Montevideo, Uruguay.
- MVOTMA, 2008. *Guía de gestión integral de aguas en establecimientos lecheros. Diseño, operación y mantenimiento de sistemas de tratamiento de efluentes*.
- PRAT, N., RÍOS, B., ACOSTA, R. & RIERADEVALL, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez E. y H.R. Fernández (Eds). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina. 631-654 pp.

- RAMIREZ, A. 2010. . Capítulo 2: Métodos de recolección. Rev. Biol. Trop. v 58 (4): 41-50.
- RAMSAR, 2010. Ficha informativa de los humedales de Ramsar nº4, Retención y exportación de sedimentos y nutrientes. Servicios de los ecosistemas de humedales. <http://www.ramsar.org/pdf/info/services_04_s.pdf > [23-4-2012].
- REECE, P. F & RICHARDSON, J. S. 1999. Biomonitoring with the Reference Condition Approach for the Detection of Aquatic Ecosystems at Risk. En: L..M. Darling (Eds.) 2000. Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk. Kamloops, British Columbia. 2: 15–19.
- RODRIGUES, A., TANGORRA, M. & OCON, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 109-119.
- ROLDÁN, G.A. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP en Colombia. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 170 pp.
- ROLDÁN, G.A. & RAMÍREZ, J.J. 2008.** Fundamentos de limnología neotropical, 2da. ed. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 440 pp.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. En: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (Eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall. Nueva York. 1-9 pp.
- SCHEBLER, E. E. POZIO, V. & PAGGI, A.C. 2008. Distribución espacio-temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) en un arroyo andino (Uspallata, Mendoza, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 67 (3-4): 45-58.

- SCHOWALTER, T.D. 2009. Insect ecology: an ecosystem approach. 2da. ed. Academic Press, Elsevier, Inc. USA. 1093 pp.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J.R. & CUSHING, E. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 37: 130-137.
- VELAZQUEZ, S. M & MISERENDINO, M. L. 2003. Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. Ecología Austral 13: 67-82.
- VILLAMIL, 2012. Instituto Uruguay XXI. Promoción de inversiones y exportaciones. Uruguay, País lechero.
- WETZEL, R.G. 1981. Limnología. Omega. Barcelona, España. 679 pp.
- ZILLI, F., MARCHESE, M. & PAGGI, A. 2009. Ciclo de vida de *Goeldichironomus holoprasinus* (Diptera: Chironomidae) en laboratorio. Ecology, behavior and bionomics. Neotropical entomology. v 38 (4): 472-476 pp.