

## DINÁMICA DEL ZOOPLANCTON Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DE AGUA EN EL RÍO CATANIPO, AMAZONAS, VENEZUELA

### ZOOPLANKTON DYNAMICS AND ITS RELATIONSHIP WITH THE WATER QUALITY IN THE CATANIPO RIVER, AMAZONAS, VENEZUELA

*Simón Astíz\* y Haymara Alvarez*

*Instituto de Recursos Naturales, Universidad Simón Bolívar,  
Apartado 89000, Caracas 1086, Venezuela. \*E-mail: sastiz@usb.ve*

#### RESUMEN

Se relacionaron atributos de la comunidad zooplanctónica con algunos indicadores de la calidad de agua del río Cataniapo a lo largo de un gradiente de alteración. La media aritmética de la densidad total de organismos fue de 1,55 org l<sup>-1</sup>. Se identificaron 23 taxones de rotíferos, siendo el grupo dominante Bdelloidea y los géneros *Trichocerca*, *Lecane* y *Lepadella*. Los cladóceros estuvieron representados por dos géneros: *Bosminopsis* y *Chydorus*. Los nauplios dominaron los copépodos. La riqueza y la diversidad fueron de 26 spp. y 2,26 respectivamente. El análisis de conglomerado en base a las densidades zooplanctónicas reflejó un agrupamiento entre los sectores medio y bajo del río, zonas de mayor intervención agrícola. Temporalmente, los muestreos correspondientes a aguas en descenso y aguas bajas presentaron una asociación alta. Se evidenció un efecto significativo de las fluctuaciones hidrológicas sobre la densidad de la comunidad zooplanctónica, especialmente en el sector bajo del río Cataniapo. Las densidades zooplanctónicas se relacionaron positivamente con el pH, la transparencia y los nutrientes y negativamente con la concentración de los metales pesados, insecticidas e hidrocarburos, indicando la urgencia de profundizar el estudio y de implementar medidas de restauración.

**Palabras claves:** Hidrocarburos, metales, pesticidas, Río Cataniapo, Zooplancton.

#### ABSTRACT

Aspects of the zooplankton community were related to water quality in the Cataniapo River along an alteration gradient. The overall density of organisms was 1.55 org l<sup>-1</sup>. A total of 23 rotifer taxa were identified, with the dominant being Bdelloidea, *Trichocerca*, *Lecane* and *Lepadella*. Cladocera were represented by two genera: *Bosminopsis* and *Chydorus*. Copepods were dominated by nauplii. Richness and diversity were 26 spp. and 2.26 respectively. Conglomerate analysis of zooplankton density showed a grouping between the middle and lower river sectors and zones of greater agricultural activity. Temporarily, samples taken during the lowering of the waters and at lowest water levels were highly associated. The density of the zooplankton community was significantly affected by the hydrological fluctuations, especially in the lower sector of the river. Zooplankton density was positively related to pH, water transparency and nutrient concentrations and negatively with heavy metal concentrations, insecticides and hydrocarbons. This last indicates the urgent need for further investigations and the implementation of restoration measures.

**Key words:** Cataniapo River, hydrocarbons, metals, pesticides, Zooplankton

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se han realizado diversos estudios en la Orinoquia venezolana relacionados con la taxonomía y abundancia de las comunidades del zooplancton en algunos ecosistemas acuáticos de esta región (Vásquez 1984a,b, Vásquez y Sánchez 1984, Zoppi de Roa *et al.* 1985, Medina y Vásquez 1988, Saunders y Lewis 1988ab, Vásquez y Rey 1989, Hamilton *et al.* 1990, Weibezahn *et al.* 1990, Lewis *et al.* 1990, González 1992, Astiz y Alvarez 1998, Vásquez *et al.* 1998, Papadakis 2003, Reverol *et al.* 2008). Sin embargo, a pesar de que los cambios en la composición de especies zooplanctónicas son considerados entre las respuestas más rápidas a la perturbación antrópica (Gagneten 2002ab, Gagneten y Ceresoli 2004, Jose De Paggi *et al.* 2008, Ren *et al.* 2011) se conocen muy pocos estudios en ese sentido y, especialmente, en la cuenca del río Orinoco (Martín 1989).

El zooplancton desempeña un papel clave en los ecosistemas acuáticos por alimentarse de microalgas, de otros miembros del zooplancton y de materia orgánica particulada, además de ser el alimento principal de larvas, juveniles y tallas pequeñas de peces. Cabe destacar que para la mayoría de las especies de peces en los ecosistemas acuáticos de los llanos inundables de la Orinoquia venezolana, el zooplancton es el alimento único o principal en algún momento de su historia natural (Machado-Allison 1990). En las comunidades zooplanctónicas, los cambios poblacionales pueden ocurrir como respuesta a cambios hidrológicos y a perturbaciones químicas, aunque los efectos directos e indirectos sobre las comunidades y otros niveles tróficos dependerán de la interacción entre los factores físicos, químicos, biológicos y del tiempo de exposición al tóxico (Astiz y Alvarez 1998, Papadakis 2003, Chang *et al.* 2008, Onyema 2009, Seuront 2010).

Los organismos acuáticos incorporan, y muy a menudo retienen, los contaminantes presentes en su entorno e incluso los concentran (bioconcentración). La incorporación puede ser por absorción directa del agua o por consumo de alimentos contaminados. Así, en una red trófica los contaminantes pueden ser transferidos de un nivel trófico al siguiente y acumulados en mayor concentración a medida que se avanza en la red, desde los productores hacia los consumidores superiores (biomagnificación) (González 1988, Wetzel 2001).

La cuenca del río Cataniapo, única fuente de agua para el acueducto de la ciudad de Puerto Ayacucho, principal centro poblado en el extremo más meridional de la Orinoquia Venezolana, está siendo sometida a una intensa presión ambiental por la anárquica expansión agrícola y urbanística local (Blanco 2005).

El crecimiento poblacional, el aumento de la deforestación y la presencia de fuentes difusas de contaminación química, de hidrocarburos y de compuestos organoclorados evidencian el deterioro de la sección media-baja de la cuenca y podrían estar afectando a las comunidades planctónicas del río, que son la base de las tramas tróficas acuáticas (Núñez 1985, Lucchetti 1996, Sebastiani *et al.* 1998, Astiz 2012). El objetivo principal de este estudio fue relacionar la abundancia zooplanctónica con las variaciones físicas y químicas del río Cataniapo y conocer los efectos que podrían tener en esta comunidad la presencia de algunos contaminantes de origen antrópico.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La cuenca del río Cataniapo, la cual posee la figura administrativa de área protegida (RBV 1992), está localizada en el municipio Atures, al noroeste del estado Amazonas y al sureste de la ciudad de Puerto Ayacucho (5°25'-5°43' Norte, 67°05'-67°35' Oeste), forma parte de la cuenca del Orinoco en su curso medio y tiene un área de 1585 km<sup>2</sup> (Figura 1). La longitud máxima del cauce principal del río Cataniapo es de 108 km, con un caudal medio en el ámbito de su desembocadura de 82,70 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Núñez 1993). El clima se puede considerar de tipo tropical monzónico con una corta estación seca comprendida entre los meses de enero y marzo y una precipitación promedio anual de 2.847 mm en la comunidad de Gavilán (cuenca media). El régimen pulsátil del río Cataniapo está determinado por la estacionalidad de las precipitaciones en la Orinoquia venezolana determinada por el movimiento latitudinal de la zona de convergencia intertropical, originándose una época seca de escasas precipitaciones que se extiende regularmente desde el mes de enero hasta marzo y una intensa época lluviosa el resto del año (Vásquez 1989, Astiz y Alvarez 1998, Lewis Jr. *et al.* 2000, Montoya *et al.* 2011). La

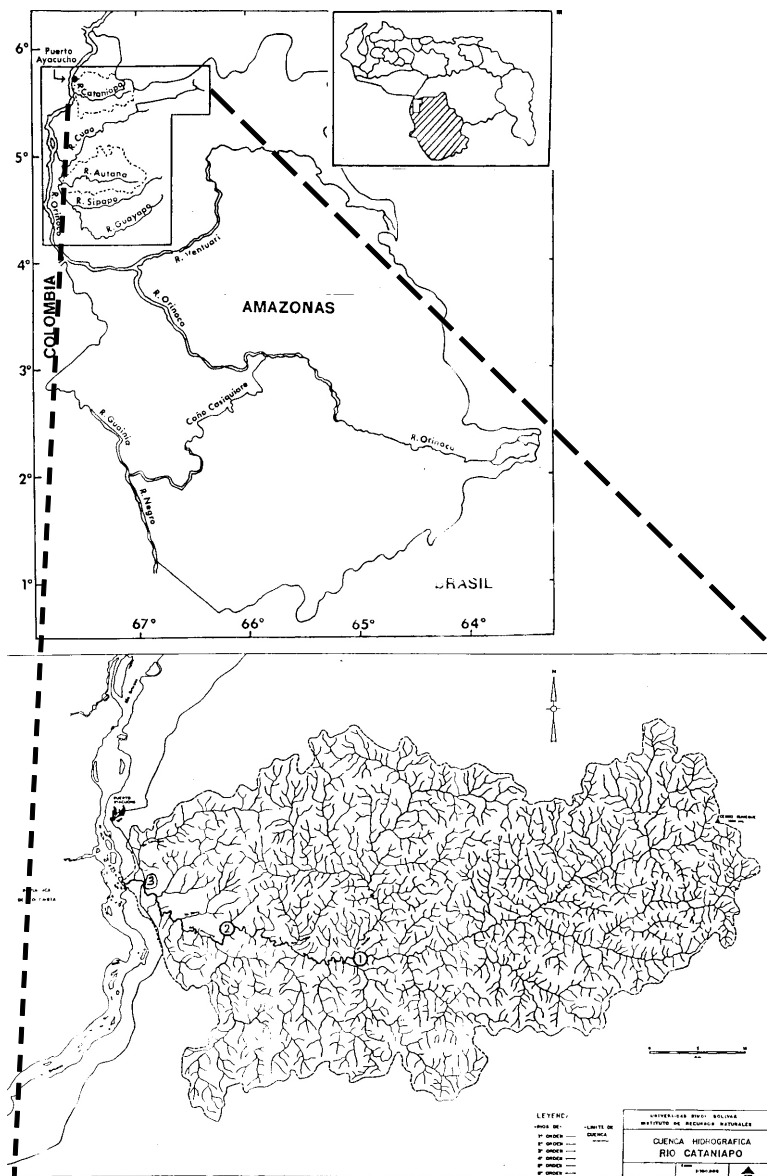


Figura 1. Localización del área de estudio con las estaciones de muestreo en el río Cataniapo.

población de esta área es de 3.112 habitantes, siendo el 90% indígena y el uso de la tierra tiene que ver en mayor medida con la actividad agrícola y extractivista (Núñez 1993, Graterol y Botto 2003). Las aguas del río Cataniapo son consideradas como “aguas claras” según la clasificación de Sioli (1984), dadas su turbidez y conductividad eléctrica baja, pH ligeramente ácido y coloración verdosa. Las estaciones de muestreos fueron fijadas en el canal principal

del río: Estación uno: la comunidad indígena de “San Pedro de Cataniapo” en la cuenca alta del río Cataniapo (5°52’ Norte, 68°21’ Oeste); Estación dos: la comunidad indígena de “San Pablo de Cataniapo” en la cuenca media del río (5°30’ Norte, 67°30’ Oeste) y la estación tres: la aducción del acueducto local o “Toma de la CVG” en la cuenca baja del río (5°36’ Norte, 67°35’ Oeste) la de mayor influencia antrópica (Infante 1992).

### Métodos de campo

Se realizaron siete muestreos entre octubre del 2002 y octubre del 2003 en los cuales se contemplaron todas las hidrofases del río: descenso de aguas-DA (octubre 2002-inicio época seca); aguas bajas-AB (abril 2003-época seca); subida de aguas-SA (mayo 2003-inicio época lluviosa) y aguas altas-AA (agosto 2003-época lluviosa). Se recolectaron las muestras de agua por duplicado para la determinación de los sólidos suspendidos totales, nitratos, ortofosfatos, metales (Cu, Cr, Pb, Zn, Cd, Ni, B, Ba, Mn, Hg), hidrocarburos e insecticidas organoclorados a una profundidad de 20 cm con empleo de botellas Nalgene de un litro. La recolección, preservación y procesamiento de estas muestras se realizó de acuerdo con la metodología establecida en APHA (1985). El pH, temperatura del agua, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, transparencia, velocidad de la corriente y el caudal se determinaron *in situ* y por duplicado con el uso de sensores de campo (pH-metro Hatch One, conductímetro Hatch 44600 +/- 1,0 de error, oxígeno YSI 50B +/- 0,5 de error), el disco de Secchi, correntímetro General Oceanics 2030R respectivamente; el caudal se determinó aforando cada estación, con la medición de la velocidad media de la corriente y del área de la sección transversal del canal, calculándose a partir de la fórmula  $Q \text{ (m}^3\text{/s)} = A \text{ (m}^2\text{)} \times \text{Vel (m/s)}$ .

### Métodos de laboratorio

Las muestras de zooplancton se recolectaron en el canal principal del río con una bomba de succión, se filtraron 120 litros de agua con una red de plancton tipo Wisconsin con 53  $\mu\text{m}$  de diámetro de poro. Las muestras se fijaron con formalina al 10% v/v previa narcotización con  $\text{CO}_2$  y se colorearon con rosa de bengala. Los cómputos se realizaron tomando tres submuestras de 1 ml en cámaras de Sedgwick-Rafter. Los organismos se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible utilizando claves especializadas (Zoppi de Roa *et al.* 1985, Koste y Shiel 1987, Koste 1988, Zoppi de Roa y Vásquez 1991, De Paggi y Paggi 1995).

### Análisis de resultados

Para reducir la dimensión de las matrices abióticas y biológicas (21 filas x 11 columnas) y determinar las posibles relaciones entre las variables se realizó un Análisis por Componentes Principales (ACP) y se seleccionaron las variables que presentaron una mayor varianza. Con dichas variables y para

conocer la similitud entre estaciones y muestreos se aplicó un análisis de agrupamiento utilizando la distancia euclidiana y el agrupamiento completo. Estos análisis se realizaron con el programa Primer 6 (2009). Posteriormente, se utilizó un diseño de Análisis de Varianza con estructura factorial de tratamientos (2 factores o vías: estación x muestreo); el primer factor denominado estación con tres niveles y el segundo factor denominado muestreo con cuatro niveles, de esta manera se evaluó la existencia de diferencias significativas entre los dos factores usando como variables dependientes las ambientales (físicas, químicas, hidrológicas, metales, hidrocarburos y organoclorados) y biológicas (densidad del zooplancton). Posteriormente y en aquellos casos donde se obtuvieron diferencias significativas, se realizó una prueba de Tukey de comparaciones múltiples para establecer las medias que resultaron diferentes entre sí. El nivel de significancia empleado fue  $\alpha = 0,05$ .

Para establecer posibles correlaciones entre las variables ambientales se utilizó el índice de correlación de Pearson ( $r$ ), el cual fue calculado previa transformación de los datos aplicando el  $\log_{10}$  con utilización del programa InfoStat (2008).

La estructura del zooplancton se determinó mediante la riqueza y el índice de diversidad de Shannon y Wiener (en el caso de los rotíferos solo se consideró la clase Monogononta, por la mayor facilidad de clasificación taxonómica hasta el nivel de especie).

## RESULTADOS

### Características ambientales

La variación espacial en la media aritmética de la concentración de los sólidos suspendidos totales presentó un gradiente que va de menor a mayor concentración a medida que se avanzó aguas abajo en las estaciones de muestreo (Tabla 1A), donde los valores máximo (10,79  $\text{mg l}^{-1}$ ) y mínimo (3,15  $\text{mg l}^{-1}$ ) correspondieron a la hidrofase de aguas altas y aguas bajas respectivamente. El análisis de varianza solamente mostró diferencias significativas en la concentración de nitratos, fósforo disuelto y zinc entre las estaciones estudiadas (Tabla 3). En forma similar, se encontraron diferencias significativas entre las diferentes hidrofases en variables como conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto, pH, nitratos, fósforo disuelto, cobre,

**Tabla 1.** Medias aritméticas de las concentraciones de las variables físicas, químicas e hidrológicas (A) y de los metales y TPH (B) analizados en las diferentes hidrofases y para cada estación.

**(A)**

Variable	Hidrofase											
	Aguas Bajas			Subida de Aguas			Aguas Altas			Descenso de Aguas		
	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 1	Est. 2	Est. 3
Sólidos suspendidos (mg l <sup>-1</sup> )	3,15	5,91	6,82	5,48	4,50	5,90	10,79	7,08	-	5,63	6,39	8,15
Transparencia (m)	1,15	1,42	1,20	-	1,58	2,60	1,00	1,85	1,55	1,30	1,42	1,30
Sólidos orgánicos (mg l <sup>-1</sup> )	1,35	3,01	3,00	1,67	1,44	1,93	4,53	2,83	-	3,22	3,52	5,05
pH	6,20	3,60	3,50	5,25	5,43	5,50	5,70	5,90	5,70	6,00	6,00	5,50
Oxígeno disuelto (mg l <sup>-1</sup> )	9,60	9,60	9,80	-	-	-	8,00	7,60	7,80	7,40	7,60	7,40
Conductividad (µS cm <sup>-1</sup> )	-	4,06	4,65	2,85	2,87	3,09	3,59	3,13	3,12	3,82	4,60	3,48
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µg l <sup>-1</sup> )	1,9	-	1,8	44,5	-	43,5	29,5	-	24,5	3,5	-	4,1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg l <sup>-1</sup> )	142,00	156,95	135,50	-	168,95	133,60	143,75	151,50	126,50	140,44	-	-
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> l <sup>-1</sup> )	1,20	1,10	1,20	-	4,60	4,20	0,00	0,00	0,00	1,55	1,20	0,20
Caudal (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	10,97	40,30	80,04	-	42,64	44,20	38,81	83,63	160,90	27,56	57,01	107,14
Velocidad (m s <sup>-1</sup> )	0,59	0,47	0,53	-	0,35	0,19	0,78	0,83	0,73	1,14	0,68	0,52
Temperatura (°C)	26,2	25,0	26,0	24,7	24,3	24,9	25,4	25,7	26,9	23,8	23,2	

— = datos no disponibles

**(B)**

Metales (mg l <sup>-1</sup> )	Hidrofase											
	Aguas Bajas			Subida de Aguas			Aguas Altas			Descenso de Aguas		
	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 1	Est. 2	Est. 3
TPH <sup>1</sup>	<0,5	<0,5	<0,5	-	-	-	9,8	9,2	8,2	<1,0	<1,0	<1,0
Cobre	0,09	0,03	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cromo	0,007	0,007	0,007	-	-	-	<0,05	<0,05	<0,05	<0,005	<0,005	<0,005
Plomo	0,24	0,02	0,20	0,02	0,02	0,02	<0,05	<0,05	<0,05	<0,001	<0,001	<0,001
Zinc	0,33	0,23	0,09	0,01	0,01	0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cadmio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-	-	-	-
Niquel	1,32	0,88	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-	-	-	-	-	-
Boro	<0,01	0,08	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bario	<0,04	<0,04	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Manganes	0,04	0,08	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mercurio	0,02	0,02	0,02	<0,001	0,017	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

<sup>1</sup> TPH = Hidrocarburos totales



zinc, hidrocarburos (TPH). La media del pH osciló alrededor de cinco en las tres secciones del río, sin embargo, en la época de sequía o hidrofase de aguas bajas se observó una disminución del pH hasta las 3,60 unidades en dirección a la desembocadura. Los valores de oxígeno disuelto fueron ligeramente superiores en la época seca o de aguas bajas alrededor de 9,80 mg l<sup>-1</sup>, en comparación con la estación o hidrofase de aguas bajas, donde los valores oscilaron alrededor de los 7,40 mg l<sup>-1</sup>. La alcalinidad (3,25 mg CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>), conductividad eléctrica (6,10 μS cm<sup>-1</sup>), el oxígeno disuelto (6,97 mg l<sup>-1</sup>) presentaron valores medios aceptables para el normal desarrollo de la vida acuática y mantuvieron la tendencia observada y reportada en los últimos años.

Se observó una marcada fluctuación anual en el régimen hidrológico del río Cataniapo, con caudales mínimos y máximos 10,97 y 160,90 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> respectivamente. La concentración promedio de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y ortofosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) entre 126,50 μg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y 1,80 μg l<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> en la hidrofase de aguas altas y 168,95 μg l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y 44,50 μg l<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> en aguas bajas, respectivamente (Tabla 1A). La concentración de la mayoría de los metales pesados y organoclorados analizados en el agua (Tabla 1B) estuvo por debajo de los límites establecidos, a excepción del plomo y mercurio en la estación uno y durante las aguas bajas (EPA 1976; RBV 1995; UE 1984; EPA 1980).

En este mismo muestreo se observaron concentraciones altas y por encima de norma de dos insecticidas organoclorados: aldrin (0,072 μg l<sup>-1</sup>) y β-BHC (exaclorociclohexano 0,126 μg l<sup>-1</sup>) (Tabla 2). No se detectaron restos de insecticidas organoclorados en las otras hidrofases estudiadas. Las interrelaciones entre las variables ambientales presentaron once correlaciones significativas, de las cuales tres fueron positivas, es decir, los cambios son proporcionales entre las variables (transparencia con los ortofosfatos, pH con TPH y la concentración de Cu con Zn) y ocho negativas o de comportamiento inverso, entre ellas transparencia con velocidad, caudal con la conductividad, sólidos con la alcalinidad y el oxígeno disuelto con el Zn (Tabla 4).

### Comunidad zooplanctónica

En la Tabla 5 se presenta la media aritmética de la composición, densidad (org l<sup>-1</sup>), riqueza y diversidad de los diferentes taxones recolectados durante el periodo de estudio. En la estación uno

(Figura 1A) se obtuvieron valores puntuales de densidad debido a su difícil acceso en gran parte del periodo de estudio motivado al caudal bajo del río en su curso superior, lo que impidió un muestreo continuo y riguroso. La densidad total fue de 1,55 org l<sup>-1</sup> y se identificaron 21 especies de rotíferos, siendo el grupo dominante los pertenecientes a la clase Bdelloidea (0,44 org l<sup>-1</sup>). Entre los rotíferos de la clase Monogononta, las especies más abundantes fueron *Lecane lunaris* (0,13 org l<sup>-1</sup>), *Lepadella rhomboides* (0,11 org l<sup>-1</sup>) y *Lecane bulla* (0,08 org l<sup>-1</sup>). Los cladóceros estuvieron representados por *Bosminopsis dietersi* (0,02 org l<sup>-1</sup>) y *Chydorus piger* (0,02 org l<sup>-1</sup>). Los nauplios presentaron los mayores valores de densidad en la subclase Copepoda. Cabe destacar la presencia del harpaticoideo intersticial bentónico *Forficatocarias* sp. (0,04 org l<sup>-1</sup>). La riqueza y la diversidad (α) presentaron valores medios de 26 y 2,26, respectivamente.

### Relación del zooplancton con las variables ambientales

Para el análisis de componentes principales se retuvieron los dos primeros ejes, lo que significa que la variabilidad en la distribución de las variables ambientales es explicada por las diferentes hidrofases estudiadas con un 58,2% de bondad de ajuste (Figura 2). Se observaron tres grupos de variables ambientales asociadas a tres hidrofases bien definidas: la mayoría de los metales, pesticidas, conductividad y oxígeno disuelto estuvieron asociados a la hidrofase de aguas bajas, a la derecha del eje uno con un 36,2% de la variación explicada; en sentido contrario, los nitratos, ortofosfatos, alcalinidad, transparencia y densidad zooplanctónica se asociaron con las aguas en descenso. Los sólidos, el caudal y los TPH a las aguas altas, estas variables se ubicaron en la parte superior del eje dos con un 22% de la variabilidad explicada. Durante las aguas bajas (AB), las estaciones uno dos y tres se salieron del grupo principal debido a su alto contenido de Plomo, Níquel, Mercurio y organoclorados.

El análisis de agrupamiento en base a las densidades zooplanctónicas reflejó una similitud alta entre los sectores medio y bajo del río (estaciones dos y tres), mientras el sector alto (estación uno) estuvo aislado (Figura 3A). Por otro lado, el agrupamiento entre las diferentes hidrofases indicó una asociación alta entre el descenso de aguas y las aguas bajas; las hidrofases

**Tabla 2.** Concentración de insecticidas organoclorados para cada estación en la hidrofase de aguas bajas.

<b>Compuestos (en <math>\mu\text{g l}^{-1}</math>)</b>	<b>Est. 1</b>	<b>Est. 2</b>	<b>Est. 3</b>
Aldrín	0,072	0,019	0,047
Dieldrín	-	-	-
Endosulfan I	-	-	-
Endrín	-	0,009	-
Heptacloro	-	-	-
Hept, Epoxi	-	-	-
Lindano	-	-	-
$\alpha$ -BHC <sup>1</sup>	0,021	-	0,016
$\beta$ -BHC	0,126	0,045	0,018
o,p'-DDE <sup>2</sup>	-	-	-
p,p'-DDE	-	-	-
o,p'-DDD	-	-	-
p,p'-DDD	-	-	-
o,p'-DDT <sup>3</sup>	-	-	-
p,p'-DDT	-	-	-

<sup>1</sup> BHC = hexaclorociclohexano.

<sup>2</sup> DDE = Dicloro-difenil-dicloroetileno

<sup>3</sup> DDT = Dicloro-difenil-tricloroetano

**Tabla 3.** Resultados del ANOVA de dos vías (p inferiores a 0,05 se consideran significativos).

<b>VARIABLES</b>	<b>Diferencias entre estaciones</b>		<b>Diferencias entre hidrofases</b>	
	<b>n</b>	<b>P</b>	<b>N</b>	<b>p</b>
Conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	2	0,86	3	0,04
Alcalinidad ( $\text{mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3$ )	2	0,92	3	0,27
Temperatura agua ( $^{\circ}\text{C}$ )	2	0,22	3	0,02
Oxígeno disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,69	3	0,00
pH	2	0,19	3	0,03
Transparencia (m)	2	0,71	3	0,88
Velocidad ( $\text{m s}^{-1}$ )	2	0,29	3	0,15
Caudal ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ )	2	0,10	3	0,05
Sól.susp.orgánicos ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,26	3	0,31
Sól.susp.totales ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,37	3	0,89
$\text{NO}_3^-$ ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	2	0,04	3	0,04
$\text{PO}_4^{3-}$ ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	2	0,04	3	0,00
TPH ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,44	3	0,00
Pb ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,35	3	0,38
Cu ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,12	3	0,08
Hg ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,74	3	0,08
Zn ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2	0,06	3	0,00

de subida de aguas y aguas altas presentaron una clara diferenciación (Figura 3B).

Según el análisis de varianza, no se presentaron diferencias significativas en la densidad zooplanctónica entre las estaciones estudiadas, pero sí entre las hidrofases. Los rotíferos constituyeron el grupo dominante en todos los casos, seguido por los copépodos y los cladóceros, estos últimos prevalecieron sobre los copépodos solamente en la estación uno (Figuras 4A, 4B y 4C).

## DISCUSIÓN

Las variaciones espaciales y temporales de la gran mayoría de las variables ambientales y biológicas estudiadas respondieron a las fluctuaciones del régimen hidrológico del río, adicionalmente la presencia de compuestos tóxicos parecería estar alterando la abundancia y composición de la comunidad zooplanctónica, especialmente durante la hidrofase de aguas bajas. Estas variaciones en el caudal se correlacionaron negativamente con la conductividad y la concentración de hidrocarburos; este tipo de interacciones pueden ser explicadas por el efecto de dilución que origina el volumen mayor de agua en la hidrofase de las aguas altas, lo que disminuye la concentración de sales y otras sustancias en el agua del río (Astiz 2012).

Los valores bajos de conductividad eléctrica ( $2,85 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y alcalinidad ( $0,20 \text{ mg CaCO}_3 \text{ l}^{-1}$ ) observados en el río Cataniapo son el resultado del tipo de suelos que drena la cuenca del río, los cuales son muy antiguos, lixiviados y pobres en carbonatos y sales disueltas. La relación negativa de la conductividad con los TPH es un comportamiento que puede ser establecido

a partir de la acción bacteriana y la presencia de captadores de electrones alternativos (como el nitrato o el azufre) durante el proceso de degradación del hidrocarburo, lo cual incrementa el microambiente reductor y de esta manera disminuye la conductividad (Zamora *et al.* 2012). Por otra parte, una explicación para la correlación negativa entre el oxígeno disuelto y el zinc surge de que la solubilidad de este metal medianamente reactivo aumenta en aguas bien oxigenadas y con valores bajos de pH, como los observados en el río Cataniapo, por lo que el metal se disolvería como hidróxido de zinc, con la disminución de la concentración de su forma elemental (Soto-Jiménez 2011).

La relación inversa entre los sólidos en suspensión y la alcalinidad debe tener su origen en la presencia en los primeros de compuestos orgánicos de origen alóctono, los cuales pueden estar reaccionando químicamente con el sistema del carbonato ( $\text{CO}_2\text{—HCO}_3^-\text{—CO}_3^{2-}$ ) característico del ambiente acuático, disminuyendo de esta forma la alcalinidad total en el agua del río (Wetzel 2001). Las concentraciones de nitratos y fósforo disuelto presentaron diferencias significativas entre las estaciones estudiadas y entre las diferentes hidrofases, con poca variación en comparación con estudios anteriores realizados en esta cuenca y en donde se señala un aumento de estos nutrientes durante la hidrofase de subida de aguas (inicio de la época lluviosa), debido a que estos elementos son fácilmente lavados de los suelos por la escorrentía superficial (Lewis y Weibezahn 1976, Weibezahn 1990, Núñez 1985, 1993). Los valores moderados de nitratos observados en el río Cataniapo pueden

**Tabla 4.** Correlaciones de Pearson significativas ( $p < 0.05$ ) entre las variables ambientales analizadas en el río Cataniapo.

Variables	Variables
Transparencia	velocidad (-), ortofosfatos (+)
Velocidad	conductividad (-), TPH (-)
Caudal	conductividad (-), TPH (-)
pH	TPH (+)
Conductividad	TPH (-)
Sólidos suspendidos totales	alcalinidad (-)
Oxígeno disuelto	Zn (-)
Cu	Zn (+)

Los signos dentro de los paréntesis indican correlaciones positivas (+) o negativas (-)

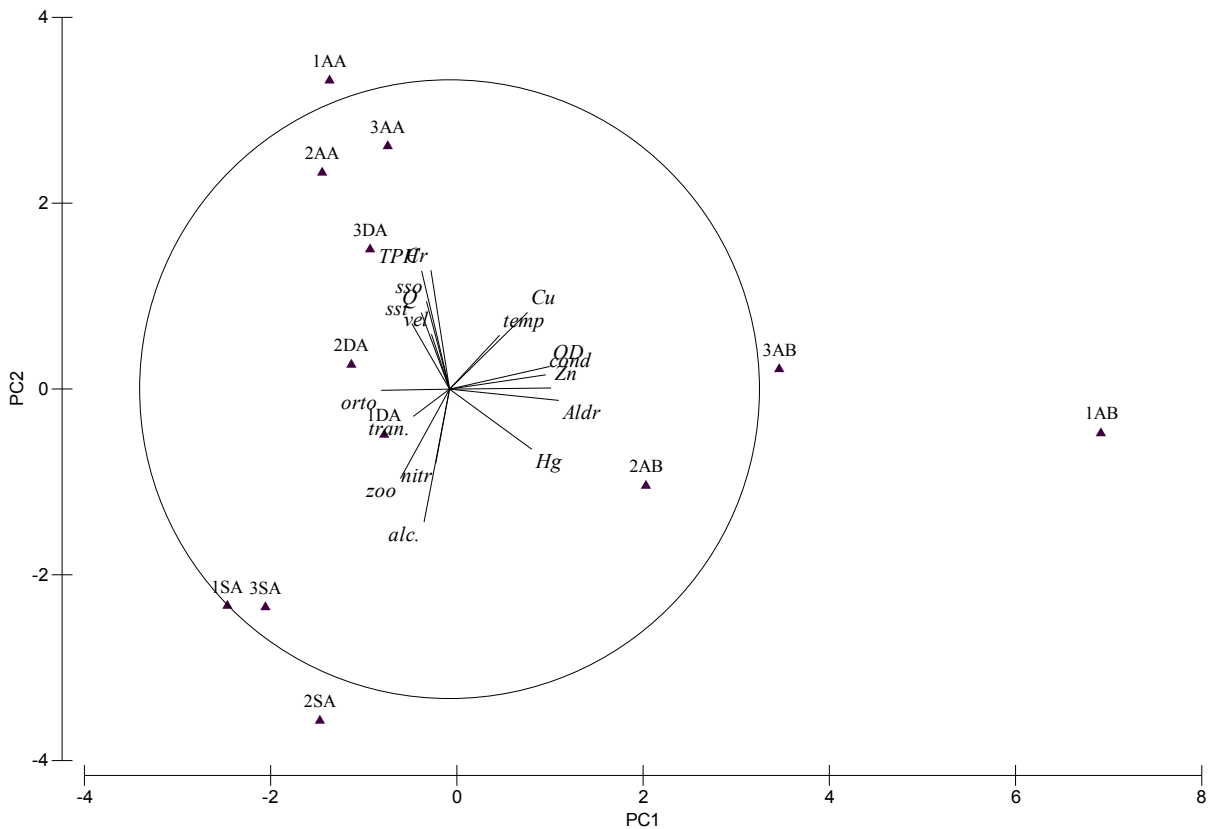


**Tabla 5.** Densidad (org l<sup>-1</sup>), tipo de hábitat, riqueza y diversidad del zooplancton en el río Cataniapo.

Taxones	Hábitat (Jersabek y Leitner 2013)	
ROTIFERA		
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1830	0,07	Li <sup>1</sup>
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	0,02	Pl <sup>2</sup>
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	0,08	Li
<i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886)	0,04	Li
<i>Lecane hastata</i> (Murray, 1913)	0,01	Li
<i>Lecane lauterborni</i> Hauer, 1924	0,02	Li
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0,01	Li
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	0,13	Li
<i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)	0,01	Li
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	0,11	Li
<i>Macrochaetus collinsii</i> (Gosse, 1867)	0,04	Li
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0,03	Li
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834	0,03	Li
<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)	0,02	Pl
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	0,02	Pl
<i>Sinatherina semibullata</i> (Thorpe, 1889)	0,06	Li
<i>Synchaeta</i> sp.	0,04	Pl
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	0,04	Li
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski y Zacharias, 1893)	0,07	Pl
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	0,02	Pl
<i>Trichocerca sulcata</i> (Jennings, 1894)	0,02	Li
Bdelloidea	0,44	Li
CLADOCERA		
<i>Bosminopsis dietersi</i> (Richard, 1895)	0,02	Pl
<i>Chydorus piger</i> (Sars, 1862)	0,02	Li
COPEPODA		
CYCLOPOIDA (Burmeister, 1834)	0,01	Pl
HARPACTICOIDA		
<i>Forficatocaris</i> sp	0,03	Be <sup>3</sup>
Nauplios	0,15	Pl
Densidad total	1,55	
Atributos estructurales		
Riqueza (S)	26	
Diversidad (H')	2,26	

<sup>1</sup> Li = Litoral. <sup>2</sup> Pl = Planctónico. <sup>3</sup> Be = Bentónico

## ZOOPLANCTON Y CALIDAD DE AGUA EN VENEZUELA



**Figura 2.** Biplot de los dos primeros ejes del análisis de Componentes Principales de la densidad zooplanctónica y las variables ambientales en cada estación y durante el período de estudio. (Estaciones = 1, 2, 3. Hidrofases = AB: aguas bajas, SA: subida de aguas, AA: aguas altas, DA: descenso de aguas). Variables: temp-temperatura, Q-caudal, sst-sólidos suspendidos totales, vel-velocidad, cond-conductividad, orto-ortofosfatos, nitr-nitratos, alc-alcalinidad, zoo-densidad zooplanctónica, tran-transparencia, Aldr-aldrin, BHC-exaclorociclohexano, TPH-hidrocarburos totales.

ser el resultado de que la cuenca es ineficiente en la retención del nitrógeno inorgánico o que el sistema libera el exceso en función de las entradas por precipitación o un balance positivo para el primer término en la tasa de nitrificación-desnitrificación, principalmente bajo la acción de la vegetación. Las bajas concentraciones obtenidas para el fósforo disuelto son el resultado de una menor disponibilidad del elemento en la cuenca y de una mayor eficiencia biológica de retención en los sistemas dominados por bosques húmedos tropicales en equilibrio (Lucchetti 1996, Lewis *et al.* 2000).

En cuanto al análisis de la relación positiva de la densidad del zooplancton con la concentración de ortofosfatos y negativa con los nitratos, Özbay y

Altindag (2009) sugieren que un incremento en la concentración de nutrientes se correlaciona significativamente en forma positiva con la abundancia de los rotíferos, ya que éstos proliferan en ambientes ricos en bacterias y detritus que se encuentran en mayor cantidad en ríos eutrofizados. Badsí *et al.* 2010 establecen que los copépodos y cladóceros se relacionan negativamente con los niveles de nutrientes debido a que un incremento en la concentración de sólidos suspendidos podrían bloquear sus aparatos filtradores, impidiendo de esta forma su alimentación. En general, en los ríos eutrofizados las relaciones entre la densidad zooplanctónica y los nutrientes son diferentes a las encontradas en aquellos ríos poco intervenidos y con valores bajos de nutrientes, como es el caso

del río Cataniapo, en donde el factor limitante de mayor importancia para el desarrollo de las comunidades acuáticas es el fósforo disuelto (Castillo *et al.* 2003, Beenamma y Sadanand 2011). El zooplancton del río Cataniapo, un río de aguas claras según la clasificación de Sioli (1984) estuvo dominado por los rotíferos, esto coincide con estudios previos realizados en la cuenca del río Orinoco (Vásquez y Sánchez 1984, Saunders y Lewis 1988a, Martin 1989, Weibezahn *et al.* 1990, Astiz y Alvarez 1998, Papadakis 2003, Reverol *et al.* 2008, Rivera *et al.* 2010) en donde también se ha reportado la dominancia de los rotíferos dentro de la comunidad zooplanctónica.

La ausencia del género *Brachionus* en el río Cataniapo al igual que en los ríos de aguas negras como el Atabapo, Caura y Caroní y en otro ríos de aguas claras similares al Cataniapo como el Ventuari y Cua puede estar indicando que esos ríos de aguas con valores bajos de pH, conductividad y concentración de nutrientes así como también con valores moderados de ácidos húmicos presentan condiciones limitantes a la distribución de este género (Vásquez 1984b, Saunders y Lewis 1988a, Weibezahn *et al.* 1990).

El valor promedio obtenido en el índice de diversidad (2,26) se considera como intermedio y a su vez consecuente con los reportados para la cuenca media del Orinoco, los cuales oscilan entre los 2,50 y 2,70. Sin embargo, la abundancia total de los organismos del zooplancton (1,55 org l<sup>-1</sup>) obtenida en este estudio fue mucho menor que la mencionada en dichos reportes (2,80 y 10,20 org l<sup>-1</sup>), Alvarez *et al.* 1992, Astiz y Alvarez 1998, Papadakis 2003).

Los rotíferos bdelloideos como grupo dominante de la comunidad zooplanctónica, han sido reportados en otros estudios de la región amazónica (Pérez *et al.* 1998). La presencia de este taxón se ha asociado a un tipo particular de sustrato, lo que puede ser explicado por los procesos de arrastre que ocurren desde la vegetación ribereña durante las fluctuaciones de descarga, las cuales fueron presentadas por el río durante el período de estudio. Otra característica importante de los rotíferos es el tipo de estrategia reproductiva que presentan (selección *r*), lo cual los hace animales oportunistas y con una tolerancia alta a las fluctuaciones en las condiciones ambientales, adicionalmente poseen huevos de resistencia, los cuales entran en diapausa en épocas adversas y de este modo preservan las poblaciones con

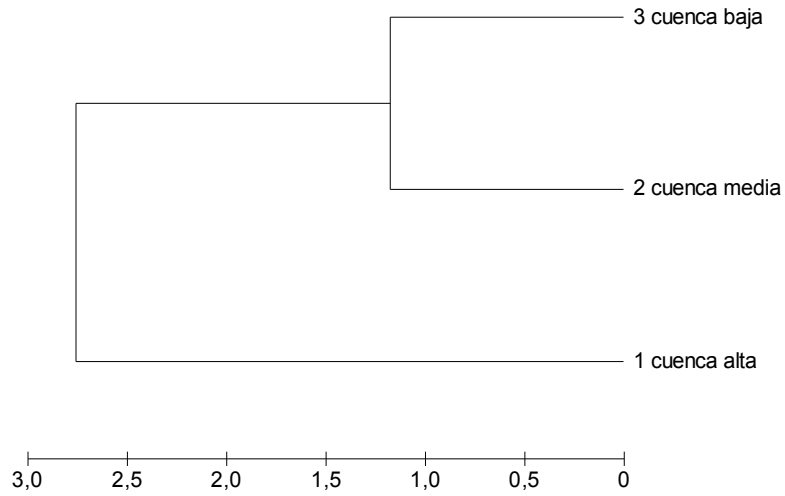
variabilidad genética para la colonización de hábitats diversos al retorno de la época favorable (Gallo-Sánchez *et al.* 2009, Reverol *et al.* 2008). La dominancia de formas larvales de copépodos ha sido descrita en otros ecosistemas a nivel regional (Astiz y Alvarez 1998, Frutos 1998, Gagneten y Ceresoli 2004, Acosta 2005), que puede ser explicado por diversas razones, entre las cuales se menciona como importante la depredación selectiva de las formas adultas y el efecto de arrastre desde la zona litoral o por la eclosión de los huevos de resistencia (Fernando 2002, Reverol *et al.* 2008).

El efecto que produce las fluctuaciones hidrológicas sobre la densidad del zooplancton se evidenció al registrarse los picos de la abundancia zooplanctónica en la hidrofase de aguas en descenso. Resultados similares son escasos, particularmente en la cuenca del río Paraná, donde Frutos (1998) y Paggi y José De Paggi (1990) reportaron la máxima densidad de esta comunidad también en aguas en descenso y como consecuencia de fenómenos reproductivos y del efecto de concentración de los organismos. La mayoría de los metales disueltos analizados en el agua como el Pb, Zn, Ni y Hg y de los insecticidas organoclorados presentaron la mayor concentración en la hidrofase de aguas bajas por lo que la presencia temporal observada de estos elementos debe estar afectando la abundancia de la comunidad zooplanctónica en dicha hidrofase. Es importante destacar las elevadas concentraciones de plomo, mercurio e hidrocarburos (TPH) observadas durante el período de estudio, las cuales superaron los valores límites considerados como inocuos para el normal desarrollo y conservación de la vida acuática y las normas para las aguas destinadas al uso doméstico o industrial (Alabaster y Lloyd 1982, MPPAMB 1982, RBV 1995, Astiz 2012).

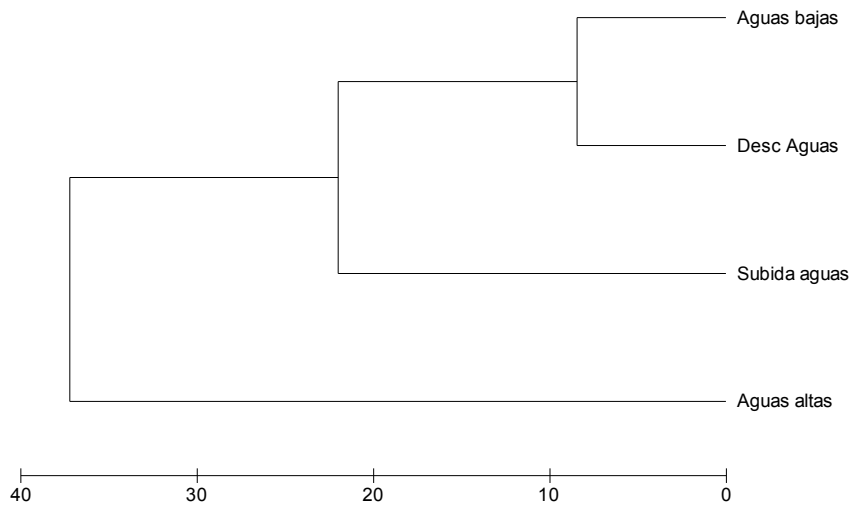
La captación directa de los metales presentes en el agua es la vía más importante de acumulación en los organismos acuáticos. Una excepción es el mercurio, porque su concentración está relacionada con la posición en la red trófica, siendo el metil mercurio (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) la forma más tóxica y peligrosa del metal, la que puede incorporarse al sistema acuático como producto residual de las actividades mineras artesanales de la zona o por la transformación por los microorganismos anaeróbicos en el sedimento del mercurio metálico y otras sustancias mercuriales, incorporándose

# ZOOPLANCTON Y CALIDAD DE AGUA EN VENEZUELA

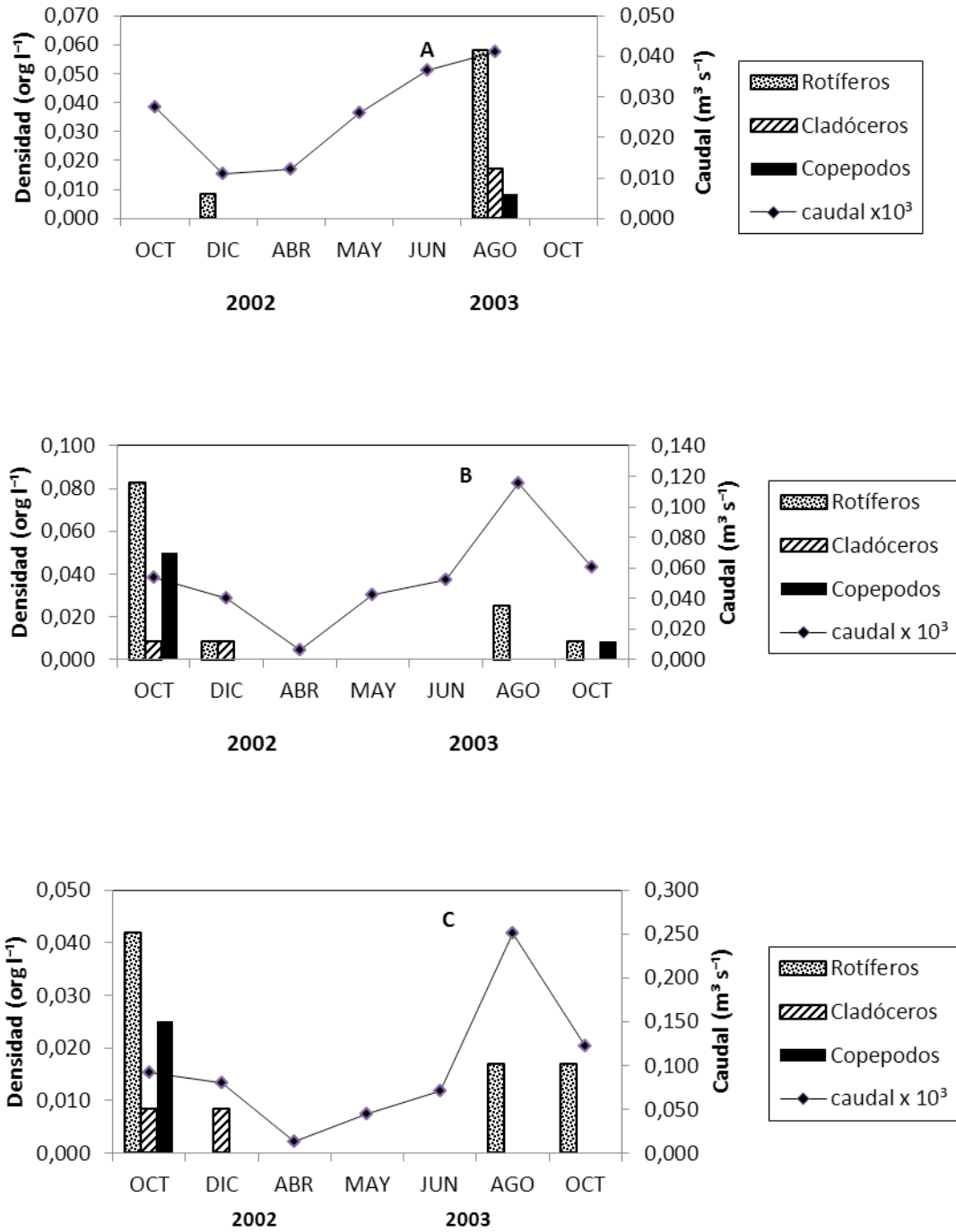
## A



## B



**Figura 3.** Análisis de agrupamiento (distancia euclidiana) de la densidad total del zooplancton entre las estaciones (A) y entre las distintas hidrofases estudiadas (B).



**Figura 4.** Densidad del zooplancton y caudal del río Cataniapo en las zonas e hidrofases de estudio. A: estación 1, B: estación 2, C: estación 3.

de esta forma a las redes tróficas acuáticas (González 1988, McClain *et al.* 2001, Wasserman *et al.* 2003, Rocha y Horbe 2006, Astiz 2012). Se ha demostrado que el tiempo de persistencia de algunos metales tóxicos es crítico para la comunidad zooplanctónica. Adicionalmente, las posibilidades de recuperación de estos organismos dependerán del tipo de perturbación, por lo que cuando la perturbación altera la calidad del hábitat la capacidad de recuperación es menor (Gagneten 2002a). Entre los mecanismos de toxicidad de los metales en invertebrados se incluyen inhibición del crecimiento, supresión del consumo de oxígeno, alteraciones en la reproducción y en la muda, melanogénesis, entre otros (Gale *et al.* 2002, Allan y Castillo 2007, Rauf y Javed 2007, Coors y De Meester 2008, Fernández *et al.* 2011).

Al igual que los metales pesados, los insecticidas organoclorados e hidrocarburos totales presentaron concentraciones superiores a los límites establecidos para el normal desarrollo de la vida acuática (EPA 1976, 1980, UE 1984), observándose su presencia durante la hidrofase de aguas bajas. Los insecticidas organoclorados como el aldrin, dieldrin, toxafeno y el lindano son poco solubles en agua, muy lipofílicos y persistentes en el ambiente. Se ha comprobado que algunos insecticidas pueden afectar indirectamente las comunidades zooplanctónicas al alterar la dinámica trófica del ecosistema, al eliminar ciertos grupos funcionales como depredadores o competidores, induciendo de esta forma una mayor interacción intra e interespecífica entre las especies colonizadoras, dando como resultado un cambio en la composición de la comunidad (Vonesh y Kraus 2009). La aplicación de pequeñas concentraciones de mezclas de insecticidas y herbicidas ( $10 \mu\text{g l}^{-1}$ ) han causado mortalidades masivas a cladóceros y copépodos, demostrando que hay un efecto sinérgico en la toxicidad de estos compuestos sobre la comunidad zooplanctónica. Adicionalmente, se han observado deformaciones y diferentes anomalías proporcionales al tamaño corporal en especies de copépodos calanoides y en cladóceros del género *Daphnia* (Gagneten 2002b, Relyea 2009, Cerbin *et al.* 2010). Estos compuestos poseen un efecto indirecto subletal más pernicioso sobre la comunidad zooplanctónica que un efecto tóxico directo, como lo es la propagación de películas aceitosas sobre la superficie del río y la formación de emulsiones hidrosolubles que

afectan la fisiología, alimentación y fecundidad del zooplancton, además de un comportamiento evasivo de parte de especies de copépodos calanoides de gran capacidad natatoria. Esta interacción entre pesticidas y factores biológicos y ambientales puede reducir o incrementar las consecuencias de la contaminación en ecosistemas acuáticos (González 1988, Chang *et al.* 2008, Onyema 2009, Seuront 2010, Moser y Weisse 2011).

Si bien no se dispone de datos ambientales y biológicos más continuos y que tomen en cuenta la zona litoral, estos resultados evidencian el efecto nocivo que tienen los hidrocarburos, pesticidas y los metales pesados sobre la abundancia del zooplancton fluvial, así como la importancia de la utilización de esta comunidad como organismos indicadores de la calidad de agua. De esta forma se constituye en otro elemento que complementa el conjunto de indicadores ambientales utilizados en estudios de impacto ambiental en los ecosistemas acuáticos.

## RECOMENDACIÓN

Los datos aportados en este estudio enfatizan que los insecticidas organoclorados deben ser considerados altamente nocivos para el zooplancton y deberían ser prohibidos en la cuenca del río Cataniapo. Es necesario considerar la complejidad del sistema al evaluar el impacto de los pesticidas e hidrocarburos en las comunidades acuáticas, analizando la composición de especies, las interacciones inter e intraespecíficas y los factores abióticos, dentro de estos últimos tomar en cuenta el importante papel que juegan los valores excepcionalmente bajos de pH observados en este estudio, lo que favorece la liberación de compuestos tóxicos inmovilizados en el sedimento, especialmente los hidrocarburos.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al financiamiento del Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (FONACIT) a través de la agenda Agro-Ambiente-Amazonas concedido al Proyecto “Estudio de la Ictiofauna y Calidad del Agua de la cuenca del río Cataniapo”, código de proyecto N° 97003268. Al Proyecto Ecosistema Orinoco (PECOR) desarrollado por el Instituto de Recursos Naturales de la Universidad Simón



Bolívar, a la Investigadora Justa Fernández del Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas-Amazonas, a las comunidades ancestrales de la cuenca del Cataniapo y a la memoria del Capitán Maciel Melguero.

## LITERATURA CITADA

- ACOSTA, F. 2005. Caracterización del zooplancton de lagunas en la llanura inundable del río Ichilo (Cochabamba-Bolivia). *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 17: 1-14.
- ALABASTER, J. S. y R. LLOYD. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. FAO, Butterworths, Columbia, Canada. 361 pp.
- ALLAN, D. y M. CASTILLO. 2007. *Stream Ecology*. 2nd edition. Springer, The Netherlands. 436 pp.
- ALVAREZ, H., H. CARVAJAL y A. MARTINEZ. 1992. Monitoreo de parámetros fisicoquímicos y del plancton en el alto y medio Orinoco. Instituto de Recursos Naturales, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 98 pp. APHA. 1985. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, Nueva York. 2275pp.
- ASTIZ, S. 2012. Deterioro del recurso agua en el río Cataniapo, Amazonas, Venezuela. *Tecnología y Ciencias del Agua* III (3): 5-20.
- ASTIZ, S. y H. ALVAREZ. 1998. El zooplancton en el alto y medio río Orinoco, Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 49: 5-18.
- BADSI, H., H. OULAD-ALI, M. LOUDIKI, M. EL HAGA, R. CHAKLI y A. AAMIRI. 2010. Zooplankton abundance in the Massa lagoon, southern Morocco: Impact of environmental variables. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 2(10): 289-299.
- BEENAMMA, J. y Y. SADANAND. 2011. Monthly changes in the abundance and biomass of zooplankton and water quality parameters in Kukkarahalli lake of Mysore, India. *Journal of Environmental Biology* 32: 551-557.
- BLANCO, H. 2005. The tensión between developmental land uses and the conservation área designation: a case study of the creoles in Cataniapo River Basin, Venezuela. MSc. Thesis. Athens, University of Ohio, 100 pp.
- CASTILLO, M., G. KLING y J.-D. ALLAN. 2003. Bottom-up controls on bacterial production in tropical lowland rivers. *Limnology and Oceanography* 48(4): 1466-1475.
- CERBIN, S., M. KRAAK, P. DE VOOGT, P. VISSER y E. VAN DONK. 2010. Combined and single effects of pesticide carbaryl and toxic *Microcystis aeruginosa* on the life history of *Daphnia pulicaria*. *Hidrobiologia* 643: 129-138.
- CHANG, K., M. SAKAMOTO, J. HA, T. MURAKAMI, Y. MIYABARA, S. NAKANO, H. IMAI, H. DOI y T. HANAZATO. 2008. Comparative study of pesticide effects (Herbicide and Fungicide) on zooplankton community. In: Y. MURAKAMI, K. NAKAYAMA, S. KITAMURA, H. IWATA y S. TANABE (eds), *Interdisciplinary studies on environmental chemistry-Biological response to chemical pollutants*: 361-366. Terrapub, Tokio.
- COORS, A. y L. DE MEESTER. 2008. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: predation threat, parasitism and pesticide exposure in *Daphnia magna*. *Journal of Applied Ecology* 45: 1820-1828.
- DE PAGGI, S. y J. PAGGI. 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: Lopretto, E. y G. Tell (eds). *Ecosistemas de aguas Continentales. Metodología para su estudio*. II. Ediciones Sur, La Plata.
- EPA. 1976. Quality criteria for water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. 335 pp.
- EPA. 1980. Ambient-Water quality-Criteria for Hexachlorocyclohexane. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. 109 pp.
- FERNÁNDEZ, M., J. GONZÁLEZ, M. CARTER y R. RAMOS. 2011. Parent-to-offspring transfer of sublethal effects of copper exposure: Metabolic rate and life-history traits of *Daphnia*. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 195-201.
- FERNANDO, C. 2002. A guide to tropical freshwater zooplankton-Identification, ecology and impact on fisheries. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 291 pp.
- FRUTOS, S. 1998. Densidad y diversidad del zooplancton en los ríos Salado y Negro-planicie del río Paraná-Argentina. *Revista Brasileira de Biología* 58(3): 431-444.
- GAGNETEN, A. 2002a. Respuesta de una comunidad zooplanctónica de agua dulce a la aplicación de Cromo en clausuras experimentales. *Interciencia* 27(10): 563-570.
- GAGNETEN, A. 2002b. Efectos del herbicida Paraquat sobre el zooplancton. *Iheringia, Série Zoologia* 92(3): 47-56.
- GAGNETEN, A. y N. CERESOLI. 2004. Efectos del efluente de curtiembre sobre la abundancia y

- riqueza de especies del zooplancton en el arroyo las prusianas (Santa Fe, Argentina). *Interciencia* 29(12): 702-708.
- GALE, N., C. ADAMS, B. WIXSON, K. LOFTIN y Y. HUANG. 2002. Lead concentration in fish and river sediments in the old lead belt of Missouri. *Environment Science Technology* 36: 4262-4268.
- GALLO-SÁNCHEZ, L., N. AGUIRRE, J. PALACIO-BAENA y J. RAMÍREZ-RESTREPO. 2009. Zooplancton (Rotifera y Microcrustacea) y su relación con los cambios del nivel del agua en la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Caldasia* 31(2): 339-353.
- GONZÁLEZ, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, D.C. 130 pp.
- GONZÁLEZ, S. 1992. Composición, distribución y abundancia de las poblaciones de copépodos en el embalse de Guri. Tesis de Grado, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 169 pp.
- GRATEROL, B. y BOTTO, C. 2003. Los procesos de ocupación del espacio en la cuenca del Cataniapo, estado Amazonas: su impacto sobre el ecosistema y la salud humana. Memorias del V Congreso Venezolano de Ecología, Puerto Ordaz, Estado Bolívar, Venezuela. 89 pp.
- HAMILTON, S., S. SIPPEL, W. LEWIS JR y J. SAUNDERS. 1990. Zooplankton abundance and evidence for its reduction by macrophyte mats in two Orinoco floodplain lakes. *Journal of Plankton Research* 12: 345-363.
- INFANTE, J. 1992. Diagnóstico fisicoconservacionista de la cuenca del río Cataniapo con fines de ordenamiento. MPPAMB. Puerto Ayacucho, Estado Amazonas, Venezuela. 50 pp.
- INFOSTAT. 2008. Software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Argentina.
- JERSABEK, C. y M. LEITNER. 2013. The Rotifer World Catalog. World Wide Web electronic publication. <http://www.rotifera.hausdernatur.at>. Consultada el 27 oct 2014.
- JOSE DE PAGGI, S., J. PAGGI, P. COLLINS, J. COLLINS y G. BERNAL. 2008. Water quality and zooplankton composition in a receiving pond of the stormwater runoff from an urban catchment. *Journal of Environmental Biology* 29(5): 693-700.
- KOSTE, W. 1988. Ubre die rotatorien einiger Stillgewaser in der umgebung der biologischem station Paraguana im tropischen regenwald in Peru. *Amazoniana* X(3): 303-325.
- KOSTE, W. y R. SHIEL. 1987. Rotifera from Australian Inland Waters II. Epiphanidae and Brachionidae (Rotifera: Monogonta). *Invertebrates Taxonomy* 7: 949-1021.
- LEWIS, W.M. JR. y F. WEIBEZAHN. 1976. Chemistry, energy, flow and community structure in some Venezuelan freshwater. *Archiv für Hydrobiologie* 50: 145-207.
- LEWIS JR, W, S. HAMILTON, M. LASI, M. RODRÍGUEZ y J. SAUNDERS III. 2000. Ecological determinism on the Orinoco floodplain. *BioScience* 50(8): 681-692.
- LEWIS JR, W., J. SAUNDERS y R. DUFFORD. 1990. Suspended organism and biological carbon flux along the lower Orinoco river. En: F. Weibezahn, H. Álvarez y W. Lewis Jr. (eds), *El río Orinoco como Ecosistema*: 269-300. Editorial Galac, Caracas.
- LUCCHETTI, A. 1996. Estudio de las variaciones del carbono, nitrógeno y fósforo en el río Cataniapo, Edo. Amazonas. Tesis de Grado. Coordinación de Biología, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 77 pp.
- MACHADO-ALLISON, A. 1990. Ecología de los peces de las áreas inundables de los llanos de Venezuela. *Interciencia* 15(6): 411-423.
- MARTIN, E. 1989. Variaciones espaciales y temporales de las características fisico-químicas del agua y de la comunidad zooplanctónica de dos lagunas rebalseras del Orinoco (Matanzas, Edo. Bolívar) y su relación con descargas industriales. Tesis de Grado, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 234 pp.
- MCCLAIN, M., R. VICTORIA y J. RICHEY 2001. *The biogeochemistry of the Amazon basin*. Oxford University Press. Nueva York. 323 pp.
- MEDINA, M-L y E. VÁSQUEZ. 1988. Estudio de los rotíferos de una laguna de inundación de aguas negras del bajo Caroní, Venezuela. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle XLVIII(130): 105-120.
- MONTOYA, J., M. CASTILLO y L. SÁNCHEZ. 2011. La importancia de las inundaciones periódicas para el funcionamiento y conservación de los ecosistemas inundables de grandes ríos tropicales: estudios en la cuenca del Orinoco. *Interciencia* 36(12): 900-907.

- MOSER, M. y T. WEISSE. 2011. The most acidified Austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica* 41: 303-315.
- MPPAMB (Ministerio del Poder Popular para el Ambiente) 1982. Criterios y valores máximos permisibles en materia de contaminación de acuerdo a las normas internacionales y nacionales. Dirección de Investigación del Ambiente, Caracas. 76pp.
- NÚÑEZ, M. 1985. Flujo de fósforo a través de la Cuenca del Río Cataniapo, T.F.A., y su influencia sobre la química de ese elemento en las aguas de escorrentía de cauce. Tesis de Grado, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 161pp.
- NÚÑEZ, M. 1993. Diagnóstico del estado actual de la cuenca del Cataniapo, con énfasis en calidad de agua. Tesis de Maestría. Universidad Simón Bolívar. Caracas. 141 pp.
- ONYEMA, I. 2009. Zooplankton dynamics and chlorophyll a concentrations at the Tomaro creek in relation to water quality indices. *Report and Opinion* 1(6):51-64.
- ÖZBAY, H. y A. ALTINDAG. 2009. Zooplankton abundance in the river Kars, northeast Turkey: Impact of environmental variables. *African Journal of Biotechnology* 8(21): 5814-5818.
- PAGGI, J. y S. JOSÉ DE PAGGI. 1990. Zooplankton of the lotic and lentic environments of the middle Paraná river. *Acta Limnologica Brasileira* 3: 685-719.
- PAPADAKIS, J. 2003. Relaciones espaciales y temporales del zooplancton en el río Orinoco en su cuenca media. Tesis de Grado, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 138 pp.
- PEREZ, A., F. LANSAC y C. COSTA. 1998. Species composition and abundances of rotifers in different environments of the floodplain of the upper Paraná river, Brasil. *Revista Brasileira de Zoología* 15(2): 327-343.
- PRIMER 6. 2009. *Multivariate Statistics for Ecologist*. Plymouth Marine Laboratory, United Kingdom.
- RAUF, A. y M. JAVED. 2007. Copper-toxicity to water and plankton in the river Ravi, Pakistan. *International Journal of Agriculture & Biology* 9(5): 771-774.
- RBV (República Bolivariana de Venezuela). 1995. Gaceta Oficial. Decreto 883: Normas para la clasificación y el control de la calidad de agua de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Ministerio del Ambiente, Caracas, Venezuela.
- RBV. 1992. Gaceta Oficial 4548. Decreto 2314: Zona protectora de la Cuenca hidrográfica del río Cataniapo, Estado Amazonas. Imprenta Nacional, Caracas.
- RELYEA, R. 2009. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecologia* 159: 363-376.
- REN, L., Z. ZHANG, X. ZENG, Y. MA, Y. ZENG y C. ZHOU. 2011. Community structure of zooplankton and water quality assessment of Jialing river in Nan Chong. *Procedia Environmental Sciences* 10: 1321-1326.
- REVEROL, Y., J. DELGADO, C. LÓPEZ y L. SÁNCHEZ. 2008. Zooplankton community composition in floodplain lakes of Caura river, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 42(1): 53-72.
- RIVERA, C., M. ZAPATA, D. PÉREZ, Y. MORALES, H. OVALLE y J. ALVAREZ. 2010. Caracterización limnológica de humedales de la planicie de inundación del río Orinoco (Orinoquía, Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 15(1): 145-166.
- ROCHA, L. y A. HORBE. 2006. Contaminação provocada por um depósito de lixo no aquífero Alter do Chão em Manaus – AM. *Acta Amazonica* 36: 307-312.
- SAUNDERS, J. y W. LEWIS JR. 1988a. Zooplankton abundance and transport in a tropical white-water river. *Hydrobiologia* 162: 147-155.
- SAUNDERS, J. y W. LEWIS JR. 1988b. Dynamics and control mechanism in a tropical zooplankton community (Lake Valencia, Venezuela). *Ecological Monographs* 58: 337-353.
- SEBASTIANI, M., L. LLAMBI, E. MÁRQUEZ, G. PAPADAKIS, R. RAMOS, M. STOLK, M. VILLARÓ, B. VIZOSO, H. ÁLVAREZ y J. MOSTACERO. 1998. Methodology to incorporate EIA in land-use ordering-case study: the Cataniapo river basin, Venezuela. *Environmental Impact Assessment Review* 18: 327-350.
- SEURONT, L. 2010. Zooplankton avoidance behavior as a response to point sources of hydrocarbon-contaminated water. *Marine and Freshwater Research* 61:263-270.
- SIOLI, H. 1984. *The Amazon limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr. W. Junk Publishers, Boston. 763 pp.
- SOTO-JIMENEZ, M. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas.

## ZOOPLANCTON Y CALIDAD DE AGUA EN VENEZUELA

- Hidrobiológica 21(3):239-248.
- UE 1984. Unión Europea. Directiva 84/91/CEE del Consejo del 9 de Octubre de 1984 relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de hexaclorociclohexano. DO L 274 de 17.10.84, Bruselas. 5 pp.
- VÁSQUEZ, E. 1984a. Estudio de las comunidades de rotíferos del Orinoco Medio, Bajo Caroní y algunas lagunas de inundación. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 44: 95-108.
- VÁSQUEZ, E. 1984b. El zooplancton de la sección baja de un río de aguas negras (río Caroní) y de un embalse hidroeléctrico (Macagua), Venezuela. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 44: 109-129.
- VÁSQUEZ, E. 1989. The Orinoco river: a review of hydrobiological research. *Regulated Rivers* 3: 381-392.
- VÁSQUEZ, E. y J. REY. 1989. A longitudinal study of zooplankton along the lower Orinoco river and its Delta (Venezuela). *Annals of Limnology*. 25:107-120.
- VÁSQUEZ E. y L. SÁNCHEZ. 1984. Variación estacional del plancton en dos sectores del río Orinoco y de una laguna de inundación adyacente. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle XLIV(121):11-31.
- VÁSQUEZ, E., M. PARDO, E. ZOPPI DE ROA y C. LÓPEZ. 1998. Rotifer fauna from Venezuela. *Amazoniana* 15: 11-24.
- VONESH, J. y J. KRAUS. 2009. Pesticide alters habitat selection and aquatic community composition. *Oecologia* 160: 379-385.
- WASSERMAN, J., S. HACON y M. WASSERMAN 2003. Biogeochemistry of Mercury in the Amazonian environment. *Ambio* 32: 336-342.
- WEIBEZAHN, F. 1990. Hidroquímica y sólidos suspendidos en el alto y medio Orinoco. En: F. Weibezahn, H. Álvarez y W. Lewis (eds.). El río Orinoco como ecosistema: 151-210. Editorial Galac. Caracas, Venezuela.
- WEIBEZAHN, F., H. ÁLVAREZ, H. CARVAJAL y V. PARK. 1990. Investigaciones sobre el plancton del río Orinoco en sus sectores alto y medio. Instituto de Recursos Naturales, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 142 pp.
- WETZEL, R. 2001. *Limnology – Lake and River Ecosystems*, third ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp.
- ZAMORA, A., J. RAMOS y M. ARIAS. 2012. Efectos de la contaminación por hidrocarburos sobre algunas propiedades químicas y microbiológicas de un suelo de sabana. *Bioagro* 24(1): 5-12.
- ZOPPI DE ROA, E., F. MICHELANGELLI y L. SEGAVIA. 1985. Cladocera (Crustacea, Branchipoda) de sabanas inundables de Mantecal, Estado Apure, Venezuela. *Acta Biológica Venezuelica* 12: 43-55.
- ZOPPI DE ROA, E. y E. VÁSQUEZ. 1991 Additional cladoceran records for Mantecal and new for Venezuela. *Hydrobiologia* 225: 45-62.

---

Recibido 04 de febrero de 2015; revisado 16 de abril de 2015; aceptado 02 de junio 2015