

DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE COMUNIDADES
ZOOPLANCTONICAS LITORALES DEL HUMEDAL
PANTANOS DE VILLA, LIMA, PERU

*DIVERSITY AND ABUNDANCE OF LITTORAL ZOOPLANKTONIC
COMMUNITIES OF PANTANOS DE VILLA WETLAND, LIMA, PERU*

José Iannacone^{1,2} & Lorena Alvarino²

¹Laboratorio de Invertebrados. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú.
Email: joseiannacone@yahoo.es

²Laboratorio de Ecofisiología Animal. Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Universidad Nacional
Federico Villarreal. Lima, Perú. Email: lalvarino@sedapal.com.pe

RESUMEN

Pantanos de Villa es un humedal costero conformado por varios cuerpos de agua, permanentes y estacionales. Este ecosistema es reconocido internacionalmente como sitio RAMSAR y se encuentra ubicado al sur de la zona urbana de Lima, Perú. En junio y octubre de 2004 y en abril del 2005 se llevaron a cabo censos de la biodiversidad y abundancia de las comunidades zooplanctónicas litorales, representando a diferentes cuerpos de agua permanentes en un total de 21 puntos de muestreo. Las muestras de zooplancton fueron colectadas usando una red de plancton de 75mm de diámetro y una apertura de 120 mm, y fueron preservadas empleando una solución de formol azucarado al 4 %. Se determinaron algunos parámetros limnológicos como Oxígeno Disuelto (OD) (mg L^{-1}), transparencia (cm), temperatura del agua (T_{agua}) ($^{\circ}\text{C}$), temperatura del aire (T_{aire}) ($^{\circ}\text{C}$) y profundidad máxima (cm) de cada cuerpo de agua. Los resultados indicaron la presencia de 43 taxa, siendo más abundantes y frecuentes los rotíferos *Brachionus calyciflorus* (Pallas 1776) y *Epiphanes sensa* (Müller 1773), los ostrácodos, el nemátodo *Rhabdolaimus terrestris* de Mann 1880 y el ciliado *Vorticella campanula* Ehrenberg, 1831. El número promedio de organismos- L^{-1} fue de 337 ± 80 y el número promedio de taxa por punto de muestreo fue de $11,2 \pm 2,1$. Existieron diferencias significativas en el OD, T_{agua} y T_{aire} entre las estaciones muestreadas. El análisis de componentes principales (ACP) indicó un componente conformado por OD, T_{agua} y T_{aire} y otro formado por la transparencia y la profundidad. Finalmente, se realizó la valoración de la diversidad alfa y beta de las comunidades zooplanctónicas de este ecosistema acuático estudiado con el fin de proponer medidas para su conservación.

PALABRAS CLAVES: Cladóceros, copépodos, diversidad alfa, diversidad beta, limnología, rotíferos.

ABSTRACT

Pantanos de Villa, is a coastal wetland conformed by several water bodies, permanent and seasonal. This ecosystem is internationally recognized as a RAMSAR site located in the south of the urban zone of Lima, Peru. In June 2004, October 2004 and April 2005, surveys of biodiversity and abundance of littoral zooplanktonic communities, representing to different permanent water bodies in 21 points of sampling in total were carried out. The samples of zooplankton were collected using a 75 μm of diameter plankton net and 120 mm of opening. The samples were preserved and fixed employing a solution of 4 % sweetened formalin. Some limnological parameters as dissolved oxygen (DO) (mg L^{-1}), transparency (cm), water temperature (T_{water}) ($^{\circ}\text{C}$), air temperature (T_{air}) ($^{\circ}\text{C}$) and maximum depth of each water body were determined. The results indicated the presence of 43 taxa, being abundant and frequent rotifers *Brachionus calyciflorus* (Pallas 1776) and *Epiphanes sensa* (Müller 1773), ostracoda, nematoda *Rhabdolaimus terrestris* de Mann, 1880 and the ciliate *Vorticella campanula* Ehrenberg, 1831. Number of organism- L^{-1} was 337 ± 80 and number of taxa by point of survey was 11.2 ± 2.1 . Significantly differences in DO, T_{water} and T_{air} between stations surveyed were found. Principal Component Analysis (PCA) indicated a component conformed by DO, T_{water} and T_{air} , and other formed by transparency and maximum depth. Finally, a valuation of alpha and beta diversity of zooplanktonic communities was performed in this aquatic ecosystem studied with the aim to propose guidelines for conservation.

KEYWORDS: Cladocers, copepods, alpha diversity, beta diversity, limnology, rotifer.

INTRODUCCION

El ecosistema de los Pantanos de Villa, Lima, Perú, es considerado actualmente un área protegida por el Estado, siendo un humedal de importancia internacional por ser un sitio RAMSAR (Vivar *et al.* 1998). Este ambiente presenta una gran diversidad de especies de flora y fauna, diversidad paisajística y constituye parte de un corredor ecológico en la ruta migratoria de muchas especies de aves (León *et al.* 1995, Valqui 2004).

La conservación de esta área natural protegida rodeada por comunidades humanas está amenazada por la destrucción del hábitat por disturbios antrópicos, debido al efecto de la ampliación de la frontera urbana, por la contaminación producida por residuos urbanos que son arrojados en los alrededores de los pantanos, por alteraciones en la calidad del agua por desagües de las empresas agropecuarias e industriales, por perturbaciones por ruido del tránsito vehicular, y probablemente por exceso de visitantes en determinados días de la semana (Young 1998).

La flora representativa de los Pantanos de Villa consiste en 67 especies de plantas en asociaciones características: gramadal en suelos arenosos, cuya especie predominante es la grama salada (*Distichlis spicata* (Linnaeus) Greene, Poaceae); totoral en áreas inundadas y bordes de los espejos de agua, siendo la especie predominante la totora (*Typha domingensis* (Persoon, 1807), Typhaceae); zona arbustiva, que se caracteriza por la apariencia de un matorral denso; y vega de ciperáceas en suelos saturados caracterizada por la presencia de *Scirpus americanus* (Persoon, 1810) (Cyperaceae) y *Paspalum vaginatum* Swartz, 1788 (Poaceae). La ornitofauna está representada principalmente por 155 especies de aves, de las cuales 77 son migratorias (Valqui 2004).

En los Pantanos de Villa se han evaluado diversos grupos biológicos de importancia como algas con 49 Bacillariophyceae, 40 Cyanophyceae y 30 Chlorophyceae (Montoya 1984), protozoarios como Mastigophora con 44 especies, Sarcodina con 29 especies y Ciliophora con 98 especies (Sarmiento & Morales 1998, Guillén *et al.* 2003), helmintos parásitos como *Notocotylus pacifera* (Noble, 1939) Harwood, 1939 (Trematoda), *Psilostomum* sp. (Trematoda) y *Diorchis americana* Ransom, 1909 (Cestoda) en *Fulica ardesiaca* Tschudi 1843

(Guillen & Morales 2003), moluscos como *Physa venustula* (Gould 1847), *Drepanotrema kermatoides* (Orbigny, 1835) y *Ancylus concentricus* (Orbigny 1835) (Vivar *et al.* 1998), arañas como Tetragnathidae, Araneidae, Sicariidae y Palpimanidae (Duárez 1998), insectos acuáticos, principalmente Belostomatidae, Libellulidae, Dytiscidae e Hydrophilidae (García *et al.* 1996), y aves como Podicipedidae, Pelecanidae, Sulidae, Ardeidae, Anatidae, Cathartidae, Falconidae, Rallidae, Charadriidae, Scolopacidae, Columbidae, Cuculidae, Strigidae, Furnariidae, Tyraniidae, Troglodytidae, Ploceidae y Fringillidae (Guillen & Barrio 1995, Valqui 2004), entre otros.

Sin embargo, a pesar que los organismos zooplanctónicos son utilizados para monitorear la calidad del agua (Modenutti 1998, Riofrio 2002, Ramos 2004, Rejas *et al.* 2005), éstos han sido pobremente evaluados en los Pantanos de Villa (Grosspietsch 1999).

La composición y abundancia de las comunidades zooplanctónicas puede ser influenciada por numerosos factores físicos, químicos y biológicos (Bini *et al.* 2001, Bledzki & Ellison 2003, Rejas *et al.* 2005, Suárez-Morales *et al.* 2005). La temperatura, el tamaño de los cuerpos de agua, el estado trófico, el estado sucesional, la calidad y la disponibilidad de alimento, la competencia y la depredación pueden afectar tanto la composición como la densidad poblacional del zooplancton, y ser factores que actúen en simultáneo en los ambientes naturales (Rodríguez & Matsumura-Tundisi 2000, Sampaio *et al.* 2002, Arora & Mehra 2003, Nagorskaya 2004, De Meester *et al.* 2005).

Los principales grupos componentes de las comunidades zooplanctónicas son los protozoos, rotíferos y crustáceos, particularmente copépodos y cladóceros. Sin embargo, el zooplancton dulceacuícola, especialmente en las regiones tropicales, puede contener una amplia diversidad de categorías taxonómicas (Santos-Wisniewski *et al.* 2002, Aoyagui *et al.* 2003, Suárez-Morales *et al.* 2004). A la fecha, en los Pantanos de Villa, no se ha evaluado la comunidad zooplanctónica representativa de este humedal, ni se ha empleado índices de diversidad alfa comparativamente.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar comparativamente la biodiversidad y abundancia de la comunidad zooplanctónica litoral de los Pantanos de Villa durante el 2004 y el 2005.

MATERIALES Y METODOS

AREA DE ESTUDIO

Los Pantanos de Villa están ubicados en el distrito de Chorrillos, al sur del Departamento de Lima, Perú ($12^{\circ} 11' 42''$ - $12^{\circ} 13' 18''$ LS y $76^{\circ} 58' 42''$ - $76^{\circ} 59' 42''$ LW). Es la única área protegida que existe dentro del casco urbano de la ciudad de Lima. La extensión actual de esta área protegida es de 276 ha (Resolución Ministerial N° 0909-2001) (Amaya *et al.* 1999). Esta área tiene escasa precipitación durante todo el año y los vientos que se presentan en la zona van de sur a sur-este, los cuales junto con la Corriente Peruana producen una niebla característica. La temperatura durante el verano oscila entre los 15 y 26°C y durante el invierno entre los 14 y 19°C.

El presente estudio se realizó durante tres ocasiones: 2 de junio del 2004 (ocho puntos), 28 de octubre del 2004 (cuatro puntos) y 8 abril del 2005 (nue-

ve puntos) (Fig. 1). Para la selección de los puntos de muestreo se tomó en cuenta las recomendaciones de Valdivia & Zambrano (1989) y Alvarino (1990). Por lo que buscó representar la heterogeneidad espacial de diferentes cuerpos de agua permanentes litorales. Lo cual incluyó lagunas, charcas permanentes y canales de poca profundidad (Young 1998). Las principales características de los puntos de muestreo fueron: Laguna mayor (puntos 2, 3, 5, 10, 13 y 16), la cual presenta una extensión de 50.000 m² y un sustrato arenoso-fangoso; Laguna Génesis (puntos 1, 9, 11 y 14), la cual presenta sustrato arenoso fangoso; Laguna Marvilla (puntos 7, 8, 12, 18, 19, 20 y 21), con una extensión de 3.360 m² y un sustrato tipo arenoso-limoso; charca permanente (puntos 6 y 15) con sustrato arenoso-fangoso, y finalmente un canal de poca profundidad con sustrato tipo arenoso (puntos 4 y 17) (Fig. 1). La hora de colecta se realizó entre las 9:30 a 12:30 h.

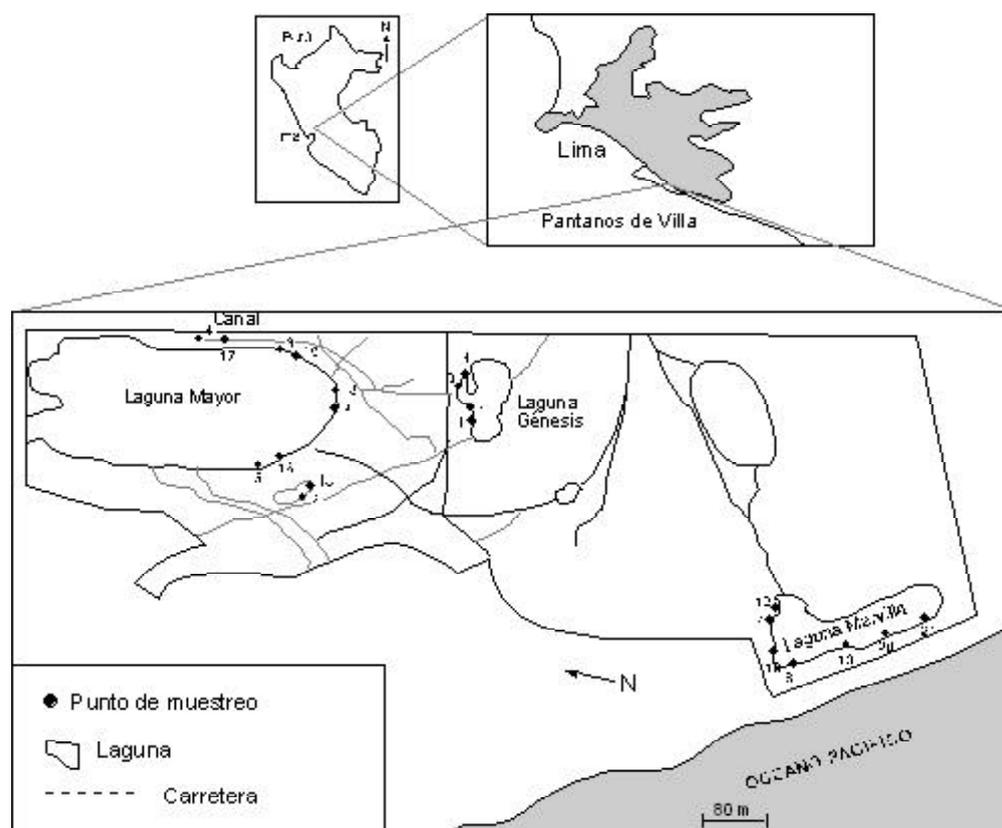


FIGURA 1. Mapa mostrando el área de estudio y los 21 puntos de muestreo.

FIGURE 1. Map showing the studied area and 21 points of sampling.

ZOOPLANCTON LITORAL

En cada punto de muestreo se procedió a filtrar el agua, con la ayuda de un balde plástico de 4 L de capacidad y empleando una red manual de malla Nylal® de 75 mm de abertura de poro y 120 mm de diámetro. El volumen filtrado varió en dependencia a las características de cada punto entre 8 a 20 L (Keppeler & Hardy 2004a). El zooplankton concentrado en las redes fue vertido a frascos de boca ancha de 200 mL y posteriormente se les adicionó formol azucarado al 10 % para lograr una concentración de fijación y preservación al 4 % (Valdivia & Zambrano 1989), luego fueron etiquetados y transportados al laboratorio para su posterior conteo e identificación taxonómica.

En el análisis cuantitativo se procedió a medir el volumen total de la muestra en una probeta de 100 mL, luego se tomaron submuestras de 3 mL y se colocaron en una placa Petri de plástico de 60 mm de diámetro para su observación al microscopio a 400 X y 1000 X de aumento, procediéndose luego al conteo de los especímenes girando la placa en zigzag (Arora & Mehra 2003). La densidad o abundancia de organismos zooplanktonicos se presentó en N° organismos · L⁻¹ (APHA 1995).

Para la identificación de los especímenes se utilizaron los trabajos sobre cladóceros del Perú y de copépodos de vida libre en el Perú (Valdivia & Zambrano 1989, Del Río & Valdivia 1989, Alvaríño 1990, Valdivia & Burger 1990). Para la identificación de los rotíferos se empleó a Koste (1972, 1978), a José de Paggi (1989) y a Segers (1995). Para los moluscos se siguió a Vivar *et al.* (1994), Thiengo *et al.* (2001) y a Paraense (2003). Para los copépodos se usó a Holynska *et al.* (2003), a Mirabdullayev *et al.* (2003) y a Suárez-Morales *et al.* (2004, 2005). Para el resto de grupos se empleó literatura especializada para su identificación.

Con el objetivo de verificar la constancia de cada taxón en las diferentes estaciones de muestreo fue determinado el índice de constancia (Sampaio *et al.* 2002). Los taxa fueron considerados constantes (C) cuando fueron registrados en más del 50% de las muestras, comunes (c) cuando se presentaron entre un 10 y 50%, y finalmente raros (r) hasta en un 10% de las muestras.

Para el análisis de la dominancia y abundancia de taxa, el criterio propuesto por Lobo & Leighton (1986) fue aplicado: un taxón fue considerado abundante cuando el número de individuos fue más alto que la densidad promedio de todos los taxa ocurrientes, y domi-

nante cuando su densidad numérica fue más alta que el 50% del total del número de individuos presentes.

VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Los análisis físicos y químicos incluyeron mediciones de temperatura del agua y del aire en °C mediante un termómetro de mercurio. El oxígeno disuelto (OD) en mg L⁻¹ siguió el protocolo propuesto por Winkler y la transparencia del agua en cm empleó el Disco de Secchi (APHA, 1995; Wetzel & Likens 2001). La profundidad máxima por punto de muestreo en cm se midió con la ayuda de una varilla de madera calibrada en cm (Iannacone *et al.* 2003). Solo en el muestreo de abril del 2005 se incluyó el pH y la conductividad en Ohms·cm⁻¹.

ANÁLISIS DE DATOS

Se empleó el coeficiente de correlación Spearman (r_s) para determinar la relación entre las abundancias de taxa del zooplankton (N° organismos L⁻¹) entre las tres ocasiones evaluadas. En adición, se usó para relacionar entre la riqueza del número de taxa nuevos totales: de rotíferos, de cladóceros y de protistas. Nuevamente se empleó, para determinar la relación entre la riqueza del número de taxa totales, de rotíferos, de cladóceros, de copépodos y de protista, entre los 21 puntos de muestreos.

Se emplearon tres métodos no paramétricos: Chao-2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden para estimar el número máximo de riqueza de taxa de zooplankton total, de rotíferos, de cladóceros y de protistas a partir del esfuerzo de muestreo realizado y de la acumulación de nuevos taxa que van apareciendo en las muestras (Moreno 2001).

Se empleó el análisis de componentes principales (ACP) como un criterio de reducción y ordenación de los cinco parámetros físicos y químicos y de los diez índices de diversidad alfa, obtenidos de cada una de las 21 estaciones de muestreo durante el 2004 y 2005, para producir variables compuestas no relacionadas. La rotación varimax fue realizada para facilitar la interpretación de los componentes del ACP (Zar 1996, Vivanco 1999).

Para el cálculo de la diversidad ecológica alfa se emplearon comparativamente varios índices para dar mayor robustez a los resultados: el índice de Shannon-Wiener (H') (bits·ind), el índice de Simpson (C), el índice de Margalef (D_{mg}), el índice de equidad de Pielou (J'), el índice de dominancia de McIntosh (D), el Índice de Menhinick (D_{Mn}) y el índice de Berger-

Parker (d) (Moreno 2001). Para el análisis de la diversidad ecológica beta comparativo de similitud entre las tres localidades se aplicaron los índices cualitativos de Sørensen (I_s), de Jaccard (I_j), de Sokal y Sneath ($I_{s,s}$), y de Ochiai- Barkman (I_{O-B}), así como los índices cuantitativos de Sørensen (Bray-Curtis) ($I_{s_{cuantitativo}}$) y de Morisita-Horn (I_{M-H}) (Moreno 2001, Medri & Lopes 2001, Iannacone *et al.* 2003). Se usó el coeficiente de correlación de Pearson (r_s) para relacionar los seis índices de similitud entre los tres periodos evaluados. En adición, se determinó el índice beta-2, que mide el grado en el cual la riqueza global

de taxa excede a la máxima riqueza muestral (Harrinson *et al.* 1992).

El ANDEVA fue usado para determinar si existían diferencias significativas para cada uno de los cinco parámetros físicos y químicos y los diez parámetros de diversidad alfa entre los tres periodos evaluados. En el caso de existir diferencias significativas se aplicó la prueba a posteriori de Tukey (Zar 1996). El nivel de significancia empleado fue de $\alpha = 0,05$ (Zar 1996). Se utilizó el paquete estadístico SPSS versión 13,0 para el cálculo de los estadísticos descriptivos e inferenciales.

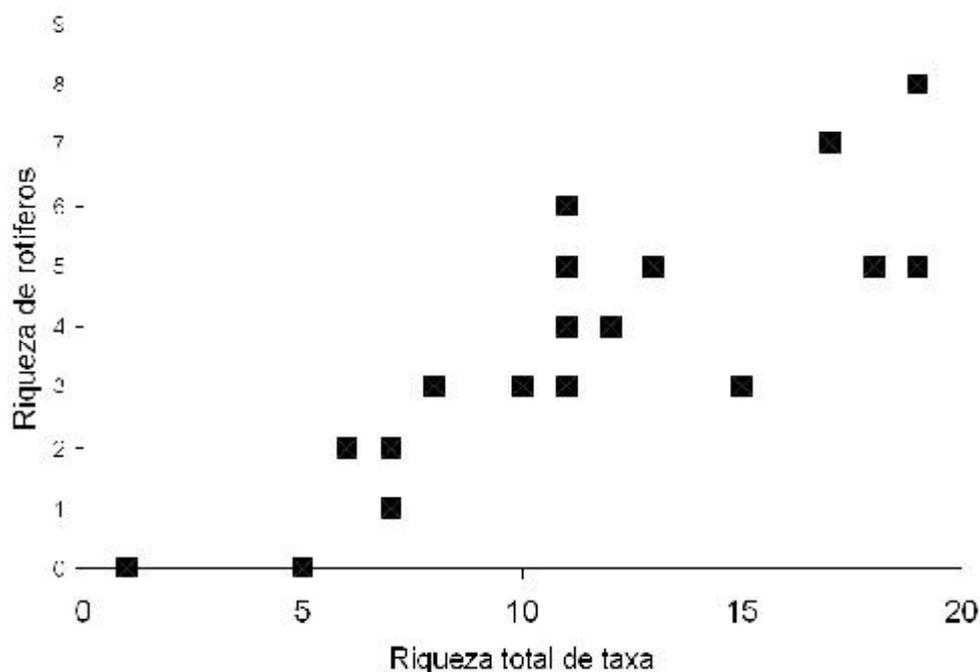


FIGURA 2. Congruencia entre la riqueza total de taxa de las comunidades zooplanctónicas y la riqueza del número de rotíferos.

FIGURE 2. Congruence between total richness of taxa of zooplanktonic communities and total richness of rotifers.

RESULTADOS

COMPOSICIÓN TAXONÓMICA Y ABUNDANCIA DEL ZOOPLANKTON

Considerando las tres ocasiones de evaluación, un total de 43 taxa de zooplankton fueron registrados, los que consistieron principalmente en 6 taxa

de protistas, 17 rotíferos, 7 cladóceros y 3 copépodos (Tabla I). El número promedio de organismos·L⁻¹ fue de 337±80 y el número promedio de taxa por punto de muestreo fue de 11,2±2,1. En junio de 2004, el zooplankton estuvo compuesto de 4 taxa de protistas, 12 rotíferos, 4 cladóceros y 3 copépodos. En octubre del 2004, el zooplankton

estuvo compuesto de 2 taxa de protistas, 11 rotíferos, 5 cladóceros y 2 copépodos. En cambio, en abril del 2005, el zooplancton estuvo compuesto de 4 taxa de protistas, 10 rotíferos, 3 cladóceros y 2 copépodos (Tabla I). La mayor riqueza de taxa zooplanctónicas se encontró en el muestreo de junio del 2004, seguido por el muestreo de octubre de 2004 y abril de 2005. Se observó una correlación positiva entre la riqueza total de taxa y la riqueza de rotíferos ($r=0,85$; $P<0,001$) (Fig. 2); entre la riqueza total de taxa y la riqueza de copépodos ($r=0,67$; $P=0,001$); entre la riqueza total de taxa y la riqueza de cladóceros ($r=0,65$; $P<0,001$); ausencia de correlación entre la riqueza total de taxa y la riqueza de protistas ($r=0,34$; $P=0,12$).

Con relación a la abundancia, los rotíferos fueron más abundantes en número de organismos y porcentualmente durante las tres ocasiones de muestreo (Fig. 3a,b). La abundancia decrece en la siguiente secuencia en junio del 2004: rotíferos, protistas, cladóceros y copépodos; en octubre del 2004, abril del 2005 y en el promedio total: rotíferos, protistas, copépodos y cladóceros (Fig 3a,b). Se observa un incremento en la abundancia

de rotíferos y una disminución de cladóceros en abril de 2005 (Fig 3a,b).

De los 43 taxa evaluados, seis fueron considerados constantes (en + 50% de las muestras), 18 comunes (entre 10 y 50 % de las muestras) y 19 raros (<10% de las muestras). Los seis taxa constantes fueron en orden decreciente: *Rhabdolaimus terrestris* (Nematoda), ostracoda (Crustácea), *Vorticella campanula* (Protista), *Epiphanes sensa* (Rotífera), *Brachionus calyciflorus* (Rotífera) y *Mesocyclops longisetus* (Copépoda). Ningún cladóceros fue considerado especie constante (Tabla I). De los cladóceros, las especies más abundantes fueron *Alona combouei* y *Ceriodaphnia dubia* (Tabla I).

9 taxa fueron consideradas abundantes: 1 protista *V. campanula*, 1 nematodo *R. terrestris*, 3 rotíferos *E. sensa*, *B. calyciflorus* y *B. dimidiatus*, 2 cladóceros *A. combouei* y *C. dubia*, 1 copépodo *M. longisetus* y un ostrácodo, con género y especie no identificados (Tabla I). En cambio, ningún taxa fue considerado dominante al no presentar una densidad numérica más alta que el 50% del total del número de individuos presentes (Tabla I).

Tabla I. Inventario faunístico e Indices de constancia (C) de las taxa pertenecientes a las comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú.

TABLE I. Faunistic inventory and constancy indexes (C) of taxa belonging to littoral zooplanktonic communities of Pantanos de Villa wetland, Lima, Peru.

Taxa zooplanctónicos	junio 2004	octubre 2004	abril 2005	\bar{X}	Nº estaciones que presentó
	Nº org •L ⁻¹				
Gastotricha					
<i>Chaetonotus</i> sp.	0	2	0	0,38	1r
Nematoda					
<i>Rhabdolaimus terrestris</i> De Mann 1880	22	11	31	23,76	17C
Rotífera					
<i>Asplachna priodonta</i> Gosse 1851	12	2	1	5,38	5c
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas 1776	39	22	68	48,19	15C
<i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce 1931	17	3	17	14,33	4c
<i>Brachionus</i> spp. (huevos)	7	0	0	2,67	3c
<i>Epiphanes sensa</i> (Müller 1773)	37	26	68	48,19	15C
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg 1832)	0	3	9	4,43	4c
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg 1834)	0	2	0	0,38	1r
<i>Hexarthra bulgarica</i> (Wiszniewski 1933)	0	0	1	0,43	1r
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse 1851)	6	0	1	2,71	4c
<i>Keratella tropica</i> (Apstein 1907)	0	1	0	0,19	1r
<i>Lecane leontina</i> (Turner 1892)	1	0	0	0,38	1r
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg 1832)	1	3	14	6,95	5c
<i>Lecane luna</i> (OFM 1776)	2	0	10	5,05	1r
<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein 1883)	1	0	0	0,38	1r
<i>Lepadella patella</i> (OFM 1786)	12	6	0	5,71	4c

Continuación Tabla I.

Taxa zooplanctónicas	junio 2004	octubre 2004	abril 2005	\bar{X}	Nº estaciones que presentó
	Nº org · L ⁻¹				
<i>Philodina acuticornis</i> Murray 1902	0	3	0	0,57	1r
<i>Ptygura longicornis</i> (Davis 1867)	1	4	1	1,57	3c
Annelida					
<i>Aelosoma variegatum</i> Vejdovsky 1886	0	1	1	0,62	3c
Mollusca (Fauna acompañante)					
<i>Drepanotrema kermatooides</i> (Orbigny 1835)*	16	0	1	6,52	3c
<i>Heleobia cumingii</i> (Orbigny 1835)*	1	1	1	1,00	6c
<i>Physa venustula</i> (Gould 1847)*	9	0	0	3,43	4c
Cladocera					
<i>Alona cambouei</i> Guerne & Richard 1893	29	19	1	15,10	10c
<i>Alona rectangula</i> Sars 1861	0	4	0	0,76	1r
<i>Alonella dentifera</i> Sars 1901	0	1	0	0,19	1r
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	22	0	0	8,38	1r
<i>Kurzia latissima</i> (Kurz 1875)	1	1	0	0,57	2r
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	0	0	1	0,43	1r
<i>Simocephalus vetulus</i> (Müller 1776)	1	2	1	1,19	4c
Copépoda					
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiébaud, 1914)	23	11	12	16,00	13C
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer 1929)	1	0	0	0,38	1r
Harpacticoidea gen. sp. no identificada	2	1	1	1,38	7c
Ostracoda					
Ostracoda gen. sp. no identificada	54	69	5	35,86	16C
Acari					
Acarina gen. sp. no identificada	1	0	1	0,81	5c
Insecta (Fauna acompañante)					
Plecoptera gen. sp. no identificada*	0	1	1	0,62	2r
<i>Chironomus calligraphus</i> (Goeldi 1905)	1	7	3	3,00	9c
Protista (Fauna acompañante)					
<i>Peridinium</i> sp.	1	0	0	0,38	1r
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1830	0	0	2	0,86	1r
<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg 1832)	4	18	5	7,10	10c
<i>Diffugia lobostoma</i> Leidy 1879	0	0	2	0,86	1r
<i>Paramecium aurelia</i> (Ehrenberg 1838)	1	0	0	0,38	2r
<i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg 1831	86	23	39	53,86	15C
Nº Taxas	31	28	28	29,14	

C = Constante; c = común; r = rara. * = No típicos del zooplancton. \bar{X} = Promedio ponderado de los 21 muestreos.

VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

La Tabla II nos muestra los valores para las cinco variables fisicoquímicas en los 21 muestreos realizados en junio de 2004, octubre de 2004, abril de 2005 y el valor promedio. La temperatura del agua y del aire, así como el oxígeno disuelto presentaron diferencias estadísticamente significativos entre los tres periodos evaluados. La temperatura del agua fue más baja en junio de 2004 (5°C menos) en comparación con octubre de 2004 y abril de 2005 (F=20,48; P= 0,00). El mismo patrón se encontró para la temperatura del aire (5°C

menos) (F= 16,22; P=0,00) y para el oxígeno disuelto (2 mg·L⁻¹ menos) (F=4,24; P=0,03). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas para la transparencia (F=1,91; P=0,17) y para la profundidad del cuerpo de agua (F=1,55; P=0,23). De las 21 muestras analizadas 20 permitieron la transmisión de la luz (95,2%) y solo una no (4,8%) según el disco de Secchi que evaluó la transparencia del agua. Sólo en abril de 2005 se evaluó el pH siendo 7,9 ± 0,3 (rango de 7,4 a 8,5), y la conductividad, la cual fue de 6,9 ± 2,5 Ohms·cm⁻¹ (rango de 4,7 a 11,9).

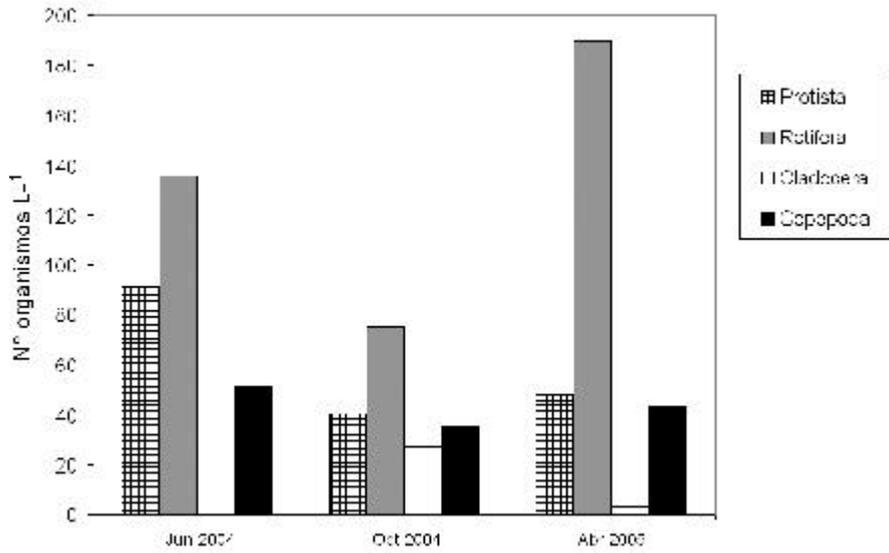


FIGURA 3a. Cambios en el Nº organismos L⁻¹ de las cuatro principales comunidades zooplanctónicas en los Pantanos de Villa, Lima, Perú.

FIGURE 3a. Changes in the number of organisms L⁻¹ of four main zooplanktonic communities in Pantanos de Villa, Lima, Peru.

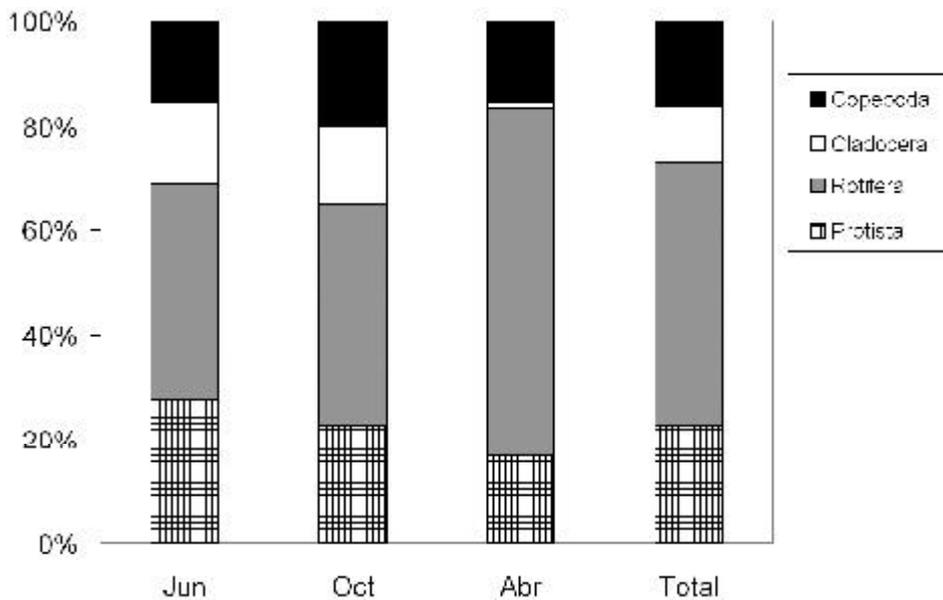


FIGURA 3b. Abundancia relativa de las cuatro principales comunidades zooplanctónicas en los Pantanos de Villa, Lima, Perú.

FIGURE 3b. Relative abundance of four main zooplanktonic communities in Pantanos de Villa, Lima, Peru.

TABLA II. Parámetros físicos y químicos para Pantanos de Villa.

TABLE II. Physical and chemical parameters for Pantanos de Villa.

Variables	junio 2004	octubre 2004	abril 2005	$\bar{X} \pm DE$
Temperatura del agua (°C)	19,8±1,3a	25,3±1,2b	24,8±2,4b	23,3±3,3
Temperatura del aire (°C)	17,7±3,3a	23,6±1,8b	24,7±2,4b	21,9±4,2
OD (mg·L ⁻¹)	2,7±2,2a	5,5±1,4b	5,2±2,2ab	4,4±2,4
Transparencia (cm)	34,8±21,9a	57,0±30,4a	36,5±14,7a	40,5±22,4
Profundidad (cm)	36,1±29,5a	62,2±30,9a	56,8±28,8a	50,5±30,3

\bar{X} = Promedio. DE = Desviación estándar.

Letras minúsculas iguales en sentido horizontal indican que los promedios son estadísticamente iguales.

El ACP produjo dos componentes con Eigenvalues > 1 para los parámetros físicos y químicos (Tabla III). Los parámetros físicos y químicos fueron ordenados en un espacio de dos dimensiones, de acuerdo al ACP. La temperatura del agua, del aire y el oxígeno disuelto estuvieron correlacionados con el primer componente, que explicó el 43,477 % de la variabilidad. La transparencia y la profundidad estuvieron correlacionadas con el segundo componente que explicó el 34,513 % de la variabilidad (Tabla III).

DIVERSIDAD ALFA

No se encontraron diferencias significativas entre las evaluaciones de junio de 2004, octubre del 2004 y abril de 2005 para ninguno de los 10 índices bióticos evaluados (Tabla IV). No se encontraron diferencias significativas para la riqueza específica total (F=1,13; P=0,34), para la abundancia (F=0,12; P=0,88), para la riqueza específica de rotíferos (F=0,46; P=0,63), para Margalef (F=0,71; P=0,51), para Menhinick (F=0,15; P=0,85), para Simpson (F=0,42; P=0,66), para Berger-Parker (F=0,38; P=0,69), para McIntosh (F=0,34; P=0,71), para Shannon-Wiener (F=0,86; P=0,43) y para Pielou (F=0,34; P=0,71) entre las tres ocasiones de muestreo. El índice de Berger-Parker y el de Simpson mostraron valores bajos, debido a que las comunidades zooplanctónicas no presentaron dominancia mayor al 50% de ningún taxa (Tablas I y IV). En cambio los índices de diversidad de Shannon-Wiener y de Pielou fueron relativamente altos para las comunidades zooplanctónicas (Tabla IV).

TABLA III. Resumen del análisis de componentes principales (ACP) de los parámetros fisicoquímicos.

TABLE III. Summary of analysis of principal components (APC) for physical and chemical parameters.

Parámetros	CP1	CP2
Eigenvalue	2,32	1,57
% de la varianza	43,477	34,513
Temperatura del agua	0,922	0,032
Temperatura del aire	0,914	0,012
OD	0,676	0,165
Transparencia	-0,011	0,948
Profundidad	0,177	0,894

Los valores más altos en cada componente para cada variable son mostrados en **negrita**.

El ACP produjo tres componentes con Eigenvalues > 1 para los índices bióticos (Tabla V). Cinco índices bióticos (Pielou, Berger-Parker, Simpson, McIntosh y Shannon-Wiener) estuvieron correlacionados con el primer componente, que explicó el 45,587 % de la variabilidad. Otros tres índices bióticos (Riqueza específica de rotíferos, Riqueza específica total y Margalef) estuvieron correlacionados con el segundo componente, que explicó el 29,221 % de la variabilidad (Tabla V). El índice de Menhinick y el N° de organismos L⁻¹ estuvieron relacionados con el tercer componente, que explicó el 19,383 de la variabilidad (Tabla V).

TABLA IV. Índices bióticos de diversidad alfa (α) de Pantanos de Villa.

TABLE IV. Biotic indexes of alpha diversity for Pantanos de Villa.

Índices	junio	octubre	abril	$\bar{X} \pm DE$
	2004	2004	2005	
Pielou, J'	0,80 \pm 0,1 ^a	0,84 \pm 0,1 ^a	0,74 \pm 0,3 ^a	0,78 \pm 0,2
Berger-Parker, d	0,37 \pm 0,1 ^a	0,27 \pm 0,2 ^a	0,36 \pm 0,2 ^a	0,35 \pm 0,2
Simpson, C	0,22 \pm 0,1 ^a	0,17 \pm 0,1 ^a	0,28 \pm 0,3 ^a	0,24 \pm 0,2
McIntosh, D	0,54 \pm 0,1 ^a	0,63 \pm 0,2 ^a	0,55 \pm 0,2 ^a	0,56 \pm 0,2
Shannon-Wiener, H'	1,8 \pm 0,4 ^a	2,2 \pm 0,6 ^a	1,7 \pm 0,7 ^a	1,85 \pm 0,6
Riqueza específica de rotíferos	3,7 \pm 2,4 ^a	4,0 \pm 2,6 ^a	2,9 \pm 2,0 ^a	3,4 \pm 2,2
Riqueza específica total	11,1 \pm 4,7 ^a	13,5 \pm 5,5 ^a	9,2 \pm 4,6 ^a	10,7 \pm 4,8
Margalef, Dmg	2,1 \pm 0,9 ^a	2,3 \pm 1,0 ^a	1,7 \pm 0,9 ^a	2,0 \pm 0,9
Menhinick, DMn	1,01 \pm 0,6 ^a	0,85 \pm 0,4 ^a	0,95 \pm 0,4 ^a	0,95 \pm 0,4
N° total de organismos L ⁻¹	436 \pm 594 ^a	271 \pm 54 ^a	329 \pm 656 ^a	358 \pm 548

\bar{X} = Promedio. DE = Desviación estándar.

Letras minúsculas iguales en sentido horizontal indican que los promedios son estadísticamente iguales.

TABLA V. Resumen del análisis de componentes principales (CP) de los Índices bióticos de diversidad alfa (α).

TABLE V. Summary of principal component analysis (APC) for biotic indexes of alpha diversity (α).

Índices	CP1	CP2	CP3
Eigenvalue	6,090	1,948	1,381
% de la varianza	45,587	29,221	19,383
Pielou, J'	0,972	0,109	0,026
Berger-Parker, d	-0,963	-0,200	0,001
Simpson, C	-0,948	-0,291	0,020
McIntosh, D	0,906	0,331	0,035
Shannon-Wiener, H'	0,798	0,587	0,028
Riqueza específica de rotíferos	0,180	0,930	-0,168
Riqueza específica total	0,339	0,915	0,099
Margalef, Dmg	0,408	0,756	0,491
Menhinick, Dmn	0,080	0,188	0,912
N° total de organismos L ⁻¹	0,100	0,148	-0,908

Los valores más altos en cada componente para cada variable son mostrados en **negrita**.

No se encontró correlación significativa entre la temperatura del agua, temperatura del aire y el oxígeno disuelto con relación a cuatro índices bióticos: Pielou, Shannon-Wiener, riqueza específica total y N° total de organismos L⁻¹ ($r = \pm 0,01$ a $0,98$; $P = 0,11$ a $0,98$).

Al graficar el número de taxa nuevos que aparecen a lo largo de los 21 puntos de colecta durante el 2004 y el 2005, se observa que en junio del 2004 se registraron 31 taxa, luego en octubre de 2004, se encontraron 8 nuevos taxa incrementándose hasta 39 y finalmente en abril de 2005 se registraron 5 nuevos taxa hasta 44 (Fig. 4). La estabilización del número de taxa ($n=44$) se da en el muestreo N° 18. Sin embargo, los estimadores no paramétricos Chao-2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden indicaron que aun se requiere aumentar el esfuerzo de muestreo, pues indicaron valores de 82, 58 y 69 taxa zooplanctónicas totales como las estimadas para Pantanos de Villa. Esto es debido a que 16 taxa sólo se presentaron en uno de los 21 muestreos y 16 taxa se presentaron entre dos a cinco puntos de muestreo (Fig. 5). El mismo patrón se observó para los rotíferos, pues los estimadores no paramétricos Chao-2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden indicaron valores de 17,23 y 28. La estabilización del número de taxa de rotíferos

se da en el muestreo N° 14 (Fig. 4). Para los cladóceros, los estimadores no paramétricos Chao-2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden indicaron valores de 15, 11 y 14. La estabilización del número de taxa de cladóceros se da en el muestreo N° 16 (Fig. 4). Finalmente, para la fauna acompañante los protistas, los estimadores no paramétricos Chao-2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden indicaron valores de 8, 9 y 10. La estabilización del número de taxa de protistas se da en el muestreo N° 18 (Fig. 4). El número de taxa nuevos estuvo correlacionado positivamente con el número de taxa nuevos de rotíferos ($r=0,98$; $P<0,001$); el número de taxa nuevos estuvo correlacionado con el número de taxa nuevos de cladóceros ($r=0,98$; $P<0,001$); el número de taxa nuevos estuvo correlacionado con el número de taxa nuevos de protistas ($r=0,79$; $P<0,001$); el número de taxa nuevos de rotíferos estuvo correlacionado con el número de taxa nuevos de cladóceros ($r=0,96$; $P<0,001$), el número de taxa nuevos de rotíferos estuvo correlacionado con el número de taxa nuevos de protistas ($r=0,71$; $P<0,001$), y el número de taxa nuevos de cladóceros estuvo correlacionado con el número de taxa nuevos de protistas ($r=0,76$; $P<0,001$) (Fig. 4).

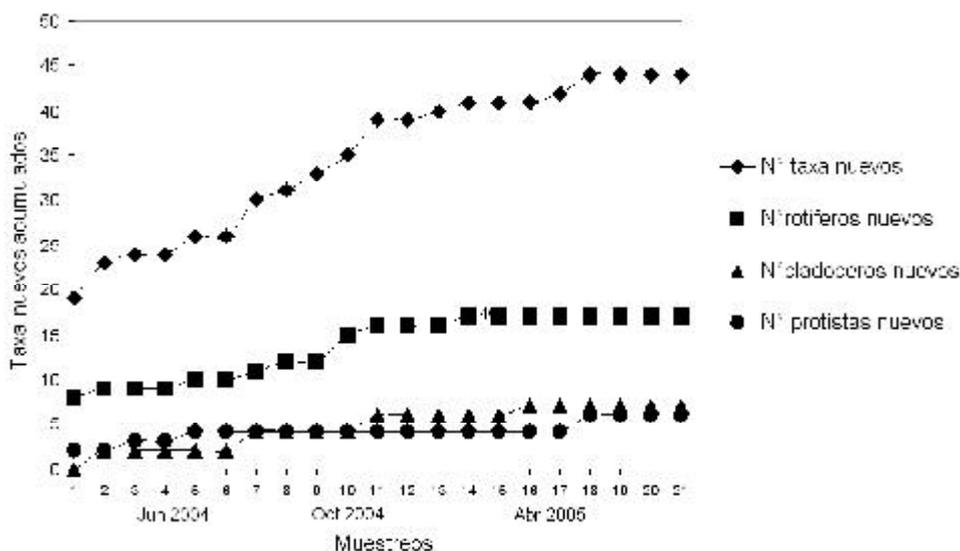


FIGURA 4. Número de taxa nuevos totales, rotíferos nuevos, cladóceros nuevos y protistas nuevos que aparecen a lo largo de los 21 muestreos en los Pantanos de Villa durante el 2004 y el 2005.

FIGURE 4. Number of new total taxa, new rotifers, new cladoceran and new protist that appear along 21 sampling sites in Pantanos de Villa during 2004 and 2005.

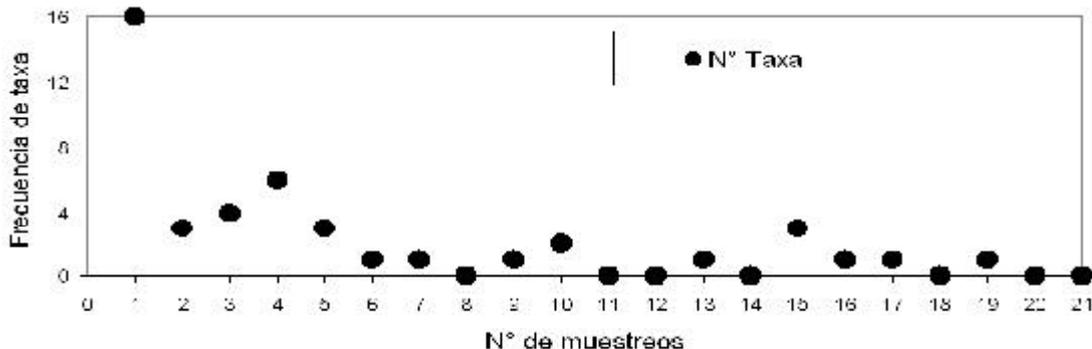


FIGURA 5. Relación entre la frecuencia de taxa con el número de muestreos en los Pantanos de Villa durante el 2004 y el 2005.

FIGURE 5. Relation between frequency of taxa with number of sampling sites in Pantanos de Villa during 2004 and 2005.

DIVERSIDAD BETA

Los cuatro índices de similaridad cualitativos [Sörensen (I_s), Jaccard (I_j), Sokal y Sneath (I_{s-s}) y Ochiai-Barkman (I_{o-b})] presentaron el mismo patrón, mayores similitudes en orden descendente para las comunidades zooplanctónicas: octubre 2004-abril 2005, junio 2004-abril 2005 y junio 2004-octubre 2005. La presencia o ausencia de los protistas *Peridinium* sp., *Paramecium aurelia*, del gastrotríco; los rotíferos *F. longisetia*, *Keratella cochlearis*, *Lecane leontina*, *Lecane luna* y *Lecane ludwigi*, el molusco *Drepanotrema kermatoides*, los cladóceros *Alona rectangula* y *Alonella dentifera*, y el copépodo *Thermocyclops decipiens* serían los principales taxa no compartidos entre muestreos (Tabla I). En cambio para los dos índices de similaridad cuantitativos [Sörensen cuantitativo ($IS_{cuantitativo}$), Morisita-Horn (I_{M-H})] se observó un patrón opuesto en orden descendente: octubre 2004-junio 2004, junio 2004-abril 2005 y finalmente octubre 2004-abril 2005 (Tabla VI). Trece taxa fueron compartidos en las tres ocasiones de muestreo, destacándose por su abundancia cinco: *R. terrestres*, *B. calyciflorus*, *E. sensa*, *M. longisetus* y *V. campanula* (Tabla I).

Se observó una correlación lineal significativa en el $N^\circ \text{ org L}^{-1}$ de cada taxa entre junio 2004- octubre 2004 ($r=0,97$; $P=0,001$), entre junio 2004-abril 2005 ($r=0,91$; $P=0,011$) y entre octubre 2004- abril 2005 ($r=0,97$; $P=0,001$). El índice de beta-2 mostró para junio de 2004, octubre de 2004 y abril de 2005 valores de 53,69 % (24,60-100), 75,88 % (51,85-100) y 37,72 % (0-58,3), respectivamente.

DISCUSION

Los principales grupos que componen las comunidades zooplanctónicas son los protistas, rotíferos y crustáceos, particularmente copépodos y cladóceros (Sampaio *et al.* 2002, Neves *et al.* 2003, Keppeler & Hardy 2004a).

Los rotíferos fueron el grupo con mayor riqueza taxonómica y abundancia durante los tres periodos de muestreo (Tabla I). Sampaio *et al.* (2002) evaluó la composición y abundancia de la comunidad zooplanctónica conformada por rotíferos, cladóceros y copepodos en siete reservorios del río Paranapanema, Brasil durante cuatro periodos del año. En cambio, Neves *et al.* (2003) analizó la composición taxonómica de dos grupos del zooplancton: rotíferos y cladóceros, en los márgenes del río Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. En estos dos últimos estudios se encontraron resultados similares al indicar que los rotíferos fueron los dominantes sobre los otros representantes del zooplancton, semejante a lo encontrado en el presente estudio (Tabla I).

Este patrón de mayor riqueza taxonómica y abundancia de los rotíferos es el común en ambientes dulceacuícolas tropicales, sean estos lagos, lagunas, reservorios, ríos o arroyos. Esto puede ser atribuido a que estos organismos son estrategas r, oportunistas, tamaño pequeño, ciclo de vida corto y amplia tolerancia a una variedad de factores ambientales (Neves *et al.* 2003). De las 17 especies de rotíferos 7 se presentaron en forma constante en las tres ocasiones de muestreo (Tabla I). En cambio, 6 especies

forman parte de una sucesión de especies de rotíferos, pues se presentaron sólo en una de las ocasiones de los tres muestreos (Tabla I). En adición, el amplio espectro de partículas alimenticias explotadas por los rotíferos, el cual tiene la habilidad de consumir bacterias, algas y detritus de diferentes tamaños, permite diferentes dietas para muchas especies simultáneamente presentes en los cuerpos de agua (Arora & Mehra 2003). La zona litoral ha sido señalada como la que presenta una mayor diversidad de rotíferos en comparación a la zona limnética (Rodríguez & Matsumura-Tundisi 2000). Se encontró en el presente estudio una dominancia numérica de los rotíferos a pesar de emplear una malla de 75 μm , el cual podría subestimar la cantidad de pequeños organismos. Dos especies de rotíferos *E. sensa* y *B. calyciflorus* fueron las más abundantes durante todo el muestreo (Tabla I). Este patrón está en oposición a lo encontrado por Sampaio *et al.* (2002), quienes a pesar de evaluar comunidades zooplanctónicas en reservorios dulceacuícolas, observaron que diferentes especies de rotíferos dominan en diferentes periodos de muestreo y no hay una sola especie dominante durante todo el año. *Brachionus calyciflorus* es una especie indicadora de eutroficación, observándose altas densidades de este rotífero durante las tres ocasiones de muestreo, lo cual está en armonía con niveles de oxígeno disuelto bajos, cuyo promedio fue menor a 4 mg L^{-1} en el presente estudio (Tabla II) (Sampaio *et al.* 2002). Las familias Lecanidae, típicamente litoral con cuatro taxa y Brachionidae, típicamente planctónica con cinco taxa fueron las familias de rotíferos más frecuentemente observadas en el presente trabajo (Tabla I), las cuales son predominantes en ambientes tropicales (Keppeler & Hardy 2004b).

En los copépodos, la predominancia numérica de estadios tempranos de desarrollo, nauplios-metanauplios es el patrón más común, registrándose en diferentes hábitats dulceacuícolas como los Humedales de Ventanilla, Callao, Perú (Moreno 2003), y también encontrado en el presente estudio, con 25, 24 y 31 org L^{-1} para junio del 2004, octubre del 2004 y abril del 2005, respectivamente. Las altas densidades de formas inmaduras son resultados de una continua reproducción de estos organismos, en las regiones neotropicales, con superposición de varias cohortes. Según Neves *et al.* (2003), un factor que puede determinar la proporción de formas

inmaduras y de adultos es la intensidad de depredación y el balance de depredación por invertebrados y vertebrados. La existencia de formas inmaduras es de gran importancia para la estructura comunitaria del zooplankton, con relación a la dinámica poblacional, y también a los aspectos tróficos, debido a que las fases tempranas pueden ocupar nichos diferentes que los adultos. Así los nauplios de ciclopoideos son predominantemente filtradores herbívoros y los adultos tienen hábitos de alimentación raptorial, son predominantemente carnívoros (Neves *et al.* 2003). La proporción de nauplio-metanauplio y ciclopoideos adultos fluctuó de 1,04, 2,18 y 2,58 para junio 2004, octubre 2004 y abril 2005, respectivamente. A pesar que la dieta de los copépodos ciclopoideos que tienden a ser omnívoros al alimentarse de plancton y de otros microinvertebrados bénticos y su amplitud de nicho les favorecen. Sin embargo, su reproducción obligatoria sexual y ciclos de vida más largos, resultan en un reducido número de generaciones en comparación con los rotíferos y los cladóceros (Sampaio *et al.* 2002). La especie cosmopolita y pantropical *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929), muy común en ambientes dulceacuícolas de Brasil en altas densidades y considerada una especie típica de ambientes disturbados y enriquecido por nutrientes (Suárez-Morales *et al.* 2004), en el presente estudio fue considerada especie rara (Tabla I). De acuerdo con Sampaio *et al.* (2002), las especies de *Thermocyclops* son consideradas generalmente herbívoras o algunas veces carnívoras, mientras que las especies tropicales de *Mesocyclops* son consideradas carnívoras o detritívoras (Suárez-Morales *et al.* 2004). A pesar de que los copépodos calanoideos son muy comunes en los ambientes dulceacuícolas tropicales, éstos no se han registrado en el presente estudio (Tabla I).

Los cladóceros han sido señalados como buenos indicadores del estado trófico en ecosistemas lénticos. Inclusive el rango del tamaño de las especies es usado como un indicador de calidad del agua. Las especies de cladóceros grandes, principalmente Daphniidae, están relacionadas con una mejor calidad del agua, por el control del fitoplancton por herbivoría; en cambio la predominancia de pequeños cladóceros está relacionada con aguas más eutróficas (Santos-Wisniewski *et al.* 2002). En el presente estudio predominaron las especies pequeñas de cladóceros como el chydorido *Alona*

cambouei Guerne & Richard, 1893, relacionada con tenores de oxígeno bajos (Tablas I y II), y de ser habitantes típicos de la zona litoral (Santos-Wisniewski *et al.* 2002). Por otro lado, Gilbert (1988) propone que la depredación por los grandes cladóceros tiene un rol modelador y de control en las comunidades naturales del zooplancton, principalmente sobre los rotíferos; así los rotíferos pueden ocurrir en altas densidades con la presencia de pequeños cladóceros, en cambio los rotíferos no son componentes abundantes del zooplancton en la presencia de cladóceros grandes (> 1,2 mm). En el presente estudio, las especies pequeñas de cladóceros y las especies de rotíferos predominaron y coexistieron en los Pantanos de Villa. En cambio, los cladóceros grandes no fueron dominantes (Tabla I). DeMott *et al.* (2001) indica que los cladóceros grandes pueden ser excluidos por la interferencia de filamentos de cianobacterias. Se han reportado hasta la fecha 171 especies de protistas en los Pantanos de Villa (Guillén *et al.* 2003). Sin embargo, debido al protocolo empleado relacionado con 1) mallas planctónicas de 75 μm , y 2) fijador y preservante a base formol azucarado al 10 %, sólo se registraron seis especies de protozoos, lo cual es una subestimación de la diversidad del grupo (Tabla I). Esto explicaría por qué no se encontró una correlación positiva y significativa entre el número de taxa totales por punto de muestreo y el número de taxa de protistas. La presencia del ciliado *Vorticella* estaría indicando la existencia de aguas con alta presencia de materia orgánica (Guillén *et al.* 2003).

Rhabdolaimus terrestris es un nematodo bacterívoro muy abundante en los ambientes dulceacuícolas y terrestres (Ettema *et al.* 1998). En el presente trabajo fue considerada una especie constante (Tabla I).

No se observó diferencias entre los diez diferentes índices bióticos de diversidad alfa en los Pantanos de Villa relacionados a la estacionalidad de los tres periodos de muestreo (Tabla IV), a pesar que existieron diferencias en la temperatura del agua, del aire y el OD entre los periodos de muestreo (Tabla II), fluctuación en el ciclo hidrológico de los Pantanos de Villa con incremento en el nivel durante el invierno, y un número de puntos de muestreo menor en octubre de 2004 en comparación a junio de 2004 y abril de 2005. La diversidad beta de similaridad entre los tres pe-

riodos de muestreo indicó valores muy cercanos entre sí, no fluctuando más del 8% entre los cuatro índices cualitativos y del 19% entre los dos cuantitativos (Tabla VI). Diferencias estacionales en las comunidades planctónicas han sido observadas en diversos cuerpos de agua dulceacuícolas de la región neotropical (Sampaio *et al.* 2002, Aoyagui *et al.* 2003, Neves *et al.* 2003, Keppeler & Hardy 2004b).

La diversidad de especies zooplanctónicas tiende a ser baja en ecosistemas controlados por variables físicas y químicas y alta en ecosistemas controlados biológicamente (Keppeler & Hardy 2004b). La ausencia de estacionalidad de los índices bióticos de diversidad alfa, a pesar de la fluctuación de la temperatura y del oxígeno entre los tres periodos de muestreo; así como la falta de correlación con los principales indicadores bióticos, pudiera aparentemente mostrar que el control del ecosistema es biológico más que físico y químico. Sin embargo, al no registrarse en el presente estudio a los depredadores del zooplancton; así como evaluar el pH y la conductividad sólo en la última ocasión de muestreo, y amplio distanciamiento en el tiempo de las ocasiones de muestreo, no nos permiten tener resultados concluyentes. En adición, la perturbación antrópica del humedal sería un factor de influencia en la diversidad del zooplancton (Keppeler & Hardy 2004b). La baja profundidad de un cuerpo de agua es un factor que disminuye la diversidad zooplanctónica en un hábitat (Keppeler & Hardy 2004a). El cuerpo de agua estudiado tiene una profundidad promedio de 50,5 cm, siendo un factor más que contribuye a su alta diversidad (Tabla II).

Allen *et al.* (1999) encontró baja congruencia en la riqueza de especies de varios grupos de organismos lénticos como diatomeas, rotíferos, crustáceos, macroinvertebrados, peces y aves. En el presente estudio, se observó un patrón opuesto, una correlación positiva entre la riqueza total de taxa y la riqueza de rotíferos; entre la riqueza total de taxa y la riqueza de copépodos, y entre la riqueza total de taxa y la riqueza de cladóceros. Los rotíferos, al presentar la mayor riqueza y abundancia en el humedal de Pantanos de Villa y la mayor correlación con la riqueza total de taxa, se convierten en los más efectivos taxa "sombrija" de las comunidades zooplanctónicas con fines de conservación de este ecosistema (Allen *et al.* 1999).

Los presentes resultados indican la necesidad de continuar evaluando este humedal y de conservar este cuerpo de agua inmerso dentro del ecosistema urbano de Lima, Perú, el cual contiene

una diversidad y abundancia significativa de invertebrados acuáticos, muchos de los cuales no han sido registrados previamente para este ecosistema.

TABLE VI. Diversidad beta de similaridad empleando seis índices entre los tres periodos de muestreo (junio 2004, octubre 2004 y abril 2005) para los Pantanos de Villa.

TABLE VI. Beta diversity of similarity employing six indexes between three periods of survey (June 2004, October 2004 and April 2005) for Pantanos de Villa.

Indice de Sörensen (I _S)				
		Junio 2004	Octubre 2004	Abril 2005
Indice de Jacard (I _J)	Junio 2004	-	0,64	0,67
	Octubre 2004	0,48	-	0,71
	Abril 2005	0,51	0,55	-
Indice de Sokal y Sneath (I _{S-S})				
		Junio 2004	Octubre 2004	Abril 2005
Indice de Ochiai-Barkman (I _{O-B})	Junio 2004	-	0,32	0,35
	Octubre 2004	0,022	-	0,40
	Abril 2005	0,025	0,026	-
Indice de Sörensen cuantitativo (IS _{cuantitativo})				
		Junio 2004	Octubre 2004	Abril 2005
Indice de Morisita-Horn (I _{M-H})	Junio 2004	-	0,29	0,28
	Octubre 2004	0,79	-	0,25
	Abril 2005	0,66	0,58	-

I_S = Indice de Sörensen. I_J = Indice de Jaccard. I_{S-S} = Indice de Sokal y Sneath.
 I_{O-B} = Indice de Ochiai-Barkman. IS_{cuantitativo} = Indice de Sörensen cuantitativo.
 I_{M-H} = Indice de Morisita-Horn.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los estudiantes del curso de Biología de la Conservación de los semestres 2004-I, 2004-II y 2005-I de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Ricardo Palma, por su colaboración en la toma de las muestras de agua en el campo.

BIBLIOGRAFIA

- ALLEN, A.P., T.R. WHITTIER, D.P. LARSEN, P.R. KAUFMANN, R.J. O'CONNORS & R.M. HUGHES. 1999. Concordance of taxonomic richness patterns across multiple assemblages in lake of the northeastern United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 739-747.
- ALVARIÑO, L. F. 1990. Fauna Cladóceras (Crustácea) del Lago Junín. Tesis para optar al Título de Licenciatura en Biología. Universidad Ricardo Palma. Lima, Perú. 169 pp + Anexos.
- AMAYA, P., C. MUÑOZ, & R. CUEVA. 1999. Cálculo de los beneficios económicos para mejorar la calidad del agua del humedal "Los Pantanos de Villa". *Wichay Yachay* 3(2): 82-91.
- AOYAGUI, A.S.M., C.C. BONECKER, F.A. LANSAC-TÓHA & L.F.M. VELHO. 2003. Structure and dynamics of rotifers in Corumbá reservoir, State of Góias-Brazil. *Acta Scientiarum* 25: 31-39.
- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Public Health Assoc. Washington. 19th Ed.

- ARORA, J. & N.K. MEHRA. 2003. Species diversity of planktonic and epiphytic rotifers in the backwaters of the Delhi segment of the Yamuna Rivers, with remarks on new records from India. *Zoological studies* 42: 239-247.
- BINI, L.M., C.C. BONECKER & F.A. LANSAC-TÓHA. 2001. Vertical distribution of rotifers on the upper Paraná River floodplain: the role of thermal stratification and chlorophyll-a. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36: 241-246.
- BLEDZKI, L.A. & A.M. ELLISON. 2003. Diversity of rotifers from northeastern U.S.A. bogs with new species records for North America and New England. *Hydrobiologia* 497: 53-62.
- DEL RÍO, M. & R. VALDIVIA. 1989. Copépodos dulceacuicolas de vida libre en el Perú. Familia Cyclopidae. Orden Cyclopoida. *Boletín de Lima* 63: 71-80.
- DE MEESTER, L.D., S. DECLERCK, R. STOKS, G. LOUETTE, F. VAN DE MEUTTER, T. DE BIE, E. MICHELS & L. BRENDONCK, L. 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.
- DEMOTT, W., R. GULATI & E. VAN DONK. 2001. *Daphnia* food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* 46: 2054-2060.
- DUAREZ, J. 1998. Composición y riqueza de arañas (Arácnida: Araneae) en los Pantanos de Villa. En: *Pantanos de Villa. Biología y Conservación*. pp. 105-113. (eds. Cano, A. & K. R. Young). Museo de Historia Natural - UNMSM. Lima.
- ETTEMA, C.H., D.C. COLEMAN, G. VELLIDIS, R. LOWRANCE & S.L. RATHBUN. 1998. Spatiotemporal distributions of bacterivorous nematodes and soil resources in a restored riparian wetland. *Ecology* 79: 2721-2734.
- GARCÍA, A.I., G.R. VIVAR, M.J. QUEZADA, & P.M. HUAMÁN. 1996. Insectos acuáticos biorreguladores de larvas de mosquito presentes en los "Pantanos de Villa", Lima, Perú. *Revista Cubana de Medicina Tropical* 48: 227-228.
- GILBERT, J. J. 1988. Supresion of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnology and Oceanography* 33: 1286-1303.
- GROSSPIETSH, W. J. 1999. Estudio preliminar del zooplankton peruano. *Biota* 99: 67-71.
- GUILLEN, C. & J. BARRIO. 1995. Los Pantanos de Villa y sus aves. *Boletín de Lima* 91-96: 53-58.
- GUILLEN, G. & E. MORALES. 2003. Primeros registros de helmintos parásitos en *Fulica ardesiaca* (Aves: Rallidae): Pantanos de Villa-Lima. *Revista Peruana de Biología* 10:203-208.
- GUILLEN, G., E. MORALES & R. SEVERINO. 2003. Adiciones a la fauna de protozoarios de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología* 10: 175-182.
- HARRINSON, S.S., S.J. ROSS & J.H. LAWTON. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.
- HOLYNSKA, M., J.W. REID & H. UEDA. 2003. Genus *Mesocyclops* Sars, 1914. Copepoda: Cyclopoida genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops* (ed. By H. Ueda and J.W. Reid), pp. 12-213. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Backhuys Publishers, Amsterdam.
- IANNACONE, J., J. MANSILLA. & K. VENTURA, K. 2003. Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima-Perú. *Ecología Aplicada* 2: 116-124.
- JOSÉ DE PAGGI, S. 1989. Rotíferos de algunas provincias del noroeste argentino. *Revista de Hidrobiología Tropical* 22: 223-238.
- KEPPELER, E.C. & E.R. HARDY. 2004a. Vertical distribution of zooplankton in the water column of Lago Amapá, Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 169-177.
- KEPPELER, E.C. & E.R. HARDY. 2004b. Abundance and composition of rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 233-241.
- KOSTE, W. 1972. Rotatorien aus Gewassen Amazoniens. *Amazoniana* 3: 258-505.
- KOSTE, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Vol. 2. Stuttgart: Gebrüder Bomtraeger. Berlin. 673 p.
- LEÓN, B., A. CANO & K. YOUNG. 1995. La flora vascular de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: Adiciones y guía para las especies comunes. *Publicaciones del Museo de Historia Natural-UNMSM. (B)* 38:1-39.
- LOBO, E. & G. LEIGHTON. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marina* 22: 1-29.
- MEDRI I.M. & LOPES J. 2001. Coleoptero-fauna em floresta e pastagem no norte do Paraná, Brasil, colectada con armadilha de solo. *Revista Brasileira de Zoologia* 18: 125-133.
- MIRABDULLAYEV, I.M., J.W. REID & H. UEDA. 2003. Genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927. Copepoda: Cyclopoida genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*. En: *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. (Eds. Ueda, H. & Reid, J.W.), pp. 214-302. Backhuys Publishers, Amsterdam.
- MODENUTTI, B.E. 1998. Planktonic rotifers of Samboronbón River Basin (Argentina). *Hydrobiologia* 387/388: 259-265.
- MONTAYA, H. 1984. Algas de la Laguna de Villa (Lima): Cyanophyta, Chlorophyta y Chrysophyta (Xanthophyceae). *Boletín de Lima* 31:49-62, 75-89.
- MORENO, A.R.P. 2003. Comunidades Hidrobiológicas en los Humedales de Ventanilla, Callao. Tesis de Licen-

- ciatura. Universidad Nacional Federico Villarreal. Lima, Perú. 67 pp. + Anexos.
- MORENO, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa Ed. Madrid, España. 80 pp.
- NAGORSKAYA, L. 2004. Living freshwater ostracoda (Crustacea) of a floodplain relict oak forest (Polesye, Belarus). *Revista Española de Micropaleontología* 36: 135-145.
- NEVES, I.F., O. ROCHA, K.F. ROCHE & A.A. PINTO. 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the River Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of rotifera and cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology* 63: 329-343.
- PARAENSE, W.L. 2003. Planorbidae, Lymnaeidae and Physidae of Peru (Mollusca: Basommatophora). *Memorias Instituto Oswaldo Cruz* 98: 767-771.
- RAMOS, R., J. CARVAJAL, M. CARTER & L. ZÚÑIGA. 2004. Patrones de migración vertical de tres poblaciones de zooplankton en un lago chileno. *Revista Chilena de Historia Natural* 77:29-41.
- REJAS, D., S. DECLERCK, J. AUWERKERKEN, P. TAK & L. DE MEESTER. 2005. Plankton dynamics in a tropical floodplain lake: fish, nutrients, and the relative importance of bottom-up to top-down control. *Freshwater Biology* 50: 52-69.
- RIOFRÍO, J., I. SAMANEZ & F. CARRASCO. 2003. Limnological characteristics of the Amazonic Cashibococha Lake (Ucayali-Perú) at 2001. *Revista Peruana de Biología* 8: 183-194.
- RODRIGUEZ, M.P. & T. MATSUMURA-TUNDISI. 2000. Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Revista Brasileira de Biologia* 60: 1-9.
- SAMPAIO, E.V., O. ROCHA, T. MATSUMURA-TUNDISI & J.G. TUNDISI. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapema River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62: 525-545.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., O. ROCHA, A.M. GÜNTZEL & T. MATSUMURA-TUNDISI. 2002. Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62: 681-687.
- SARMIENTO, L. & E. MORALES. 1998. Protozoarios, Turbellarios y Nematodos de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: Su importancia en el ecosistema. En: *Pantanos de Villa. Biología y Conservación*. (Eds. Cano, A. & K. R. Young). pp. 41-54. Museo de Historia Natural - UNMSM. Lima.
- SEGGERS, H. 1995. Rotifera 2: The Lecanidae (Monogononta). En: *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world* 6. (Eds. H.J. Dumont, T. Nogrady). The Hague: SPB Academic Publishing. The Netherlands. 226 pp.
- SUÁREZ-MORALES, E., J.W. REID, F. FIERS & T.M. ILIFFE. 2004. Historical biogeography and distribution of the freshwater cyclopine copepods (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopinae) of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Biogeography* 31: 1051-1063.
- SUÁREZ-MORALES, E., J.W. REID & M. ELÍAS-GUTIÉRREZ. 2005. Diversity and distributional patterns of Neotropical freshwater copepods (Calanoida: Diaptomidae). *International Review of Hydrobiology* 90: 71-83.
- THIENGO, S.C., M.A. FERNÁNDEZ, M.F. BOAVENTURA, C.E. GRAULT, H.F.R. SILVA, A.C. MATTOS & S.B. SANTOS. 2001. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the State of Rio de Janeiro, Brazil: I-Metropolitan Mesoregion. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro* 96: 177-184.
- VALDIVIA, R. & L. BURGER. 1990. Observaciones sobre la fauna Cladocera de algunas lagunas altoandinas del Perú. *Boletín Lima* 71: 63-69.
- VALDIVIA, R. & F. ZAMBRANO. 1989. Cladóceros de la Laguna de Paca, Junín. Relaciones ecológicas entre hábitat y especie. *Boletín de Lima* 64: 83-89.
- VALQUI, T. 2004. Where to watch birds in Peru. *Gráfica Ñañez S.A. Lima, Perú*. 382 pp.
- VIVANCO, M. 1999. Análisis estadístico multivariable. Teoría y práctica. Ed. Universitaria. Santiago de Chile. 234 pp.
- VIVAR, G. R., M.P. HUAMÁN & C.H. LARREA. 1994. Clave de identificación para gasterópodos pulmonados dulceacuícolas de importancia médica en el Perú. *Biotempo* 1: 33-35.
- VIVAR, G.R., M.R. RAMÍREZ & P.M. HUAMÁN. 1998. Moluscos de los Pantanos de Villa y su aporte a la conservación. En: *Pantanos de Villa. Biología y Conservación*. pp. 55-73. (eds. Cano, A. & K. R. Young). Museo de Historia Natural - UNMSM. Lima.
- WETZEL, R.G & G.E. LIKENS. 2001. *Limnological analyses*. Springer-Verlag New York. 3th Ed. 429 pp.
- YOUNG, K. 1998. El ecosistema. En: *Pantanos de Villa. Biología y Conservación*. pp. 3-20. (eds. Cano, A. & K. R. Young). Museo de Historia Natural - UNMSM. Lima.
- ZAR, J.H. 1996. *Bioestatistical Analysis*. 3th Ed. Prentice-Hall. Inc. Upper Saddle River, New Jersey. 662 p.

Fecha de recepción: 10.01.06

Fecha de aceptación: 22.01.07