

Diversidad de la Entomofauna acuática y su uso como indicadores biológicos en humedales de Villa, Lima, Perú

JORGE PERALTA-ARGOMEDA¹ ANA HUAMANTINCO-ARAUJO²

RESUMEN. PERALTA-ARGOMEDA JORGE & HUAMANTINCO-ARAUJO ANA. 2014. *Diversidad de la Entomofauna acuática y su uso como indicadores biológicos en humedales de Villa, Lima, Perú. Rev. peru. entomol. 49(2): 109-120.* Se reportan 53 especies de insectos acuáticos para los humedales de Villa, siendo 22 nuevos registros para la zona. El análisis de similitud (ANOSIM) y ordenamiento, utilizando el método de escalamiento multidimensional (MDS), determinaron diferencias significativas de la comunidad de insectos acuáticos a nivel espacial, explicada por el tamaño de las lagunas, y a nivel temporal, explicada por la hidrología del humedal. Según el análisis de correlación de Spearman entre la valoración ambiental y los siete índices biológicos, el índice BMWP/Col es el más apropiado para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa. Además, el análisis de similitud porcentual (SIMPER) permitió determinar 22 especies bioindicadoras: 7 sensibles, 4 facultativas y 11 tolerantes.

Palabras clave: Entomofauna acuática, humedales costeros, diversidad, ecología, bioindicadores

ABSTRACT. PERALTA-ARGOMEDA JORGE & HUAMANTINCO-ARAUJO ANA. 2014. *Diversity of the aquatic Entomofauna and their use as biological indicators in wetlands of Villa, Lima, Peru. Rev. peru. entomol. 49(2): 109-120.* Fifty-three species of aquatic insects are reported for Villa wetlands, with 22 new records for the zone. The analysis of similarity (ANOSIM) and sorting, using the method of multidimensional scaling (MDS), allowed the finding of significant differences of the aquatic insect community at spatial level, explained by the size of the lagoons, and temporal level, explained by the wetland hydrology. According to the Spearman correlation analysis between environmental assessment and the seven biological indexes, the BMWP/Col index is the most appropriate for determine the environmental quality in Villa wetlands. In addition, similarity percentage analysis (SIMPER) allowed determining 22 bioindicators species: 7 sensitive, 4 facultative and 11 tolerant.

Key words: Aquatic insect fauna, coastal wetlands, diversity, ecology, bioindicators.

Introducción

Los humedales de Villa están clasificados como una zona de vida del desierto desecado subtropical en la provincia biogeográfica del Desierto Pacífico (Shoobridge 2005). Es un ecosistema que incluye componentes abióticos, como la hidrología que afecta la calidad, cantidad y estacionalidad del agua en la zona, además de componentes bióticos, como las comunidades vegetales que forman hábitats para muchos organismos del humedal. Ambos componentes son susceptibles a los cambios ambientales y la sucesión ecológica (Young 1998). En 1997, la convención de Ramsar, en Irán, reconoció a Villa como humedal de importancia internacional para las aves acuáticas por ser integrante del corredor migratorio que siguen numerosas especies de aves a lo largo del litoral de la región Neotropical. Actualmente, es una de las pocas

áreas naturales protegidas que existe dentro del casco urbano de la ciudad de Lima y por esta razón tiene un gran valor científico (Shoobridge 2005).

Sobre la diversidad y taxonomía de la entomofauna acuática en los humedales de Villa aún se conoce poco. Los principales trabajos que se pueden mencionar son los de Blancas (1978), que constituye el primer inventario de los insectos acuáticos en Villa, donde se registran 45 especies y además se enfatiza su importancia en los ambientes acuáticos continentales. García *et al.* (1996) estudiaron los insectos acuáticos biorreguladores de larvas de mosquitos de las especies *Culex quinquefasciatus* y *Ochlerotatus scapularis*, destacándose especies de coleópteros, hemípteros y odonatos.

El estudio se enfocó en la comunidad de insectos acuáticos debido a su gran diversidad de especies y a que son considerados excelentes indicadores biológicos de la calidad ambiental en ecosistemas acuáticos (Merritt *et al.* 2008, Domínguez & Fernández 2009). Poseen requerimientos ecológicos específicos y una rápida respuesta frente a cambios

¹ Departamento de Entomología, Museo de Historia Natural. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
E-mail: jorge.peralta.55@gmail.com

² Laboratorio de Invertebrados Acuáticos Continentales. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

medioambientales (Brown 1997, Figueroa *et al.* 2003). Su abundancia, diversidad y corto ciclo de vida los hace ideales para la caracterización de las condiciones ecológicas en humedales (Galbrand *et al.* 2007). Además, desempeñan un importante rol en el funcionamiento del ecosistema ocupando una posición central en la cadena trófica del humedal constituyendo, junto con otros invertebrados, el enlace clave entre la producción primaria y los niveles tróficos superiores (Grubb & Mitsch 2004).

La integridad ambiental se puede medir a través de los índices biológicos, los cuales son una expresión numérica que relaciona atributos o características de las poblaciones, comunidades y ecosistemas con los diferentes tipos de actividades humanas que se realizan en una zona, de tal manera que permitan evaluar su impacto sobre el ambiente (Karr & Chu 1999, Peralta 2007). En ecosistemas acuáticos, los insectos son los más utilizados para establecer estos índices biológicos (Rosenberg *et al.* 2008, Domínguez & Fernández 2009).

La mayoría de índices biológicos que utilizan insectos acuáticos han sido desarrollados para ambientes lóticos (quebradas y ríos) y consideran, principalmente, a las familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) (Carrera & Fierro 2001), órdenes poco frecuentes en ambientes lóticos (lagunas y humedales) debido a sus requerimientos ecológicos (Gernes & Helgen 2002, Peralta 2007). Por esta razón, autores como Rizo *et al.* (2011) y Galbrand *et al.* (2007) proponen otros índices, como el Biological Monitoring Working Party (BMWP) y el Average Score Per Taxon (ASPT), para sistemas lóticos, los cuales consideran grupos de insectos representativos de estos sistemas tales como Odonata, Hemiptera, Coleoptera y Diptera (Domínguez & Fernández 2009).

Los objetivos del estudio fueron: (1) determinar la composición de la entomofauna acuática en los humedales de Villa, (2) comparar espacial y temporalmente la diversidad de insectos acuáticos en el humedal, (3) identificar un índice biológico para caracterizar la calidad ambiental en el humedal en base a la composición de insectos acuáticos y (4) determinar las especies que podrían ser utilizadas como bioindicadores de la calidad ambiental en los humedales.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los humedales de Villa se localizan al sur de la ciudad de Lima en el distrito de Chorrillos, entre las coordenadas 12°11'42"-12°13'18" LS y 76°58'42"-76°59'42" LW, ocupan una extensión de 263 ha.

Presentan un rango altitudinal de 0-5 msnm, una temperatura media de 18.6°C (Shoobridge 2005) y un breve período de precipitaciones entre junio y septiembre que puede llegar hasta los 50 mm (Young 1998). El estudio se realizó en cuatro lagunas de los humedales de Villa, donde se establecieron 12 estaciones de muestreo georreferenciadas según el sistema de coordenadas sexagesimal (Datum WGS 84): cinco estaciones de muestreo (E-1; E-2; E-3; E-4 y E-5) en la laguna Principal cuya extensión es de 50 ha; tres estaciones (E-6; E-7 y E-8) en la laguna Las Delicias de 10 ha de extensión; dos estaciones (E-9 y E-10) en la laguna Sur de 6 ha de extensión y dos estaciones (E-11 y E-12) en la laguna Marvilla de 7 ha de extensión (Figura 1).

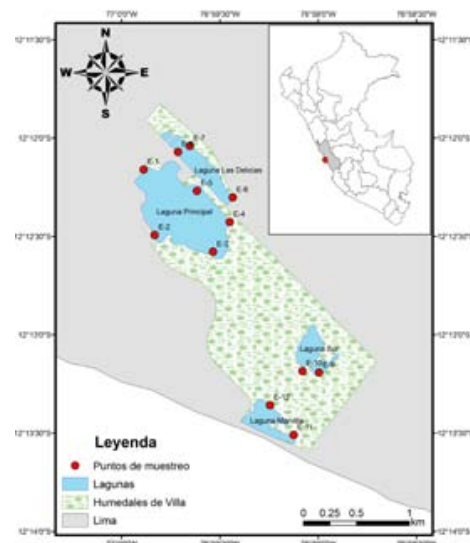


Figura 1. Ubicación geográfica de las 12 estaciones de muestreo dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa, Lima, Perú.

Período de estudio

Se dividió en 2 épocas considerando la hidrología de los humedales de Villa. Según Young (1998) en los meses de junio a setiembre se observa un aumento notable en el nivel de agua, debido al aporte de las precipitaciones de meses anteriores en la Sierra las que demoran en llegar hasta el humedal, creando un flujo subterráneo a través de la napa freática. Por esta razón, la primera evaluación se realizó durante el período de menor nivel del agua (octubre- mayo) los días 7; 8 y 9 de febrero del 2010. La segunda evaluación, correspondiente al período de mayor nivel del agua

(junio- setiembre), se realizó los días 7; 8 y 9 de agosto del 2010.

Caracterización ambiental

Previo a la toma de muestras biológicas se realizó la valoración ambiental en todas las estaciones de muestreo, utilizando la Matriz de Evaluación de Humedales propuesto por Moss (2006). Esto permitió tipificar la condición frente al impacto antrópico que presentaron tanto las estaciones de muestreo como las lagunas durante el período de estudio. Adicionalmente, se registraron los siguientes parámetros fisicoquímicos: temperatura del ambiente con un termómetro digital, temperatura del agua y pH con un potenciómetro/termómetro (modelo ATC), oxígeno disuelto con un oxímetro portátil (modelo DO6), conductividad eléctrica con un conductivímetro (modelo EC-1385) y concentración de amonio con un kit SERA® para detección de amonio.

Colecta e identificación de la entomofauna acuática

Para la colecta se utilizó una red acuática de fondo de 250µm de abertura de malla con un marco de 30cm x 30cm, determinando 1 m² sobre la superficie de cada estación de muestreo, por triplicado. La colecta se realizó en el borde de cada laguna sumergiendo la red acuática, batiéndola vigorosamente en el fondo y sobre la vegetación sumergida de modo que se genere una corriente que arrastre y concentre a los organismos dentro de la red (Merritt *et al.* 2008, Domínguez & Fernández 2009). El material obtenido se fijó con formol al 4% y se almacenó en bolsas de polipropileno debidamente etiquetadas. Posteriormente, el material fue pasado por un tamiz de 500 µm para eliminar arena, arcilla y detrito fino. Finalmente, el material fue almacenado en alcohol al 80%.

Las muestras fueron procesadas en el laboratorio de Invertebrados Acuáticos, Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM) y en el Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de la UNMSM. La identificación se hizo hasta el nivel más fino posible utilizando literatura especializada como: Perkins (1980), Epler (2001), Fernández & Domínguez (2001), Domínguez *et al.* (2006), Heckman (2006, 2008), Borkent & Spinelli (2007), Merritt *et al.* (2008), Domínguez & Fernández (2009) y Mazzucconi *et al.* (2009).

Análisis de datos

En los análisis estadísticos se empleó el sistema de unidades taxonómicas operacionales (UTO's) que considera a cada organismo identificado un taxón distinto (Sneath & Sokal 1973). Para determinar si existían diferencias significativas de la riqueza de especies y la abundancia de individuos entre las lagunas evaluadas y el período de estudio se utilizaron

los modelos lineales generalizados (GLM) utilizando el paquete estadístico Statistica 8 (StatSoft 2007). Para analizar los patrones de distribución espacial y temporal de las estaciones de muestreo en base a la estructura de la comunidad de insectos acuáticos se utilizaron el análisis de similitud (ANOSIM) y el análisis de escalamiento multidimensional (MDS) creando una matriz de similitud a partir del índice de Bray-Curtis (Correa *et al.* 2010). Para estos análisis se utilizó el programa Primer 6 (Clarke & Gorley 2006).

Para determinar la calidad ambiental de las estaciones de muestreo a partir de la composición de la entomofauna acuática se utilizó el análisis de correlación de Spearman entre la riqueza de especies, la valoración ambiental y siete índices biológicos: el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Segnini 2003), el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) (Rizo *et al.* 2011), el índice Average Score Per Taxon (ASPT) (Galbrand *et al.* 2007), el índice Swan Wetlands Aquatic Macroinvertebrate Pollution Sensitivity (SWAMPS) (Davis *et al.* 1999), el índice de Integridad Biótica para Lagos Interduarios (IBLI) (Peralta 2007), el Índice Biológico de Integridad (IBI) (Gernes & Helgen 2002) y el Wisconsin Wetland Macroinvertebrate Biotic Index (WWMBI) (USEPA 2004). Para estos análisis se utilizó el programa SPSS 18.

Para determinar las especies bioindicadoras de la calidad ambiental se utilizó el análisis de similitud porcentual (SIMPER) considerando como factor de agrupación las categorías del índice BMWP/Col (Acceptable, Dudosa, Crítica y Muy crítica) por presentar mayor correlación con la valoración ambiental de Moss (2006), esto permitió identificar las especies con mayor influencia (>70%) en la estructura comunitaria (Correa *et al.* 2010). Para estos análisis se utilizó el programa Primer 6.

Resultados

Composición de la entomofauna acuática

Se registraron en total 53 especies y morfoespecies de insectos acuáticos, agrupadas en 48 géneros, 27 familias y 5 órdenes. De ellos, 19 fueron identificados al nivel de especie, 28 a género, 1 a subfamilia y 5 a familia. El orden Diptera presentó la mayor riqueza con 22 especies, agrupadas en 11 familias, de las cuales Chironomidae presentó la mayor riqueza con 5 especies. En segundo lugar, el orden Coleoptera con 14 especies en 4 familias, siendo Dytiscidae e Hydrophilidae las de mayor riqueza con 5 especies cada una. El orden Hemiptera presentó 9 especies en 8 familias, siendo Veliidae la de mayor riqueza con 2 especies. El orden Odonata presentó 7 especies en 3 familias, siendo Libellulidae la de mayor riqueza con 3

especies. Finalmente el orden Ephemeroptera presentó la menor riqueza con solo 1 especie de la familia Baetidae (Tabla 1).

Se registran por primera vez para los humedales de Villa 22 especies de insectos acuáticos: 1 especie del orden Odonata (*Brachymesia furcata*), 2 del orden Hemiptera (*Platyvelia brachialis* y *Paraplea puella*), 11 del orden Diptera (*Tanypodinae* sp. 1, *Forcipomyia* sp. 1, *Atrichopogon* sp. 1, *Bezzia* sp. 1, *Anopheles* sp. 1, *Psychoda* sp. 1, Rhagionidae sp. 1, Tabanidae sp. 1, Dolichopodidae sp. 1, *Eristalis* sp. 1 y Syrphidae sp. 1) y 8 del orden Coleoptera (*Celina* sp. 1, *Desmopachria* sp. 1, *Liodessus* sp. 1, *Paracymus* sp. 1, *Anacaena* sp. 1, *Enochrus* sp. 2, *Hydraena* sp. 1 y *Scirtes* sp. 1) (Tabla 1).

En la época de menor nivel de agua (febrero) se registraron 50 especies de insectos acuáticos agrupadas en 45 géneros, 27 familias y 5 órdenes. Solo 9 especies fueron registradas exclusivamente para esta época: 6 del orden Diptera (*Anopheles* sp. 1, *Ochlerotatus scapularis*, Tipulidae sp. 1, Tabanidae sp. 1, *Eristalis* sp. 1 y Syrphidae sp. 1) y 3 del orden Coleoptera (*Ochthebius batesoni*, *Hydraena* sp. 1 y *Scirtes* sp. 1) (Tabla 1).

En la época de mayor nivel de agua (agosto) se registraron 44 especies de insectos acuáticos agrupadas en 39 géneros, 23 familias y 5 órdenes. Solo 3 especies fueron registradas exclusivamente para esta época de estudio: 1 del orden Odonata (*Dythemis sterilis*), 1 del orden Diptera (*Forcipomyia* sp. 1) y 1 del orden Coleoptera (*Anacaena* sp. 1) (Tabla 1).

Distribución espacial y temporal de la entomofauna acuática

La riqueza de especies de insectos acuáticos mostró diferencias significativas entre las 4 lagunas y entre las 2 épocas de estudio (F 3,64= 11.615, P= 0.000). Durante la época de mayor nivel de agua se observó una disminución significativa de la riqueza de especies en las lagunas de menor tamaño (Sur y Marvilla) (Fig. 2A). La abundancia de individuos también mostró diferencias significativas entre las 4 lagunas y entre las 2 épocas de estudio (F 3,64= 8.667, P= 0.000). Durante la época de mayor nivel de agua se observó un aumento significativo de la abundancia en las lagunas Principal y Las Delicias y una disminución significativa en las lagunas Sur y Marvilla (Fig. 2B).

La composición de especies de insectos acuáticos, según el análisis de similitud (ANOSIM), mostró diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en febrero (R= 0.685 y P= 0.001) y entre las estaciones de muestreo en agosto (R= 0.680 y P= 0.001). También, mostró diferencias significativas entre ambas épocas de estudio (R= 0.494 y P= 0.001).

El análisis de agrupamiento de la entomofauna acuática, utilizando el método de escalamiento multidimensional (MDS), mostró 3 grupos bien definidos con un nivel de similitud del 60% y un valor de stress significativo (0.15). El primer grupo estuvo formado por todas las estaciones de muestreo de la laguna Principal, que además se agruparon para ambas épocas de estudio. Los dos grupos siguientes correspondieron a las estaciones de la laguna Las Delicias que se agruparon para las dos épocas de estudio. Las estaciones correspondientes a las lagunas pequeñas (Sur y Marvilla) se observaron dispersas en el diagrama de ordenación, evidenciando diferencias significativas entre las estaciones de ambas lagunas, que además difirieron entre ambas épocas de estudio (Fig. 3).

Calidad ambiental en base a la entomofauna acuática De acuerdo a la valoración ambiental de Moss (2006), la laguna Principal obtuvo el puntaje más alto durante el estudio considerándose ambientalmente buena, dentro de ella las estaciones E-3 y E-5 presentaron los puntajes más altos considerándose ambientalmente muy buenas. En contraste la laguna Las Delicias presentó el puntaje más bajo considerándose ambientalmente regular, aquí la estación E-6 registró el valor más bajo considerándose ambientalmente pobre. Finalmente, las lagunas Sur y Marvilla fueron consideradas ambientalmente regulares (Tabla 2).

El análisis de correlación de Spearman mostró que en la época de menor nivel de agua (febrero) los índices biológicos que presentaron una relación significativa con la valoración ambiental fueron el índice BMWP/Col (0.416), H' (0.358) y ASPT (0.338) (Tabla 3).

En la época de mayor nivel de agua (agosto) los índices biológicos que presentaron una relación significativa con la valoración ambiental fueron el índice BMWP/Col (0.551) y WWMBI (0.510) (Tabla 3).

Especies bioindicadoras de la calidad ambiental

El análisis SIMPER permitió identificar 22 especies que influyen más del 70% en la estructura comunitaria de insectos acuáticos en relación a la calidad ambiental de las estaciones de muestreo a partir del índice BMWP/Col, por esta razón fueron consideradas bioindicadoras. Las especies que se destacaron como sensibles, al registrar un alto porcentaje de contribución en las estaciones de condición ambiental aceptable, fueron siete: *Mesovelia mulsanti* (Mesoveliidae), *Belostoma asiaticum* (Belostomatidae), *Paraplea puella* (Pleidae), *Culicoides* sp. 1 (Ceratopogonidae), *Liodessus* sp. 1 (Dytiscidae), *Enochrus* sp. 1 y *Enochrus* sp. 2 (Hydrophilidae). Las especies que presentaron un grado de tolerancia intermedio (facultativas), por el alto porcentaje de contribución en las estaciones de condición ambiental aceptable y

Tabla 1. Composición y abundancia de la entomofauna acuática en los humedales de Villa, Lima, Perú, 2010.

Orden Familia	Especies / Morfoespecies	Febrero				Agosto			
		P	LD	S	M	P	LD	S	M
Ephemeroptera									
Baetidae	<i>Callibaetis</i> sp. 1 Eaton, 1881	40	12	8	1	365	60		1
Odonata									
Coenagrionidae	<i>Ischnura capreolus</i> Hagen, 1861	196	40	621	54	333	145	24	115
	<i>Ischnura ramburii</i> Selys, 1850	212	41	475	31	384	117	16	75
Aeshnidae	<i>Rhionaeschna</i> sp. 1 Förster, 1909	6		18	1	5	1	1	1
	<i>Rhionaeschna</i> sp. 2 Förster, 1909	3	3	6	1	13	25		
Libellulidae	<i>Brachymesia furcata</i> Hagen, 1861 *	18	30		1	46	32		
	<i>Dythemis sterilis</i> Hagen, 1861					4			
	<i>Erythrodiplax cleopatra</i> Ris, 1911	2		73		1	10	7	
Hemiptera									
Gerridae	<i>Limnogonus profugus</i> Drake & Harris, 1930	22			1	14			1
Hydrometridae	<i>Hydrometra argentina</i> Berg, 1879	3	1			42			
Mesoveliidae	<i>Mesovelia mulsanti</i> White, 1879	194	4	83	1	93	2	5	
Veliidae	<i>Microvelia</i> sp. 1 Westwood, 1834	15	2	11		31	1	2	
	<i>Platyvelia brachialis</i> Stål, 1860 *	24	2	12	2	3			
Belostomatidae	<i>Belostoma asiaticum</i> Mayr, 1863	84	1		6	12			
Corixidae	<i>Trichocorixa reticulata</i> Guérin-Méneville, 1857		1	33		4		48	
Notonectidae	<i>Buenoa absidata</i> Truxal, 1953	1	1	1		3			
Pleidae	<i>Paraplea puella</i> Barber, 1923 *	753		22	11	108		2	
Diptera									
Chironomidae	<i>Larsia</i> sp. 1 Wiedemann, 1824	1389	350	1970	1	3973	578	64	
	Tanypodinae sp. 1 * Thienemann & Zavrel, 1916			167				2	1
	<i>Goeldichironomus holoprasinus</i> Goeldi, 1905	996	96	49	2	7581	363	3	7
	<i>Goeldichironomus</i> sp. 1 Fittkau, 1965	888	118	207	4	5803	341	8	5
	<i>Parachironomus</i> sp. 1 Lenz, 1921	349	60	14	13	1585	253	3	
	<i>Forcipomyia</i> sp. 1 Meigen, 1818 *					13			
	<i>Atrichopogon</i> sp. 1 Kieffer, 1906 *	5	1			32			
	<i>Bezzia</i> sp. 1 Kieffer, 1899 *		2	24			8	30	
	<i>Culicoides</i> sp. 1 Latreille, 1809	6	9	534		6	11		
	<i>Anopheles</i> sp. 1 Meigen, 1818 *	5		37					
	<i>Culex</i> sp. 1 Linnaeus, 1758	6	6	1		2	1		
	<i>Ochlerotatus scapularis</i> Rondani, 1848	3							
Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp. 1 Latreille, 1796 *	32	11	59	27	35	3	21	
Tipulidae	Tipulidae sp. 1		2						
Rhagionidae	Rhagionidae sp. 1 *	5	1		2		1		
Stratiomyidae	<i>Odontomyia</i> sp. 1 Meigen, 1803	157	34	167	9	45	17		2
	<i>Odontomyia</i> sp. 2 Meigen, 1803	7				1			
Tabanidae	Tabanidae sp. 1 *	1	3	1					
Dolichopodidae	Dolichopodidae sp. 1 *	2	2		1	1			
Ephydriidae	<i>Dimecoenia</i> sp. 1 Cresson, 1916			55			3		
Syrphidae	<i>Eristalis</i> sp. 1 Latreille, 1804 *			4					
	Syrphidae sp. 1 *	2	7						
Coleoptera									
Dytiscidae	<i>Celina</i> sp. 1 Aubé, 1837 *	7	14			7	2		
	<i>Desmopachria</i> sp. 1 Babington, 1841 *	13	1	14		30	2		
	<i>Liodessus</i> sp. 1 Guignot, 1939 *	8	1	9	3	5		5	
	<i>Megadytes marginithorax</i> Perty, 1830	12		3		6			
	<i>Rhantus</i> sp. 1 Dejean, 1833		1			1			
Hydrophilidae	<i>Paracymus</i> sp. 1 Thomson, 1867 *	1		3	3		1		
	<i>Anacaena</i> sp. 1 Sharp, 1882 *						1		
	<i>Tropisternus lateralis</i> Brullé, 1837		1	32				10	
	<i>Enochrus</i> sp. 1 Thomson, 1859	12	11	22	17	46	1		
	<i>Enochrus</i> sp. 2 Thomson, 1859 *	33		12	11	36	15		
Hydraenidae	<i>Gymnochthebius peruvianus</i> J. Balfour-Browne, 1971	4	7	10		1		3	
	<i>Ochthebius batesoni</i> Blair, 1933	2	1	4	2				
	<i>Hydraena</i> sp. 1 Kugelman, 1794 *				3				
Scirtidae	<i>Scirtes</i> sp. 1 Illiger, 1807 *	12	1						

P: Laguna Principal, LD: Lagunas Las Delicias, S: Laguna Sur, M: Laguna Marvilla.

* Nuevo registro para los humedales de Villa.

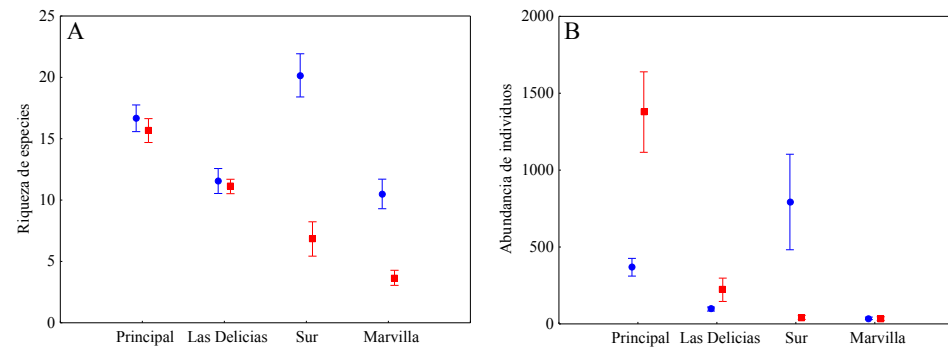


Figura 2. A) Variación espacial y temporal de la riqueza de especies de insectos acuáticos (media ± EE) en los humedales de Villa. B) Variación espacial y temporal de la abundancia de individuos de insectos acuáticos (media ± EE) en Villa. En azul la época de menor nivel de agua y en rojo la época de mayor nivel de agua.

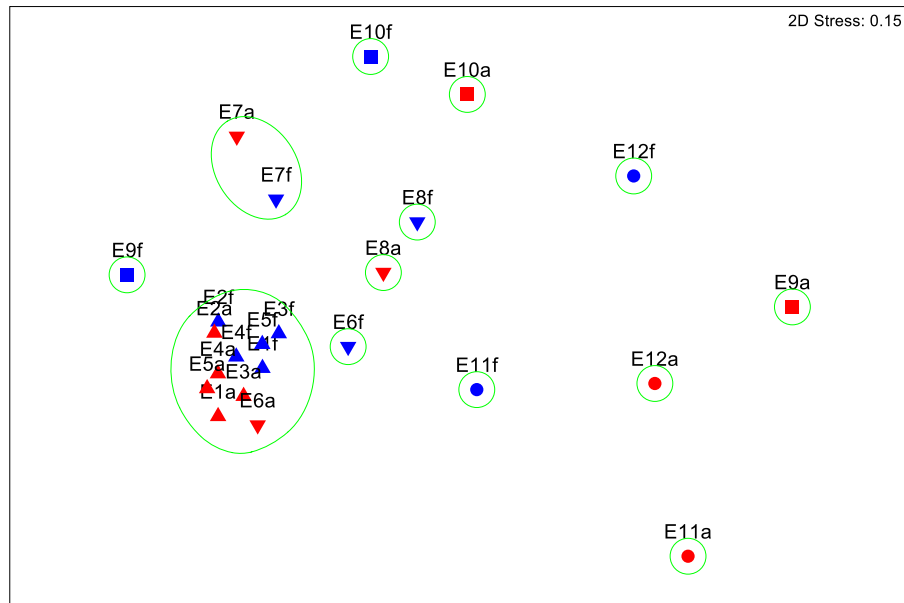


Figura 3. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Laguna Principal (E-1; E-2; E-3; E-4 y E-5), laguna Las Delicias (E-6; E-7 y E-8), laguna Sur (E-9 y E-10) y laguna Marvilla (E-11 y E-12). En azul la época de menor nivel del agua (f) y en rojo, la de mayor nivel del agua (a).

dudosa, fueron cuatro: *Callibaetis* sp. 1 (Baetidae), *Brachymesia* sp. 1 (Libellulidae), *Rhionaeschna* sp. 2 (Aeshnidae) y *Odontomyia* sp. 1 (Stratiomyidae). Por último, las especies que se destacaron como tolerantes, por el alto porcentaje de contribución en las estaciones de condición ambiental aceptable,

dudosa y crítica, fueron 11: *Ischnura capreolus*, *Ischnura ramburii* (Coenagrionidae), *Trichocorixa reticulata* (Corixidae), *Larsia* sp. 1, *Tanypodinae* sp. 1, *Goeldichironomus holoprasinus*, *Goeldichironomus* sp. 1, *Parachironomus* sp. 1 (Chironomidae), *Bezzia* sp. 1 (Ceratopogonidae), *Psychoda* sp. 1 (Psychodidae)

Tabla 2. Valoración ambiental (Moss 2006) de las estaciones de muestreo y lagunas en los humedales de Villa.

Laguna	Estación	Valoración ambiental							
		Menor nivel de agua (febrero)				Mayor nivel de agua (agosto)			
		Puntaje	Valor	Puntaje	Valor	Puntaje	Valor	Puntaje	Valor
Principal	E1	260	Regular	666	Bueno	265	Regular	665	Bueno
	E2	657	Bueno			647	Bueno		
	E3	877	Muy bueno			877	Muy bueno		
	E4	657	Bueno			657	Bueno		
	E5	877	Muy bueno			877	Muy bueno		
Las Delicias	E6	218	Pobre	381	Regular	223	Pobre	383	Regular
	E7	415	Regular			415	Regular		
	E8	510	Bueno			510	Bueno		
Sur	E9	298	Regular	400	Regular	288	Regular	395	Regular
	E10	501	Bueno			501	Bueno		
Marvilla	E11	284	Regular	398	Regular	284	Regular	398	Regular
	E12	512	Bueno			512	Bueno		

Tabla 3. Correlación de Spearman entre la riqueza, valoración ambiental (V.A.) e índices biológicos.

Época	Menor nivel de agua		Mayor nivel de agua	
	Riqueza	V.A.	Riqueza	V.A.
V.A.	0.363**	1.000	0.520*	1.000
H'	0.250	0.358**	0.602*	0.090
BMWP/Col	0.965*	0.416**	0.949*	0.551*
ASPT	0.129	0.338**	-0.197	-0.037
SWAMPS	0.290	-0.213	-0.005	-0.195
IBLI	0.421**	0.323	0.650*	0.308
IBI	0.667*	0.036	0.563*	0.070
WWMBI	0.605*	0.156	0.907*	0.510*

* Correlación significativa al nivel de 0.05

** Correlación significativa al nivel de 0.01

y *Tropisternus lateralis* (Hydrophilidae) (Tabla 4).

Discusión

Composición de la entomofauna acuática

De las 53 especies de insectos acuáticos reportadas 22 son nuevos registros para la zona. Comparando estos resultados con los de Blancas (1978), donde se citan 45 especies, se incrementa el inventario a 67 especies de insectos acuáticos para los humedales de Villa. El registro de un mayor número de especies se debería a los ambientes evaluados y al método de muestreo utilizado, donde se determinaron superficies de 1 m² por triplicado, lo que maximizó la colecta de organismos (Domínguez & Fernández 2009).

En el estudio se registró una mayor proporción de dípteros y coleópteros, lo cual coincide con la estructura característica de la comunidad de insectos acuáticos en ambientes del tipo léntico como los humedales (Fontanarrosa *et al.* 2004). Las familias que registraron mayor número de especies fueron Chironomidae (Diptera), Dytiscidae e Hydrophilidae (Coleoptera) con 5 especies cada una, estas familias son las más diversas dentro de los dípteros y coleópteros acuáticos en ambientes lénticos (Torres *et al.* 2008, Domínguez & Fernández 2009). Pese a tener un mayor número de familias que el orden Coleoptera, el orden Hemiptera presentó un menor número de especies, esto se debería a la complejidad estructural del ambiente acuático lo cual permitiría una gran diversidad de nichos ecológicos para los coleópteros (Fernández & López Ruf 2006). Los órdenes Odonata y Ephemeroptera fueron menos diversos que los anteriores debido a que sus requerimientos ecológicos son diferentes. Odonata prefiere ambientes lénticos de agua dulce y Ephemeroptera se distribuye en ambientes lóticos con buena oxigenación (Domínguez *et al.* 2006, Muzón *et al.* 2008).

Distribución espacial y temporal de la entomofauna acuática

Los modelos lineales generalizados (GLM), en conjunto con los análisis de similitud (ANOSIM) y de ordenamiento utilizando el método de escalamiento multidimensional (MDS), mostraron diferencias significativas a nivel espacial y temporal de la composición de insectos acuáticos en los humedales de Villa. La variación espacial estaría explicada por el tamaño y extensión de las lagunas. Se observaron diferencias significativas entre la riqueza de especies

Tabla 4. Análisis SIMPER a partir de la calidad ambiental determinada por el índice BMWP/Col.

Disimilitud promedio		48.14			62.75			78.21		
Calidad ambiental (BMWP/Col)		A	D		A	C		A	MC	
Especies / Morfoespecies	Condición	N	N	%	N	N	%	N	N	%
<i>Callibaetis</i> sp. 1	Facultativa	1.25	1.57	3.65	1.25	0.68	2.35	1.25	0.14	2.58
<i>Ischnura capreolus</i>	Tolerante	2.78	2.41	3.18	2.78	1.19	3.94	2.78	2.45	3.25
<i>Ischnura ramburii</i>	Tolerante	2.8	2.52	2.76	2.8	1.42	3.38	2.8	2.53	1.64
<i>Brachymesia furecata</i>	Facultativa	0.47	0.95	2.75	0.47	0.13	1.31	0.47	0	1.09
<i>Rhionaeschna</i> sp. 2	Facultativa	0.4	0.46	1.48	0.4	0.21	1.06			
<i>Mesovelina mulsanti</i>	Sensible	2.21	0.43	5.39	2.21	0.48	4.76	2.21	0	5.29
<i>Belostoma asiaticum</i>	Sensible	1.06	0.52	2.68	1.06	0	2.83	1.06	0	2.67
<i>Trichocorixa reticulata</i>	Tolerante	0.48	0.03	1.52	0.48	0.71	2.52	0.48	0	1.36
<i>Paraplea puella</i>	Sensible	2.61	1.37	5.42	2.61	0.13	6.4	2.61	0	6.37
<i>Larsia</i> sp. 1	Tolerante	4.35	3.96	5.38	4.35	2.16	6.51	4.35	0	10.17
<i>Tanytoidinae</i> sp. 1	Tolerante	0.58	0	1.88	0.58	0.13	2.02	0.58	0.14	1.97
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	Tolerante	3.99	3.47	6.74	3.99	1.33	7.77	3.99	0.6	8.4
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	Tolerante	4.34	3.2	6.57	4.34	1.7	7.03	4.34	0.49	9.25
<i>Parachironomus</i> sp. 1	Tolerante	2.58	2.55	5.56	2.58	0.97	5.24	2.58	0	6.17
<i>Bezzia</i> sp. 1	Tolerante	0.45	0.12	1.42	0.45	0.81	2.37	0.45	0	1.13
<i>Culicoides</i> sp. 1	Sensible	1.1	0.33	2.76	1.1	0.13	2.36	1.1	0	2.27
<i>Psychoda</i> sp. 1	Tolerante	1.25	0.78	2.94	1.25	0.9	2.98	1.25	0	3.3
<i>Odontomyia</i> sp. 1	Facultativa	2.02	1.3	3.1	2.02	0.39	4.29	2.02	0.29	4.03
<i>Liodessus</i> sp. 1	Sensible	0.61	0.12	1.52				0.61	0	1.51
<i>Tropisternus lateralis</i>	Tolerante	0.53	0	1.43	0.53	0.49	1.92	0.53	0	1.25
<i>Enochrus</i> sp. 1	Sensible	1.12	0.63	2.54	1.12	0.07	2.82	1.12	0	2.72
<i>Enochrus</i> sp. 2	Sensible	1.32	0.4	2.87	1.32	0.27	2.99	1.32	0	3.26

(A) Aceptable, (D) Dudosa, (C) Crítica y (MC) Muy crítica. (N) Abundancia promedio y (%) Porcentaje de contribución.

de la laguna Principal de mayor extensión (50ha) y las lagunas pequeñas de hasta un quinto del área de la primera. Al tener una mayor extensión la laguna Principal tendría una mayor dinámica y recuperación ambiental (mayor resiliencia), por lo tanto el equilibrio natural del ecosistema es mayor en comparación a las demás lagunas que tienen menor extensión (>10ha) (MacArthur & Wilson 1967). Según el análisis MDS se pudo observar el agrupamiento de las estaciones de la laguna Principal tanto de febrero como de agosto a un 60% de similitud, esto indicaría que la temporalidad no afecta significativamente la comunidad de insectos acuáticos en dicha laguna debido a su mayor tamaño y mayor equilibrio ambiental, en cambio en las lagunas pequeñas la heterogeneidad espacial y temporal de la comunidad de insectos acuáticos es mucho más marcada debido a su menor tamaño y menor resiliencia o equilibrio ambiental.

La variación temporal estaría explicada por la hidrología del humedal siendo el nivel del agua un factor muy importante que determinó la riqueza de especies y abundancia de los mismos. En febrero (menor nivel del agua) la riqueza fue significativamente mayor que en agosto (mayor nivel del agua). Dejoux & Iltis (1991) mencionan que el aumento del nivel de agua en las lagunas conlleva a períodos de anoxia debido a la muerte y descomposición de las plantas sumergidas (como la tatora) que ven afectado su límite batimétrico de desarrollo, ocasionando la disminución

de especies de la comunidad de insectos acuáticos. En este estudio se evidenció una disminución del oxígeno disuelto en las estaciones de muestreo (Anexos 1 y 2) así como en la riqueza de especies cuando el nivel de agua es mayor (agosto), este aumento del nivel de agua traería inestabilidad al ecosistema siendo más evidente en las lagunas pequeñas (Sur y Marvilla), donde la riqueza de especies disminuye significativamente hasta un tercio de la registrada en febrero. En las lagunas de mayor tamaño (Principal y Las Delicias) el descenso de la riqueza no es significativo ya que poseen mayor resiliencia. Sin embargo, se observó un aumento significativo de la abundancia de individuos en la segunda época de estudio (agosto), esto se debió al mayor aporte de *Goeldichironomus holoprasinus* (Chironomidae), esta especie es muy tolerante e incluso puede incrementar sus poblaciones en condiciones de baja concentración de oxígeno (Zilli *et al.* 2009).

Calidad ambiental en base a la entomofauna acuática

Analizando la relación entre los siete índices biológicos y la valoración ambiental de Moss (2006) para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa a partir de la entomofauna acuática, se observó que el índice BMWP/Col (Roldán 2003) caracterizó muy bien la calidad ambiental de las estaciones de muestreo durante las dos épocas de estudio. En la época de menor nivel de agua el BMWP/Col mostró una correlación alta y significativa ($R=0.416$, $P<0.05$)

y en la época de mayor nivel de agua la correlación fue mayor y significativa ($R=0.551$, $P<0.05$), demostrando así su aplicabilidad en la caracterización ambiental de los humedales de Villa. Estos resultados fueron similares a los obtenidos por Rizo *et al.* (2011) en Argentina, donde se utilizó el BMWP/Col para caracterizar ambientalmente los arrozales del noreste de dicho país obteniendo buenos resultados para estos ecosistemas lénticos.

Otros índices funcionaron parcialmente en la caracterización ambiental del humedal, siendo útiles para una de las dos épocas de estudio, como el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Segnini 2003) y el ASPT (Galbrand *et al.* 2007) para la época de menor nivel de agua (febrero) y el WWMBI (USEPA 2004) para la época de mayor nivel de agua (agosto). Esto se explicaría por lo expuesto anteriormente, en relación a la temporalidad de los humedales de Villa, lo cual hace que estos índices no puedan discriminar los cambios temporales derivados de la hidrología del ecosistema (Karr & Chu 1999, Rosenberg *et al.* 2008).

Por último, los índices que no funcionaron en la caracterización ambiental del humedal fueron el índice SWAMPS propuesto para humedales costeros en Australia (Davis *et al.* 1999), el índice IBLI desarrollado por Peralta (2007) para los lagos interduñarios en México y el IBI propuesto para humedales de Norte América (Gernes & Helgen 2002). Esto se debería a que los grados y rangos de tolerancia de los taxa en dichos índices son diferentes a los de Perú por estar en diferentes zonas biogeográficas (Dominguez & Fernández 2009). Otro factor que se debe considerar es la hidrología del humedal que afecta significativamente la entomofauna en las lagunas de menor extensión (MacArthur & Wilson 1967, Dejoux & Iltis 1991). Estos resultados podrían mejorar si se calibran o estandarizan los rangos de tolerancia de los taxa en cada índice evaluado (Dominguez & Fernández 2009).

Especies bioindicadoras de la calidad ambiental

A través del análisis SIMPER se pudieron determinar 22 especies bioindicadoras. Se consideran siete especies sensibles, tres hemipteros: *Mesovelina mulsanti*, (Mesovelidae), *Belostoma asiaticum* (Belostomatidae) y *Paraplea puella* (Pleidae), un díptero: *Culicoides* sp. 1 (Ceratopogonidae) y tres coleópteros: *Liodessus* sp. 1 (Dytiscidae), *Enochrus* sp. 1 y *Enochrus* sp. 2 (Hydrophilidae). Esto concuerda con los trabajos de López Ruf *et al.* (2003) y Torres *et al.* (2008) quienes destacan la importancia de los coleópteros y hemipteros acuáticos como bioindicadores de la calidad ambiental en ambientes lénticos (lagunas naturales y artificiales). Además, Mazzucconi *et al.* (2009) destaca en especial a la familia Pleidae por sus altos requerimientos biológicos

de oxígeno.

Se reportan cuatro especies facultativas, un efemeróptero: *Callibaetis* sp. 1 (Baetidae), dos odonatos: *Brachymesia* sp. 1 (Libellulidae) y *Rhionaeschna* sp. 2 (Aeshnidae) y un díptero: *Odontomyia* sp. 1 (Stratiomyidae), estos resultados concuerdan con los de Roldán (2003) donde destaca a las familias Baetidae, Aeshnidae, Libellulidae y Stratiomyidae como facultativas; es decir, pueden tolerar un grado intermedio de polución.

Por último, 11 especies se destacaron como tolerantes, dos odonatos: *Ischnura capreolus* e *I. ramburii* (Coenagrionidae), un hemiptero: *Trichocorixa reticulata* (Corixidae), siete dípteros: *Larsia* sp. 1, *Tanytoidinae* sp. 1, *Goeldichironomus holoprasinus*, *Goeldichironomus* sp. 1, *Parachironomus* sp. 1 (Chironomidae), *Bezzia* sp. 1 (Ceratopogonidae) y *Psychoda* sp. 1 (Psychodidae) y un coleóptero: *Tropisternus lateralis* (Hydrophilidae). Estos resultados concuerdan con Zilli *et al.* (2009) donde destacan a la familia Chironomidae y en especial a la especie *Goeldichironomus holoprasinus* como tolerantes a condiciones ambientales adversas. Sin embargo, Roldán (2003) menciona que las familias Coenagrionidae, Corixidae, Ceratopogonidae, Psychodidae e Hydrophilidae presentan un grado de tolerancia intermedio, en el estudio esto no se cumpliría debido a que las especies registradas presentan bajos requerimientos biológicos, pudiendo desarrollarse tanto en ambientes íntegros como perturbados o con poca oxigenación y soportar los cambios ambientales.

Conclusiones

Se registraron en total 53 especies y morfoespecies de insectos acuáticos, agrupadas en 48 géneros, 27 familias y 5 órdenes. De ellos, 19 fueron identificados al nivel de especie, 28 a género, 1 a subfamilia y 5 a familia. El orden Diptera presentó la mayor riqueza con 22 especies, seguida por Coleoptera con 14 especies, Hemiptera con 9 especies, Odonata con 7 especies y Ephemeroptera, quien presentó la menor riqueza, con solo 1 especie. Además, se citan por primera vez para Villa a 22 especies.

La composición y diversidad de insectos acuáticos en Villa mostraron diferencias significativas a nivel espacial y temporal. La variación espacial estaría explicada por el tamaño y extensión de las lagunas y la variación temporal, por la hidrología del humedal siendo el nivel del agua un factor muy importante.

El índice BMWP/Col sería el mejor índice biológico para caracterizar la calidad ambiental en los humedales de Villa, ya que presentó una mayor correlación con

la valoración ambiental durante las dos épocas de estudio.

Se determinaron 22 especies bioindicadoras: siete sensibles, cuatro facultativas y once tolerantes, debido a su mayor influencia (más del 70%) en la estructura comunitaria de insectos acuáticos en relación a la calidad ambiental de las estaciones de muestreo a partir del índice BMWP/Col.

Agradecimientos

A mi familia por su apoyo incondicional durante mi carrera universitaria y desarrollo de la tesis. Al Dr. Gerardo Lamas, Jefe del Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de la UNMSM, por su valioso apoyo. Al Dr. Niels Valencia, Mg. Iris Samanez y Blga. Norberta Martínez, por sus valiosas sugerencias durante la revisión de la tesis. Al Dr. Axel Bachmann y Dra. Silvia Mazzucconi (Universidad de Buenos Aires, Argentina) por su apoyo en la corroboración de las especies de hemipteros acuáticos. A la Dra. Patricia Torres y Dr. Mariano Michat, (CONICET, Argentina) por su apoyo en la corroboración de las especies de coleópteros acuáticos. A la Dra. Analía Paggi (Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet", Argentina) por su apoyo en la corroboración de las especies de Chironomidae. A Tim Faasen (Universidad de Utrecht) por su apoyo en la corroboración de las especies de Coenagrionidae. A PROHVILLA y a su personal administrativo por el apoyo recibido. El presente trabajo de investigación fue financiado con el Fondo de Promoción de Trabajo de Tesis de Pregrado del Vicerrectorado de Investigación- UNMSM (Código N° 111001087).

Referencias bibliográficas

Blancas H. 1978. Insectos que habitan las aguas de Villa. *Revista Peruana de Entomología* 21 (1): 105-108.

Borkent A, Spinelli GR. 2007. Neotropical Ceratopogonidae (Diptera: Insecta). En: J. Adis, J.R. Arias, G. Rueda, K.M. Wantzen (Eds.), *Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA) Volume 4* (pp. 1-198). Moscow: Pensoft.

Brown K. 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of Neotropical forest: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1: 25-42.

Clarke KR, Gorley RN. 2006. PRIMER v6. Primer-E Ltd. Plymouth, UK.

Correa F, Rivera R, Urrutia J, De los Ríos P, Contreras A & Encina F. 2010. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica*

29(2): 183-194.

Davis JA, Horwitz PA, Norris R, Chessman B, McGuire M, Sommer B & Traylor KM. 1999. Wetland bioassessment manual (macroinvertebrates). National Wetlands Research and Development Program, LWRRDC/EA, Canberra.

Dejaux C & Iltis A. 1991. El lago Titicaca. Síntesis del conocimiento limnológico actual. ORSTOM y HISBOL.

Domínguez E, Molineri C, Pescador ML, Hubbard MD & Nieto C. 2006. Ephemeroptera of South America. En: J Adis, JR Arias, G Rueda, KM Wantzen (Eds.), *Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA) Volume 2* (pp. 1-646). Moscow: Pensoft.

Domínguez E, Fernández H. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Primera edición. Tucumán, Argentina. Fundación Miguel Lillo.

Drake CJ & Harris HM. 1930. Notes on some South American Gerridae (Hemiptera). *Annals of the Carnegie Museum* 19: 235-239.

Epler JH. 2001. Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. Florida, USA. North Carolina Department of Environment and Natural Resources Division of Water Quality.

Fernández HR & Domínguez E. 2001. Guía para la Identificación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Tucumán, Argentina. Editorial Universitaria de Tucumán.

Fernández LA & López Ruf ML. 2006. Aquatic Coleoptera and Heteroptera inhabiting waterbodies from Berisso, Buenos Aires province, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 54 (1): 139-148.

Figueroa R, Valdovinos C, Araya E & Parra O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.

Fontanarrosa MS, Torres PLM & Michat MC. 2004. Comunidades de insectos acuáticos de charcos temporarios y lagunas en la ciudad de Buenos Aires (Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63 (3-4): 55-65.

García AI, Vivar GR, Quezada MJ & Huamán PM. 1996. Insectos acuáticos biorreguladores de larvas de mosquito presentes en los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Revista Cubana de Medicina Tropical* 48: 227-228.

Galbrand C, Lemieux IG, Ghaly AE, Côté R & Verma M. 2007. Assessment of Constructed Wetland Biological Integrity Using Aquatic Macroinvertebrates. *OnLine Journal of Biological Sciences* 7 (2): 52-65.

Gernes MC & Helgen JC. 2002. Indexes of Biological Integrity (IBI) for Large Depressional Wetlands in Minnesota. Minnesota Pollution Control Agency-Biological Monitoring Program- Environmental Outcomes Division.

Grubh AR & Mitsch WJ. 2004. Distribution and abundance of macroinvertebrates in created wetland ecosystems. En: WJ Mitsch, L Zhang, C Tuttle (Eds.). *Olentangy River Wetland Research Park Annual Report*. (pp. 105-116). Ohio: Ohio State University.

Heckman CW. 2006. Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata- Anisoptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera and Species in South America. Dordrecht, Netherlands. Springer.

Heckman CW. 2008. Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata- Zygoptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera and Species in South America. Dordrecht, Netherlands. Springer.

Karr JR & Chu WE. 1999. Restoring Life in Running Waters. Better Biological Monitoring. Island Press. Washington, D. C. 209 pp.

López Ruf ML, Mazzucconi S & Bachmann AO. 2003. Heteroptera Acuáticos y Semiacuáticos del Parque Nacional Mburucuyá (Provincia de Corrientes, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 62 (1-2): 65-71.

Mazzucconi SA, López Ruf ML, Bachmann AO. 2009. Hemiptera-Heteroptera: Gerromorpha y Nepomorpha. En: E. Domínguez, H. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología* (pp. 167-231). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

MacArthur RH & Wilson EO. 1967. The theory of island biogeography. United States of America. Princeton University Press.

Merritt RW, Cummins KW & Berg MB. 2008. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Fourth edition. United States of America. Kendall/Hunt Publishing Company.

Moss R. 2006. Guía de identificación y manejo para humedales en propiedades privadas en Costa Rica. Costa Rica.

Muzón J, Von Ellenrieder N, Pessacq P, Lozano F, Garré A, Lambruschini J, Ramos L & Weigel MS. 2008. Odonata from Iberá Wetlands (Corrientes, Argentina): preliminary inventory and biodiversity. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 67 (1-2): 59-67.

Peralta L. 2007. Diseño de un Índice de Integridad Biótica para los lagos interduanarios de la Región Costera Central del Estado de Veracruz, México. Tesis Doctoral. Instituto de Ecología AC Veracruz, México.

Perkins PD. 1980. Aquatic beetles of the family Hydraenidae in the Western Hemisphere: classification, biogeography and inferred phylogeny

(Insecta: Coleoptera). *Quaestiones Entomologicae* 16: 3-554.

Rizo F, Domingo AS & Trama FA. 2011. Evaluación de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en arrozceras bajo riego en el noreste de Argentina. En: DE Blanco, VM, De la Balze (Eds.). *Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arrozceras del noreste de Argentina* (pp. 19-40). Buenos Aires: Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales/Wetlands International.

Roldán G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/ Col. Primera Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.

Segnini S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2): 45-63.

Shoobridge D. 2005. Perfil de Área Protegida, Perú. Zona Reservada Pantanos de Villa. Perú. ParksWatch.

Sneath PHA & Sokal RR. 1973. Numerical Taxonomy. The principles and practice of numerical classification. WH Freeman and Co. San Francisco.

StatSoft Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.1. StatSoft, Inc., Tulsa, OK, US.

Torres PLM, Mazzucconi SA, Michat MC & Bachmann AO. 2008. Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional Calilegua (Provincia de Jujuy, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 67 (1-2): 127-144.

USEPA. 2004. Field Testing the Wisconsin Depressional Wetland Macroinvertebrate and Plant Indices of Biological Integrity for Application by Trained Volunteers. Final Report to the USEPA Region V. Wisconsin Department of Natural Resources.

Young KR. 1998. El Ecosistema. En: A Cano, KR Young (Eds.). *Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación*. (pp. 3-20). Lima: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Zilli F, Marchese M & Paggi A. 2009. Life Cycle of *Goeldichironomus holoprasinus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) in Laboratory. *Neotropical Entomology* 38(4):472-476.

Fecha de recepción: 17-04-2014. Fecha de aceptación: 09-10-2014.