



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

EPIGEAL INSECTS OF THE LOWER LURÍN RIVER, LIMA, PERU

INSECTOS EPIGEOS DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO LURÍN, LIMA, PERÚ

Armando Vélez-Azañero¹; Alfonso Lizárraga-Travaglini²; Javier Alvarado² & Vania La Rosa¹

¹Universidad Científica del Sur. Facultad de Ciencias Ambientales. Escuela de Ingeniería Ambiental. Panamericana Sur km 19. Lima 42.

²Universidad Científica del Sur. Facultad de Ciencias Ambientales. Escuela de Ingeniería Agro-Forestal. Panamericana Sur km 19. Lima 42.
fonia14@gmail.com, avelez@cientifica.edu.pe

The Biologist (Lima), 14(2), jul-dec: 387-399.

ABSTRACT

In August 2010 and February 2011, quarterly collections of epigeal arthropods were made in the lower basin of the Lurín river, at four sampling points using pitfall traps between 5 and 51 masl. Alpha and beta diversity index were applied to collected data. A total of 2257 arthropods belonging to 43 families was recorded distributed across three classes: Insecta, Arachnida and Malacostraca; of which 2060 belong to the class Insecta. The Formicidae was the most abundant family, with 74.4% of captured insects belonging to this family. The family Sphaeroceridae was the next most abundant family and accounted for 9.56% of the total captures. Levels of alpha and beta diversity were calculated and greater diversity and abundance were measured in the lower part of the basin. The Jaccard similarity index showed a higher ratio of species in the lower part of the basin (5 and 17 masl) which could be related to the lower level of anthropogenic activity in that part of the basin.

Key words: Abundance – Diversity – Entomofauna – Formicidae

RESUMEN

En agosto 2010 y febrero 2011, se realizaron colectas trimestrales de artrópodos epigeos en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú en cuatro puntos de muestreo mediante trampas de caída entre 5 y 51msnm, se aplicaron índices de diversidad alfa y beta para estudiar el ordenamiento y la riqueza de los individuos para determinar su diversidad y relacionarla con sus servicios ecosistémicos. Se registró un total de 2257 artrópodos pertenecientes a 43 familias distribuidas en tres clases: Insecta, Arachnida y Malacostraca; de los cuales 2060 pertenecen a la clase insecta, donde la familia Formicidae se presentó como la más abundante con 74,4%, seguida de la familia Sphaeroceridae con 9,56% del total. Una mayor diversidad y abundancia se observó en la zona más baja de la cuenca, que disminuye de forma variable con la altitud. El índice de similitud cualitativo de Jaccard muestra una mayor relación de especies en las zonas bajas, la cual podría relacionarse con la menor incidencia de actividades antropogénicas.

Palabras clave: Abundancia – Diversidad – Entomofauna – Formicidae

INTRODUCCIÓN

Los insectos constituyen un componente predominante en la diversidad mundial (80% de las especies de animales conocidas) y mantienen aún un número incierto de especies por descubrir (Samways 2005); gracias a esta gran diversidad, los insectos brindan beneficios directos e indirectos al ser humano (servicios ecosistémicos) los que incluyen aprovisionamiento de recursos, regulación y control biológico, soporte en actividades como la formación de suelos, servicios culturales con importancia en la educación y el ecoturismo (ME 2005); y di-servicios ecosistémicos entre los que encontramos a los fitófagos, parásitos y vectores de enfermedades. El conocimiento de la fauna entomológica permite establecer relaciones simbióticas entre las comunidades de insectos y las plantas en un área determinada, estudiando el funcionamiento y control de cada ecosistema desde una perspectiva integral, además de predecir e identificar posibles alteraciones en el medio (UICN 2009).

Los insectos son excelentes indicadores de cambios ambientales, por sus ciclos de vida relativamente cortos, su fácil captura y la simplicidad de su identificación taxonómica (Didham *et al.* 1996), razón por la cual, pueden ser utilizados para describir impactos significativos por estrés, perturbación o alteración de los ecosistemas (Arcila & Lozano-Zombrado 2003). Los insectos como clase hiperdiversa, se comportan como elementos clave en la funcionalidad y regulación de un paisaje, respondiendo rápidamente a los cambios antropogénicos (Didham *et al.* 1996, Torres-García *et al.* 2014).

En la cuenca baja del río Lurín, actividades como la agricultura, ganadería y asentamiento de viviendas están desencadenando alteraciones diversas en los ecosistemas

locales. En la producción de maíz, coliflor, tomate, lechuga, brócoli y yuca propios del valle, se aplican plaguicidas de manera intensiva que afectan la presencia de la fauna benéfica (Vélez-Azañero & Lizárraga-Travaglini 2013).

El objetivo del trabajo fue determinar la diversidad de insectos epigeos de la cuenca baja del río Lurín, para generar herramientas útiles en la identificación de servicios ecosistémicos en zonas loticas afectadas por actividades humanas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Está ubicada en el distrito de Lurín, provincia de Lima, y forma parte de la cuenca baja del río Lurín (12°11'27.12" y 12°18'S; 76°56' y 76°50'43.2"O; Coral, 2007) con los distritos de Pachacamac y Cieneguilla (Alfaro & Claverías 2010). La cuenca del río Lurín es una de las 62 cuencas del Pacífico con una extensión superficial de 1 658.19km² (MINAGRI 2004). Está comprendida en las provincias de Lima y Huarochirí (Felipe-Morales 2012) y conforma el *hinterland* de la capital de la República del Perú, junto al río Chillón y al río Rímac (Alfaro & Claverías 2010). Este río está conectado con 10 distritos a lo largo de la parte alta, media y baja de la cuenca (Vega 2010, Alfaro & Claverías 2010).

Muestreo y análisis

Se utilizaron trampas pasivas de caída con una solución de 10:2:0.2 de agua destilada, jabón líquido y formaldehído al 10%, respectivamente (Vélez-Azañero & Lizárraga-Travaglini 2013). Las trampas fueron instaladas en cuatro sitios de muestreo (5, 17, 28, 51msnm, Tabla 1), por un periodo de 48h, en agosto de 2010 y febrero de 2011, considerando cuatro repeticiones con 10m lineales de separación en cada zona. Los

resultados corresponden a la suma de estas cuatro repeticiones, ya que no presentaron diferencias significativas. Las muestras biológicas se preservaron en alcohol etílico al 70% y se trasladaron al laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Científica del Sur, Lima, Perú para ser clasificadas siguiendo las claves taxonómicas de Triplehorn & Johnson (2005) y Albertino *et al.* (2012) a nivel de morfo-especie. Se emplearon los índices de diversidad de Simpson, Brillouin, Margalef y Pielou para evaluar los niveles de diversidad alfa (Moreno 2001) a través del paquete estadístico paleontológico PAST versión 2.17c. Para el análisis de diversidad Beta, se calculó, además, una matriz de distancias en función al índice cualitativo de Jaccard, a partir de la cual se generó un fenograma utilizando cinco métodos de agrupación: Simple, Completo, UPGMA, Ward y WPGMA, y se utilizó el criterio de coeficiente de correlación para la elección del más adecuado.

La riqueza de especies fue estimada con los indicadores de Chao2, Jack1 y Jack2 (Moreno 2001) y se comparó con el número de especies colectadas. También se determinó la riqueza mediante un Diagrama de Acumulación de Especies para relacionar los esfuerzos de muestreo o número de trampas con el número de especies encontradas (Ugland & Ellingsen 2003) ajustando la curva a la Ecuación de Clench (Jiménez-Valverde & Hortal 2003) por una regresión no lineal (Bates & Watts 1988) en el software estadístico R versión 3.0.0.

RESULTADOS

Se encontró un total de 2257 especímenes de artrópodos pertenecientes a las clases Insecta, Arachnida y Malacostraca, de las cuales 2060 correspondieron a la clase Insecta (91,3%). Se identificaron 39 familias y 56 morfo-especies

de insectos (Tabla 2), donde los representantes de la familia Formicidae se presentaron como los más dominantes con 74,4% del total.

El indicador de Jack1 ($82,50 \pm 16,47$) es el que más se acercó a la riqueza encontrada en el área de estudio; los índices de Chao ($114,80 \pm 28,02$) y Jack2 (96,17) mostraron valores mucho más elevados indicando que faltaría por cubrir 34,3% y 40,7% respectivamente. La curva de acumulación de especies (Fig. 1), muestra que el esfuerzo realizado no fue suficiente para determinar la riqueza total, y que el número tentativo de puntos de muestreo debería estar cerca de 20 para reducir al máximo el sesgo de las estimaciones; es decir, el trabajo solo cubrió el 20% de la diversidad de insectos presentes en la cuenca baja del río Lurín. Se muestra, además, que la riqueza estimada es de 106 especies siguiendo la ecuación de Clench; valor similar a los estimadores de Jack2 y Chao, indicando que el valor real de la riqueza específica podría estar muy cerca a estos valores.

Los índices de diversidad biológica muestran que el segundo punto de estudio (PII) fue el que presentó la mayor riqueza (Tabla 3); sin embargo, la tercera zona de muestreo (PIII) a 28 msnm fue la más diversa según el índice de Margalef (5,52), y la más homogénea según el índice de Brillouin (2,26). El segundo punto ofrece un valor de 0,43 según el índice de Pielou, siendo el valor más alejado para alcanzar su diversidad máxima; adicionalmente, el índice de Simpson para este punto muestra un valor de 0,41 lo que indica que no hay grupos predominantes en esta zona.

Se utilizó el método UPGMA (“Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean”, Borcard *et al.* 2011) para desarrollar un fenograma siguiendo una matriz de distancias en función al índice de Jaccard, donde se evidenció mayor similaridad entre los dos primeros puntos de muestreo ubicados entre 5 y 17 msnm (Fig. 2).

Tabla 1. Características de las zonas de muestreo de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú.

	Altitud (msnm)	Coordenadas	Descripción
Punto 1	5	12°16'14.14"S 76°54'4.18"O	Margen derecho. Asociado a vegetación herbácea y a la carretera "Panamericana Sur", Influencia directa del proyecto "Mesias" –SEDAPAL. Sitio más cercano a la desembocadura del río.
Punto 2	17	12°15'26.49"S 76°53'36.97"O	Margen derecho. Asociado a un desagüe doméstico y vegetación herbácea (desmorte en la etapa final de los muestreos), presencia considerable de residuos sólidos.
Punto 3	28	12°14'56.03"S 76°53'35.85"O	Margen derecho. Asociado ha ganado vacuno (establo).
Punto 4	51	12°13'46.87"S 76°52'49.69"	Margen izquierdo. Asociado a campos de cultivo (coliflor y tomate).

Tabla 2. Morfo-especies de artrópoda acumulada, registrados en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú entre agosto de 2010 y febrero de 2011. PI: Primer punto de muestreo, PII: Segundo punto de muestreo, PIII: Tercer punto de muestreo, PIV: Cuarto punto de muestreo, SE: Servicio ecosistémico, AP: Aprovechamiento, RE: Regulación, SO: Soporte, DI: Di-servicio. *Arachnida.

N°	Morfo-especies	PUNTOS DE MUESTREO				SE	TOTAL
		PI	PII	PIII	PIV		
1	Anisolabididae 1	0	5	5	0	RE	10
2	Anthocoridae 1	0	3	4	0	DI	7
3	Aphelinidae 1	0	0	2	0	DI	2
4	Aphididae 1	0	2	3	0	DI	5
5	Bibionidae 1	0	2	0	0	DI	2
6	Blaberidae 1	0	2	1	1	SO	4
7	Carabidae 1	49	0	1	8	RE	58
8	Carabidae 2	2	0	0	0	RE	2
9	Carabidae 3	1	0	0	0	RE	1
10	Chironomidae 1	0	3	2	0	DI	5
11	Chloropidae 1	0	0	0	1	DI	1
12	Chloropidae 2	0	1	0	0	DI	1
13	Chloropidae 3	0	1	0	0	DI	1
14	Cicadellidae 1	1	0	19	0	DI	20
15	Cicadellidae 2	0	0	0	1	DI	1
16	Cicadellidae 3	0	0	1	2	DI	3
17	Cicadellidae 4	0	23	13	6	DI	42
18	Cicadellidae 5	0	1	0	0	DI	1

Continua Tabla 1

Continua Tabla 2

N°	Morfo-especies	PUNTOS DE MUESTREO				SE	TOTAL
		PI	PII	PIII	PIV		
19	Collembola 1	0	6	0	0	SO	6
20	Curculionidae 1	0	0	1	0	SO	1
21	Cynipidae 1	0	0	0	1	DI	1
22	Cynipidae 2	0	0	0	1	DI	1
23	Delphacidae 1	0	3	2	0	DI	5
24	Dytiscidae 1	0	0	1	0	RE	1
25	Elateridae 1	0	0	0	2	DI	2
26	Ephydriidae 1	0	1	0	0	AP	1
27	Formicidae 1	107	424	24	377	SO	932
28	Formicidae 2	64	99	115	305	SO	583
29	Formicidae 3	0	4	13	0	SO	17
30	Formicidae 4	0	0	1	0	SO	1
31	Gryllidae 1	4	10	11	4	AP	29
32	Halictidae 1	0	0	1	0	SO	1
33	Ichneumonidae 1	0	0	2	0	RE	2
34	Labiduridae 1	0	3	1	0	RE	4
35	Lauxaniidae 1	0	2	0	0	SO	2
36	Lauxaniidae 2	0	1	0	0	SO	1
37	Lonchaeidae 1	0	1	1	2	DI	4
38	Lycosidae 1*	0	2	1	9	RE	12
39	Lygaeidae 1	0	1	0	0	DI	1
40	Muscidae 1	0	1	0	0	DI	1
41	Nabidae 1	0	0	1	0	RE	1
42	Nitidulidae 1	0	2	2	1	SO	5
43	Phoridae 1	0	0	0	4	SO	4
44	Phoridae 2	0	3	0	0	SO	3

*No son insectos y no se incluyeron en el análisis de diversidad.

Tabla 3. Índices de diversidad acumulada de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú entre agosto de 2010 y febrero de 2011. PI: Primer punto de muestreo, PII: Segundo punto de muestreo, PIII: Tercer punto de muestreo, PIV: Cuarto punto de muestreo.

ÍNDICES	IP	IIP	IIIP	IVP
Riqueza	10	34	33	19
Individuos	191	692	330	850
Simpson	0,42	0,40	0,16	0,34
Brillouin	1,03	1,45	2,25	1,26
Margalef	1,71	5,04	5,51	2,66
Pielou	0,47	0,43	0,68	0,44

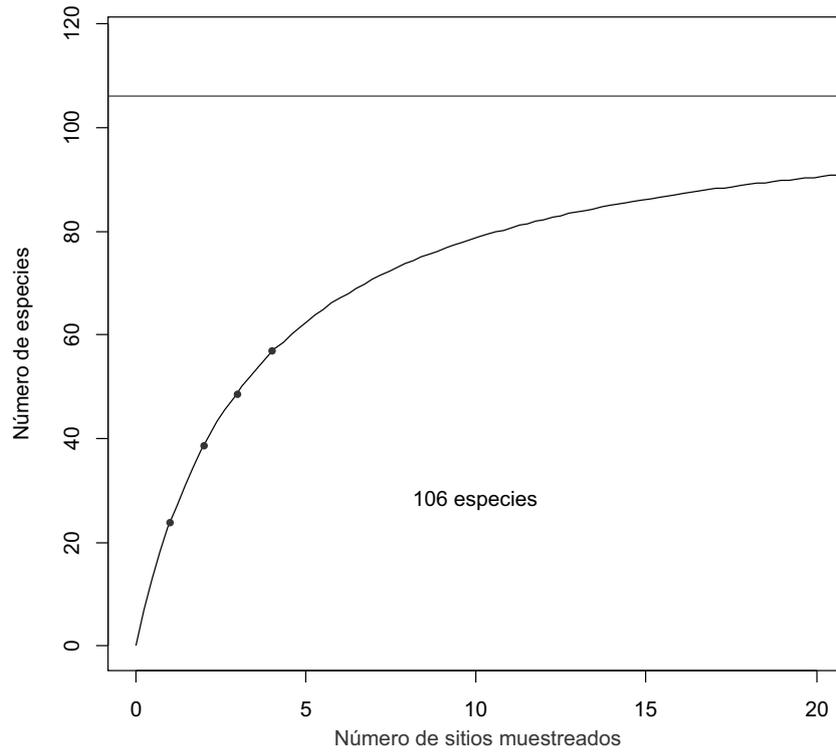


Figura 1. Diagrama de acumulación de especies de artrópodos en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú donde se muestra la ecuación de Clench para estimar el número de especies.

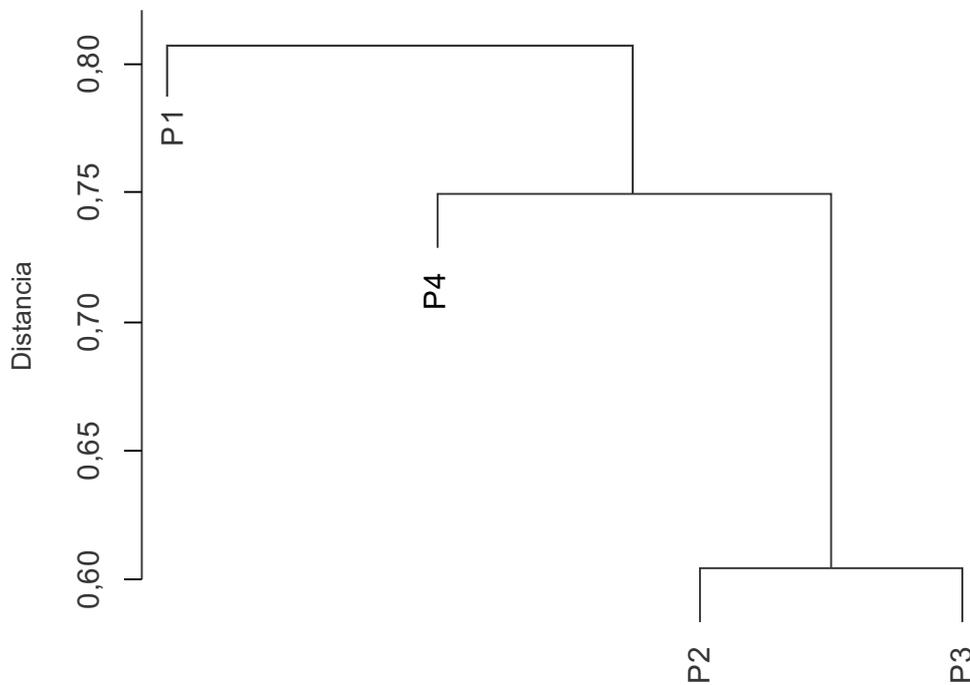


Figura 2. Fenograma generado a partir de una matriz de distancias calculados con el índice de diversidad de Jaccard, agrupados por el método UPGMA.

DISCUSIÓN

La riqueza no presentó un patrón definitivo en ninguno de los grupos estudiados, sin embargo, las morfo-especies de la familia Formicidae fueron más abundantes a los 51msnm (IVP) y menos abundantes a los 5mnsnm (IP). Bravo *et al.* (2011) y Vélez-Azañero & Lizárraga-Travaglini (2013), en contraposición a nuestros resultados, identificaron una correlación negativa entre la abundancia de insectos y la altitud, resaltando la disminución de los servicios ecosistémicos en las zonas más altas. Por otro lado, se han encontrado patrones importantes de distribución altitudinal de hormigas influenciado por la temperatura, indicando que la riqueza tiende a disminuir en zonas con mayor altitud (Hölldobler & Wilson 1990, Brühl *et al.* 1999, Castro-Delgado *et al.* 2008).

Hölldobler & Wilson (1990) mostraron que en las zonas bajas, la diversidad aumenta por la mayor cobertura vegetal y complejidad de hábitats; lo que no sucedió en nuestra investigación, probablemente por influencia antropogénica. Asimismo, Matienzo *et al.* (2010) señalan que durante las estaciones donde el control químico de plagas es menos intenso, la abundancia de las hormigas es mayor, comparada con estaciones donde existe un uso intensivo de plaguicidas; lo que pudo ocurrir en nuestro caso, donde el uso de insecticidas fue mayor en las zonas más bajas, aunque no significativo.

Por otro lado, Gaminde (2015) señaló que una de las familias de dípteros más abundantes durante los meses más cálidos es la familia Sphaeroceridae, que brinda el servicio ecosistémico de descomposición de materia orgánica, y puede ser utilizada como indicador de diversidad e influencia antrópica (Remedios *et al.* 2012), lo que confirma nuestros resultados, debido a que nuestro estudio fue realizado durante los meses de

agosto y febrero, donde las temperaturas fueron más elevadas.

Cepeda-Pizarro *et al.* (2006) y Devia & Escobar (2001) informaron que los Muscidae (Diptera) son los más abundante en ambientes secos, mientras que los Sphaeroceridae son más abundantes en ambientes húmedos; lo que confirma la abundancia de esta familia en los puntos II y IV, relacionado con zonas de riego y presencia de desagües domésticos. Remedios *et al.* (2012) indicaron que la familia de dípteros más abundante en ambientes relacionados a excretas de ganado vacuno fue Sphaeroceridae; lo que no concuerda con los resultados encontrados en este trabajo, debido a que esta familia presentó poblaciones muy bajas en el Punto III el cual estaba asociado a establos de ganado vacuno.

La familia Chloropidae registro solo tres individuos en tres morfo-especies, distribuidos en el segundo y el cuarto punto, aunque su frecuencia fue muy baja en nuestros muestreos. Es importante resaltar su comportamiento como parásito de vertebrados menores (Medina *et al.* 2009) lo que se relacionaría a la presencia de desagües domésticos en el segundo punto, y la mayor cantidad de basura y desmontes en el punto cuatro, cercano a la desembocadura del río.

La morfo-especies de la familia Curculionidae cumple un servicio ecosistémico de soporte y rara vez se asocia con plagas agrícolas de importancia, se encuentra preferentemente en vegetación arbustiva no cultivada, y algunas poblaciones pueden adaptarse a la polinización o polifagia en las plantas hospederas (Agrawal *et al.* 2006, Anderson 1995, Fornasari 2004, Marvaldi *et al.* 2002, Thompson 2005); la morfo-especie se registró en el punto 3, donde las áreas de cultivo agrícola fueron mínimas, y la vegetación arbustiva fue predominante.

Las morfo-especies de Tenebrionidae fueron registradas en los tres primeros puntos de

muestreo, y pueden relacionarse con servicios ecosistémicos de apoyo y soporte, ya que su actividad detritívora está asociada a la descomposición de materia orgánica, enriquecimiento del suelo, y a la provisión de alimentos a otros organismos (Crawford 1981, MINAGRI 2004). Muchas especies de esta familia pueden encontrarse en troncos en descomposición, alimentándose de maderas e hifas de hongos, lo que les permite reciclar la materia orgánica y completar sus ciclos biológicos (Watt 1974, Matthew *et al.* 2010). La ausencia de estas morfo-especies en el punto 4 podría explicarse por el uso excesivo de fertilizantes químicos.

Los áfidos o pulgones se registraron en el punto 2 y el punto 3, donde el control químico de plagas fue bajo, ya que los niveles agrícolas son menores; estos insectos se comportan como las plagas agrícolas más frecuentes e importantes en nuestro medio, su reproducción asexual partenogenética les permite aumentar sus poblaciones y abarcar grandes áreas en corto tiempo, en su mayoría son vectores de virus no persistentes (Quiros *et al.* 2006).

La única morfo-especie de Ichneumonidae fue registrada en el punto 3, lo que podría explicar que la presencia de residuos sólidos, efluentes y el uso de insecticidas químicos, podría afectar su presencia en las otras zonas de muestreo. Ruiz-Cancino *et al.* (2014) indican que las especies de la familia pueden comportarse como indicadores de calidad por su alta sensibilidad a los cambios ambientales, además, resaltan las características de este grupo, ya que brindan servicios ecosistémicos de regulación en ambientes naturales y artificiales.

La morfo-especie de la familia Syrphidae se registró únicamente en el punto dos, donde la presencia de residuos sólidos fue considerable; las especies de esta familia brindan servicios ecosistémicos de soporte y regulación, y son considerados como buenos agentes

polinizadores y en otros casos depredadores de plagas agrícolas como trips, moscas blancas y psílidos, teniendo mayor prevalencia los sírfidos afidófagos, donde los estados inmaduros se alimentan de pulgones (Rojo *et al.* 2003). La presencia casi nula de estos especímenes en nuestros muestreos deja clara la influencia de la contaminación en la cuenca baja del río Lurín (efluentes, residuos sólidos e insecticidas químicos) y su efecto en la reducción de insectos benéficos (Vélez-Azañero & Lizárraga-Travaglini 2013).

La familia Collembola está asociada a procesos de descomposición de materia orgánica y enriquecimiento de suelos, cumpliendo servicios ecosistémicos de regulación y soporte, pueden encontrarse en hábitats muy diversos donde los niveles de perturbación no sean altos (Zumeta 2001); en nuestro caso solo se registraron seis especímenes en el segundo punto, lo que se asocia a niveles de contaminación en las otras estaciones evaluadas.

Las morfo-especies de Cicadellidae se presentaron en todos los sitios estudiados, y no mostraron ningún patrón de distribución, sin embargo, Rojas *et al.* (1999) muestran que la población de estas especies presenta una relación inversa con la temperatura y la humedad relativa, las que representan los principales factores condicionantes del aumento y la disminución de estas poblaciones en determinadas épocas del año. Los efectos de la contaminación mencionados en este trabajo, pueden no haber influido en la distribución y abundancia de estas morfo-especies, ya que las poblaciones de insectos de esta familia no han registrado impactos considerables por factores ambientales y actividades humanas como la fragmentación de hábitats (Greze *et al.* 2002).

La familia Carabidae disminuyó en relación inversa con la altitud, como lo señalan Vélez-Azañero & Lizárraga-Travaglini (2013) en un estudio de la diversidad de Carabidae en la

misma zona, debido a que las poblaciones de esta familia tienden a disminuir según la temperatura y son más abundantes en zonas bajas (Paleologos 2012, Paleologos *et al.* 2015); además, son altamente sensibles al cambio climático (Bastidas 2012), por lo que muchas veces suelen utilizarse como indicadores de impacto antropogénico. Por otro lado, otros autores señalan que se han encontrado casos particulares donde la riqueza de esta familia aumenta con la altitud (Sanders *et al.* 2003; Camero 2003). La mayor abundancia se presentó en el primer punto, donde la disponibilidad de alimento y materia orgánica fueron mayores; lo que podría relacionarse con la presencia de huevos de ortópteros (probablemente grillos), alimento alternativo de estos controladores (Salas-Araiza & Salazar-Solís 2009).

El indicador Jackknife1 fue el que más se acercó a la riqueza encontrada en el área de estudio, el cual también fue el método más exacto incluso con esfuerzos de muestreo bajos en el análisis realizado por Oreja *et al.* (2010) al estudiar aves en la ciudad de Puebla, México; donde el objetivo fue evaluar el desarrollo de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies con datos reales. Asimismo, Palmer (1990) y Hellmann & Fowler (1999) encontraron que el indicador de Jackknife1 fue el menos sesgado y más preciso al momento de estudiar la riqueza de especies de extrapolar y plantas leñosas respectivamente. Por su parte, Bautista-Hernández *et al.* (2013) mencionan que los estimadores de Jackknife sobrestiman la riqueza, debido a que son imprecisos y podrían excederse en estimar el número de especies. No obstante, existen otras investigaciones donde se afirma que el indicador Jackknife 2 es mucho más exacto (Gómez & Linera 2006) y menos sesgado cuando las muestras son pequeñas (Hellmann & Fowler 1999).

Los indicadores Chao, Jack 2, y la curva de acumulación de especies ajustada a la ecuación

de Clench indican que el valor de la riqueza debería estar por encima de las 86 especies, lo que advierte que el esfuerzo de muestreo no fue suficiente, y debería ubicarse cerca de las 20 repeticiones por cada punto. Gómez & Linera (2006) encontraron que los estimadores ICE y Chao 2 son los mejores estimadores de riqueza, debido a que presentaron curvas de acumulación con un crecimiento inicial rápido, y alcanzan una asíntota definida. Sin embargo, Bautista-Hernández *et al.* (2013) señalan que los estimadores de Bootstrap y Chao 1 son los métodos más precisos y menos sesgados al reflejar la riqueza real.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Carlos Acosta por sus valiosos aportes a esta investigación, a José Castillo, Paola Ancajima y Jorge Velazco por su apoyo técnico en la fase de campo, y a Brenton Ladd por los valiosos comentarios a este trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agrawal, A. A.; Lau, J. A. & Hambäck, P. A. 2006. Community heterogeneity and the evolution of interactions between plants and insect herbivores. *The Quarterly Review of Biology*, 81: 349-376.
- Albertino, A.; Melo, G.; De Carballo, C.; Casari, S. & Constantino R. 2012. *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Brasil: holos Editora. 796pp.
- Alfaro, J. & Claverias, R. 2010. *Diagnóstico socioeconómico de la cuenca del río Lurín*. Consultoría sobre sistema de monitoreo y evaluación, línea de base y mapa de actores. Centro global para el desarrollo y democracia (CGDD) y centro de investigación, educación y desarrollo (CIED). 54 pp.

- Alfonso, J.; Matienzo, Y. & Vázquez, L. 2010. Fauna de hormigas (hymenoptera: formicidae) asociadas a un sistema de producción agrícola urbano. *Fitosanidad*, 14: 153-158.
- Anderson, R. S. (1995). An evolutionary perspective on diversity in Curculionoidea. *Memoirs of the Entomological Society of Washington*, 14: 103-114.
- Arcila, A. F. & Lozano-Zambrano, F. 2003. *Hormigas como herramienta para la bioindicación y monitoreo*. Capítulo 9, pp.159-166. En Fernández, F. (ed.). *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. XXVI + 398 pp.
- Bastidas, D. A. 2012. Ensamblaje de una comunidad de coleópteros (Tenebrionidae - Carabidae) en un gradiente altitudinal, adaptaciones al cambio global, cantón catamayo-ecuador". Tesis de pregrado. Universidad Técnica Particular de Loja. Ecuador.
- Bates, D. & Watts, D. 1988. *Nonlinear regression analysis and its applications*. New York / Chichester / Weinheim / Brisbane / Singapore / Toronto. 90pp.
- Bautista-Hernández, C. E.; Monks, S. & Pulido-Flores, G. 2013. Los parásitos y el estudio de su biodiversidad: un enfoque sobre los estimadores de la riqueza de especies. *Estudios científicos en el estado de Hidalgo y zonas aledañas*. Zea Books, Lincoln, Nebraska, pp. 13-17.
- Borcard, D.; Gillet, F. & Legendre, P. 2011. *Numerical ecology with r*. Use r! Series. Springer, NY.
- Bravo, J. C.; Somarriba, E. & Arteaga, G. 2011. Factores que afectan la abundancia de insectos polinizadores del cacao en sistemas agroforestales. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 28: 119-131.
- Brühl, C. A.; Mohamed, M. & Linsenmair, K. E. 1999. Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forests on mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Journal of tropical ecology*, 15: 265-277.
- Camero, E. 2003. Caracterización de la fauna de carábidos (Coleoptera: Carabidae) en un perfil altitudinal de la sierra nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 27: 491-516.
- Castro-Delgado, S.; Vergara-Cobian, C.; & Arellano Ugarte, C. 2008. Distribución de la riqueza, composición taxonómica y grupos funcionales de hormigas del suelo a lo largo de un gradiente altitudinal en el refugio de vida silvestre Laquipampa, Lambayeque-Perú. *Ecología aplicada*, 7: 89-103.
- Cepeda-Pizarro, J.; Pola, M.; Zuleta, C. & González, C. 2006. *Relaciones de abundancia y diversidad de la entomofauna del humedal tambopuquíos*. *Geoecología de los andes desérticos: la alta montaña del valle del Elqui*. Ediciones Universidad de La Serena. Universidad de La Serena, La Serena-Chile. pp. 475-521.
- Coral, F. 2007. *Zonificación Mediante Planos Temáticos de Áreas con Diferente Peligro en la Parte Baja del Valle de Lurín*. Tesis para optar el Título de Ingeniero Civil. Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú.
- Crawford, C. S. 1981. *The Array of Desert Invertebrates*. In: *Biology of Desert Invertebrates*. pp. 19-29. Springer Berlin Heidelberg.
- Devia, W. & Escobar, A. 2001. *Heliconias: Aspectos climáticos, geobotánicos y su distribución en Colombia*. Memorias del primer congreso internacional de flores y follajes tropicales. Tuluá, Valle.
- Didham, R. K.; Ghazoul, J.; Stork, N. E. & Davis, A. J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in*

- Ecology & Evolution, 11: 255-260.
- Felipe-Morales, C. 2012. *Manual para Gestores del Agua de la Cuenca del Río Lurín [Proyecto Desarrollo Territorial y Generación de Empleo en la Cuenca del Río Lurín]*. Lima, Perú. Centro Global para el Desarrollo y la Democracia (CGDD), Centro de Investigación, Educación y Desarrollo (CIED), Fondo Multilateral de Inversiones (FOMIN-BID).
- Fornasari, L. 2004. Ethology, field biology and host suitability of *Coniatus repandus*, a natural enemy of tamarisk in France. *Bulletin of Insectology*, 57: 117-126.
- Gaminde, B. 2015. *Sucesión de la entomofauna cadavérica en un medio montañoso del sureste de la península ibérica*. Tesis de doctorado. Universidad de Murcia. Departamento de zoología y antropología física. España.
- Gómez, A. M. L. & Linera, G. W. 2006. Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la sociedad botánica de México*, 78: 7-15.
- Grez, A. A. & Zaviezo, T. 2002. Efectos inmediatos de la fragmentación del hábitat sobre la abundancia de insectos en alfalfa. *Ciencia e Investigación Agraria*, 29: 29-34.
- Hellmann, J. & Fowler, G. 1999. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. *Ecological applications*, 9: 824-834.
- Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990. Host tree selection by the neotropical ant *Paraponera clavata* (Hymenoptera: Formicidae). *Biotropica*, 22: 213-214.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista ibérica de arcnología*, 8: 151-161.
- Marvaldi, A.E.; Sequeira, A.S.; O'Brien, C.W. & Farrell, B.D. 2002. Molecular and morphological phylogenetics of weevils (Coleoptera, Curculionoidea): do niche shifts accompany diversification?. *Systematic biology*, 51: 761-785.
- Matienzo B. Y.; Simonetti, A.J. & Vázquez Moreno, L. 2010. Caracterización de la mirmecofauna y su relación con las prácticas adoptadas en un sistema de producción agrícola urbano. *Fitosanidad*, 14: 219-228.
- Matthew, E. G., J. F. Lawrence, P. Bouchard, W. E. Steiner y A. Ślipiński. 2010. *Tenebrionidae Latreille, 1802*. In: *Handbook of Zoology. Arthropoda: Insecta. Volume 2: Coleoptera, Beetles. Morphology and Systematics (Elateroidea, Bosthichiformia, Cucujiformia partim)*. Kristensen, N.P. & Beutel, R.G. (eds.). DeGruyter, Berlin. pp. 574-658.
- ME (Assessment Millennium Ecosystem). 2005. *Ecosystem and human well-being*. Island Press. Washington DC. 245pp.
- Medina, D.; Rivera, M.; Cossio, R.; Medina, E. & Bermúdez, S. 2009. Primer registro de miasis por Sarcophagidae (Diptera: Oestroidea) en *Hyalinobatrachium fleischmanni* (Anura: Centrolenidae) de Panamá. *Revista mexicana de biodiversidad*, 80: 263-264.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura del Perú). 2004. *Estudio Hidrológico de la cuenca del río Lurín [Informe Final]*. Lima, Perú: Administración Técnica del Distrito de Riego Chillón – Rímac – Lurín.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T—Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Oreja, J.; De la Fuente Díaz-Ordaz, A.; Santín, L.; Franco, D. & Regidor, C. B. 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies: un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal biodiversity and conservation*, 33: 31-45.

- Paleologos, M. 2012. *Los carábidos como componentes clave de la agrobiodiversidad* (doctoral dissertation, facultad de ciencias naturales y museo).
- Paleologos, M.; Pereyra, P.; Sarandón, S. & Cicchino, A. 2015. El rol de los ambientes semi-naturales en la abundancia y diversidad de coleópteros edáficos en los viñedos de la costa de berisso, argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 114: 74-84.
- Palmer, M. W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71: 1195-1198.
- Quiros, D. I. & Emmen, D. A. 2006. Diversidad biológica de los áfidos (Hemiptera: Aphididae) de Panamá. *Tecnociencia*, 8: 63-75.
- Remedios, M.; Martínez, M. & González-Vainer, P. 2012. Estudio preliminar de los dípteros asociados a cebos de estiércol y carroña en un bosque serrano de sierra de minas, uruguay. *Acta zoológica mexicana*, 28: 378-390.
- Rojas, L.; Godoy, C.; Hanson, P.; Kleinn, C. & Hilje, L. 1999. Diversidad de homópteros en plantaciones de café con diferentes tipos de sombra, en Turrialba, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 6: 33-35.
- Royo, S.G.; Stone, A.S.; CW Wirth, W.W.; Peterson, A.; Dalmat, H.; Curran, C. & Marin, E.F. 2003. *A world review of predatory hoverflies (Diptera, Syrphidae: Syrphinae and their prey)* (No. 595.77/R741). CIBIO.
- Ruíz-Cancino, E.; Rafaelevich-Kasparyan, D.; González-Moreno, A.; Khalaim, A. I. & Coronado-Blanco, J. M. 2014. Biodiversidad de Ichneumonidae (Hymenoptera) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85: 385-391.
- Salas-Araiza, M. & Salazar-Solís, E. 2009. Enemigos naturales de la plaga del chapulín (Orthoptera: Acrididae) con énfasis en Guanajuato, México: una breve revisión. *Vedalia*, 13, 57-64.
- Samways, M. 1993. Insects in biodiversity conservation: some perspectives and directives. *Biodiversity and conservation*, 2: 258-282.
- Samways, M. J. 2005. *Insect diversity conservation*. Cambridge university press. United Kingdom.
- Sanders, N.; Moss, J. & Wagner, D. 2003. Patterns of ant species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. *Global ecology and biogeography*, 12: 93-102.
- Thompson, J.N. 2005. Coevolution: the geographic mosaic of coevolutionary arms races. *Current Biology*, 15: R992-R994.
- Torres-García, U.; Pérez-Valladares, C.X.; Herrería-Diego, Y. & Pineda-López, R. F. 2014. Efecto de los factores ambientales sobre la diversidad de insectos hemimetábolos y coleópteros acuáticos en la cuenca del río xichú, guanajuato, méxico. *Revista de biología tropical*, 62(supl 2): 67-78.
- Triplehorn, C. & Johnson, N. 2005. *Borrór and delong's introduction to the study of insect*. United states of America, Belmont: Editorial thomson. 7th ed. pp. 365-403.
- Ugland, K.; Gray, J. & Ellingsen, K. E. 2003. The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of animal ecology*, 72: 888-897.
- UICN (Unión Internacional por la conservación y la naturaleza). 2009. Biodiversidad, personas y cambio climático. Proyecto ConClima. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. España. 25pp.
- Vega, G.A. 2010. *The rural agribusiness development and environmental conservation in highland areas of Peru* (Tesis de Maestría en Ciencias). Industrial Ecology Royal Institute of Technology, Estocolmo, Suecia.
- Vélez-Azañero, A. & Lizarraga-Travaglini, A.

2013. Diversidad de Carabidae (Coleoptera) asociados a la cuenca baja del río Lurín, Lima - Perú. *The biologist (Lima)*, 11: 97-106.
- Watt, J.C. 1974. A revised subfamily classification of Tenebrionidae (Coleoptera). *New Zealand journal of zoology*, 1: 381-452.
- Zumeta, J. B. 2001. Ecología de los Colémbolos (Hexapoda, Collembola) en Los Monegros (Zaragoza, España). *Boletín de la SEA*, 28: 35-48.

Received August 29, 2016.
Accepted September 15, 2016.