

Componentes de la diversidad específica de coleópteros en las viviendas de la zona centro de España (Insecta, Coleoptera)

JOSÉ M. HERNÁNDEZ¹, PURIFICACIÓN GAMARRA² Y RAIMUNDO OUTERELO¹

1. Departamento. Zoología y Antropología Física. Facultad de Biología. UCM. C/ Antonio Novais, 2 y 4. Ciudad Universitaria. 28040-Madrid.

2. Centro Superior Estudios Universitarios La Salle-UAM. C/La Salle, 10. 28023-Madrid

Recibido: 19-09-2008. Aceptado: 5-02-2009

ISSN: 0210-8984

RESUMEN

Se presentan los resultados obtenidos con respecto a la diversidad gamma de la coleopterofauna doméstica en la zona centro de España, a partir de los muestreos realizados desde octubre de 1991 a octubre de 1992 y los meses de primavera de los años 1998 a 2002. Se analiza la contribución de la diversidad alfa y beta a la diversidad total, obteniéndose una importante contribución del reemplazo espacial y temporal de especies (diversidad beta), menos marcada en las especies sinántropas. Esto permite diferenciar dos temporadas en el año (otoño-invierno y primavera-verano) en función de su similitud en cuanto a la composición de especies, así como establecer la gran heterogeneidad de las viviendas humanas en cuanto a coleopterofauna.

Palabras clave: Coleoptera, diversidad, domicola, sinántropo, viviendas, España central.

ABSTRACT

Components of beetles specific diversity in urban housings of central Spain (Insecta, Coleoptera)

We present the results regarding the gamma diversity about domestic fauna of Coleoptera in central Spain, from the sampling realized from october 1991 to october 1992 and the spring months of the years 1998 to 2002. The contribution of the diversity alpha and beta is analyzed to the total diversity, obtaining an important contribution of the spatian and temporal replacement of species (beta diversity), less marked in the synanthropic species. This allows to differentiate two seasons in the year (autumn - winter and spring - summer) depending on the similarity as for the composition of species

Key words: Coleoptera, diversity, synanthropic, housings, central Spain.

INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre fauna doméstica son generalmente escasos, aportando simples listas de especies con datos de abundancia. La mayor parte de los trabajos sobre fauna entomológica urbana hacen referencia a Europa Occidental (CHUDZICKA *et al.*, 1990; CZECHOWSKI, 1986) y en menor medida a los países mediterráneos (RUFFO, 1969; PAIOTTA & OSELLA, 1985; GROPPALI, 1990; ZAPPAROLI, 1997; GEISTHARDT & HARTEN, 1992; SÜSS, 1990. Debido a ello, el desconocimiento sobre la composición faunística global de los medios antropógenos es casi completo, a pesar de que la importancia de la entomofauna doméstica tiene una bien conocida incidencia en la salud y actividades humanas.

En España cabe destacar algunos estudios pioneros sobre insectos de bibliotecas y herbarios (GARCÍA DEL CID, 1940; SALA DE CASTELLARNAU, 1942), tras los cuales y descontando los trabajos en los que se hace referencia a las especies como simples plagas y sus posibles enemigos (PASCUAL-VILLALOBOS *et al.*, 2006; SERVICIO NACIONAL DE CEREALES, 1968), el primer estudio global y sistemático se realiza en 1995 en el seno del proyecto 48/91 desarrollado por el Departamento de Biología Animal I de la Universidad Complutense de Madrid en colaboración con la empresa Johnson's Wax española S.A., durante los años 1991 y 1992 sobre la entomofauna de las viviendas urbanas de Madrid (MONSERRAT & GAMARRA, 1995; LLAVE & GONZÁLEZ, 1996; LLAVE *et al.*, 1996; MARTÍNEZ *et al.*, 1997A, 1997B; MONSERRAT *et al.*, 1999; MOLERO-BALTANÁS *et al.*, 1996; BAZ & MONSERRAT, 1999). Recientemente han sido publicados los resultados preliminares de la entomofauna de un núcleo urbano en la Región de Murcia (MORCILLO *et al.*, 2006).

También recientemente, hemos presentado los resultados sobre la fauna coleopterológica recogida en las viviendas de la zona centro de la Península Ibérica (GAMARRA *et al.*, en prensa), donde se aborda la diversidad global a nivel de familia y la caracterización de las especies encontradas en función con su relación con el hábitat doméstico (accidentales/ocasionales/sinántropas) y con el ser humano (perjudiciales/inocuas).

El objetivo del presente estudio es entender los patrones y fenómenos que explican la diversidad coleopterológica de las viviendas humanas, para lo cual se ha realizado un análisis de la diversidad global (diversidad gamma, γ), descomponiéndola en sus componentes α y β espacial y temporal (riqueza específica y reemplazo espacial y temporal de especies, respectivamente).

La idea de descomponer a biodiversidad en distintos factores no es algo nuevo, Whittaker propuso el término diversidad gamma para el número total de especies de una región, expresándolo como la combinación entre el

número de especies de las localidades que componen la región (diversidad alfa) y la diferencia entre la composición de especies de estas localidades (diversidad beta) (WHITTAKER, 1960, 1972). Así, una alta diversidad global (gamma) en cierta región podría explicarse por una también alta riqueza local (diversidad alfa de las localidades) y poca diferencia en la composición de especies entre ellas, mientras que otra región con una diversidad gamma igualmente elevada podría presentar una baja diversidad local pero una elevada diferencia entre la composición específica de sus localidades (WILSON & SHMIDA, 1984; SHMIDA & WILSON, 1985; RODRÍGUEZ *et al.*, 2003). Esta forma de analizar la biodiversidad resulta mucho más apropiada que la presentación de simples listados de especie, ya que nos permite comprender cual es la estructura y origen de esta biodiversidad (MORENO, 2001).

Tradicionalmente, la diversidad beta ha sido casi exclusivamente referida a diferencias entre diferentes comunidades de una región (WHITTAKER, 1972; MORENO, 2001), siendo el cambio en la composición de especies en el tiempo (diversidad beta temporal) un aspecto muy poco explotado. En comunidades inestables, donde frecuentemente entran especies provenientes de zonas cercanas, la diversidad beta temporal puede ser muy importante (MORENO, 2001; MORENO & HALFFTER, 2001), así como en comunidades sometidas a disturbios antropogénicos (HALFFTER *et al.*, 2007). Ambas características permiten sospechar que en las viviendas humanas la diversidad beta pueda tener un peso considerable en la biodiversidad total.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los muestreos para el presente estudio han sido llevados a cabo a lo largo de seis campañas que corresponden a los años 1991-1992 y 1998 a 2002, variando las viviendas muestreadas en cada campaña. Para la captura de los coleópteros fueron empleadas trampas adhesivas Johnson & Son de dos tipos: Mr. Sticky TM, colocadas en el suelo y Fly Terminals Raid ® colocadas en una ventana. Fueron muestreadas un total de 164 viviendas de la zona centro de la Península Ibérica (provincias de Madrid, Toledo, Cuenca y Ávila), situándose tres trampas en cada una de ellas (ventana, cocina y baño) siguiendo la metodología descrita por Monserrat y Gamarra (1995) y que eran sustituidas con una periodicidad quincenal. En total se colocaron y examinaron 5.757 trampas, considerándose para el presente estudio únicamente los ejemplares capturados en estado adulto. El primero de los muestreos, realizado entre octubre de 1991 y octubre de 1992 se llevó a cabo durante todos los meses del año. El resto fueron realizados durante

los meses de primavera (abril, mayo y junio) de los años 1998, 1999, 2000, 2001 y 2002, que fue donde tras los resultados preliminares de la campaña intensiva 1991-92 fue recolectado el mayor número de especies.

En cuanto al criterio sistemático, en este trabajo hemos seguido el adoptado en el proyecto Fauna Europaea (FAUNA EUROPAEA WEB SERVICE, 2004). Cada una de las especies colectadas han sido clasificadas con respecto a su presencia en las viviendas como accidental, ocasional o sinántropa, según los criterios propuestos en GAMARRA *et al.* (en prensa).

Los datos generales se han agrupado en tres categorías:

Todos los muestreos en conjunto.

Muestreos realizados durante los meses de primavera en las seis campañas.

Campaña completa 1991/92.

En el análisis de los datos se han considerado, a su vez, dos grupos de especies, para los que se han realizado análisis independientes:

Totalidad de especies recolectadas (accidentales, ocasionales y sinántropos).

Especies sinántropos recolectadas.

La diversidad gamma se estimó como el número total de especies presentes en la totalidad de la muestra, diferenciando las tres categorías señaladas anteriormente. Para conocer la fiabilidad del muestreo se realizaron curvas de acumulación de especies empleando los estimadores no paramétricos más comúnmente utilizados: Chao 2 e ICE, que no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos y no los ajustan a un modelo determinado, tomando en cuenta únicamente los datos de presencia/ausencia y presentando un menor sesgo cuando las muestras son pequeñas (COLWELL & CODDINGTON, 1994; MORENO, 2001; PRIETO & DAHNERS, 2006), así como Chao1 y ACE, que toman en cuenta la abundancia de cada especie en las muestras recogidas, especialmente aquellas con un solo individuo o *singletons* y dos individuos o *doubletons* (CHAO, 1984; CHAO & LEE, 1992; COLWELL & CODDINGTON, 1994; MORENO, 2001).

Para el cálculo de estos índices y la realización de las correspondientes curvas de acumulación de especies hemos utilizado el programa EstimateS (COLWELL, 2000). EstimateS usa un algoritmo de aleatorización para obtener el promedio aproximado de las especies colectadas (Sobs) que puede ser comparado con los valores estimados por los índices para conocer que porcentaje de la diversidad estimada del medio de estudio ha sido recogida en el muestreo realizado.

La diversidad alfa se midió como la riqueza específica de las distintas unidades de muestreo en cada una de las categorías especificadas: campañas en el caso de las categorías I (todos los muestreos en conjunto) y II (muestreos durante la primavera en las seis campañas) o meses en el caso de la categoría III (campaña completa 1991/92). Dado que existen diferencias considerables en cuanto al número de ejemplares recolectados en las distintas unidades de muestreo (campañas y meses), con el fin de evitar errores de interpretación debidos a una comparación directa de la diversidad alfa, se han elaborado curvas de rarefacción para estandarizar los resultados y evitar en la mayor medida estos errores de comparación (GOTELLI & COLWELL, 2001). Estos métodos de rarefacción tienen varias restricciones que se cumplen en el presente estudio: las muestras a ser comparadas deben ser consistentes desde el punto de vista taxonómico, el diseño de muestreo puede diferir en la intensidad pero no en el método de colecta y los tipos de hábitat de donde se obtienen las muestras deben ser similares (MORENO, 2001). Para el cálculo de las curvas de rarefacción se ha empleado el programa EcoSymb (GOTELLI & ENTSMINGER, 2007).

Para analizar el reemplazo de especies, tanto espacial como temporal, se ha medido la diversidad beta mediante el índice de Whittaker, calculado como el cociente entre la diversidad gamma (γ) y la diversidad alfa promedio (α). Este índice puede tomar valores desde 1 (cuando no existe reemplazo de especies) hasta γ (cuando ninguna especie aparece en más de un muestreo y, por lo tanto, el reemplazo de especies es máximo) (RODRÍGUEZ *et al.*, 2003; KOLEFF *et al.*, 2003). Este índice, además de ser el más utilizado en estudios de diversidad beta, ha probado ser el más robusto para medir el reemplazo entre comunidades (MAGURRAN, 1988; MORENO, 2001; KOLEFF *et al.*, 2003).

El grado de similitud en cuanto a composición de especies de las distintas unidades temporales se ha estimado empleando el índice de Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957), representando los valores obtenidos mediante dendrogramas de similitud. Para el cálculo y elaboración de los mismos se ha utilizado el programa BiodiversityPro (MCALEECE *et al.*, 1997).

RESULTADOS

Diversidad gamma

En el presente estudio se han obtenido un total de 1015 ejemplares pertenecientes a 122 especies de 31 familias (Tabla I). Los muestreos realizados han permitido capturar entre el 38,52% y el 64,57% del total de

especies estimadas, dependiendo del índice empleado (Tabla II). Tanto los índices Chao1 y ACE (que toman en cuenta la abundancia), como Chao2 e ICE (que únicamente consideran presencia/ausencia), muestran una tendencia ascendente y una considerable diferencia con la riqueza observada (Sobs). Este fenómeno se observa tanto si consideramos el número de campañas, el número de estaciones, el número total de muestreos o únicamente la campaña de 1991 (Tabla II).

Tabla I: Individuos colectados por especies. Las especies sinántropas se señalan en negrita.

Table I: Specimens collected by species. Synanthropic species are in bold letters.

Especie	Ne	Especie	Ne
<i>Acritus nigricornis</i> (Hoffmann, 1803)	1	<i>Calathus mollis</i> (Marsham, 1802)	1
<i>Acrolocha minuta</i> (Oliver, 1795)	1	<i>Carpelimus (s.str.) bilineatus</i> Stephens, 1834	1
<i>Acrotona fungi</i> (Gravenhorst, 1806)	8	<i>Cartodere constricta</i> (Gyllenhal, 1827)	4
<i>Acrotona orbata</i> (Ericsson, 1837)	1	<i>Catops fuliginosus</i> Erichson, 1837	2
<i>Aderus populneus</i> (Creutzer in Panzer, 1796)	7	<i>Catops fuscus</i> (Panzer, 1784)	2
<i>Ahasverus advena</i> (Wall, 1834)	5	<i>Chrysolina cerealis</i> (Linnaeus, 1767)	1
<i>Aleochara (Polychara) stichai</i> Likovsky, 1965	1	<i>Clamoptilus spinosus</i> (Erichson, 1840)	1
<i>Aloconota gregaria</i> (Ericsson, 1839)	1	<i>Coenoscelis ferruginea</i> (Sahlberg, 1820)	1
<i>Aloconota insecta</i> (Thomson, 1856)	3	<i>Corticaria impressa</i> (Oliver, 1790)	4
<i>Aloconota sulcifrons</i> (Stephens, 1832)	1	<i>Cryptolestes ferrugineus</i> (Stephens, 1831)	2
<i>Amara aenea</i> (Degeer, 1774)	1	<i>Cryptophagus acutangulus</i> Gyllenhal, 1828	7
<i>Anotylus inustus</i> (Gravenhorst, 1806)	9	<i>Cryptophagus badius</i> Sturm, 1845	6
<i>Anthrenus coloratus</i> Reitter, 1880	251	<i>Dedostethus quadripustulatus</i> (Fabricius, 1792)	1
<i>Anthrenus pimpinellae</i> (Fabricius, 1775)	5	<i>Dermestes frischii</i> Kugelann, 1792	1
<i>Anthrenus verbasci</i> (Linnaeus, 1767)	124	<i>Dienerella anatolica</i> (Mannerheim, 1844)	31
<i>Arthrolips picea</i> (Comolli, 1837)	9	<i>Dienerella argus</i> (Reitter, 1784)	6
<i>Astenus bimaculatus</i> (Ericsson, 1839)	1	<i>Dimetrota putrida</i> (Kraatz, 1858)	1
<i>Atheta (Bessobia) monticola</i> (Thomson, 1852)	1	<i>Dixus capito</i> (Audinet-Serville, 1821)	1
<i>Atheta (s.str.) coriaria</i> Kraatz, 1858	38	<i>Ebaeus rosali</i> Pardo-Alcaide, 1958	5
<i>Atheta (s.str.) perty</i> (Heer, 1839)	7	<i>Epuraea melanocephala</i> (Marsham, 1802)	1
<i>Atheta sp.</i>	1	<i>Gibbium psylloides</i> (Czenpinsiki, 1778)	5
<i>Atomaria prolixa</i> Erichson, 1846	2	<i>Gonocephalum granulatum pusillum</i> (Fabricius, 1791)	1
<i>Attagenus lobatus</i> Rosenhauer, 1856	44	<i>Helaphorus porculus</i> Bedel, 1881	1
<i>Attagenus trifasciatus</i> (Fabricius, 1787)	2	<i>Helaphorus schmidtii</i> Villa, 1838	1
<i>Attagenus unicolor</i> (Brahm, 1791)	136	<i>Heliotaurus ruficollis</i> (Fabricius, 1781)	3
<i>Axinotarsus marginalis</i> (Laporte de Castelnau, 1840)	3	<i>Henoticus serratus</i> (Gyllenhal, 1808)	10
<i>Bruchidius ater</i> Marsham, 1802	1	<i>Heterotrops dissimilis</i> (Gravenhorst, 1802)	1
<i>Calathus granatensis</i> Vuillefroy, 1866	2	<i>Holoparamecus depressus</i> Curtis, 1833	1

Tabla I: Individuos colectados por especies. Las especies sinántropas se señalan en negrita. (Continuación).

Table I: Specimens collected by species. Synanthropic species are in bold letters. (Continuation).

Especie	Ne	Especie	Ne
<i>Holotrichapion pisi</i> (Fabricius, 1801)	2	<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	1
<i>Hypebaeus brisouti</i> Mulsant & Rey, 1867	1	<i>Porotachys bisulcatus</i> (Nicolai, 1822)	1
<i>Hypebaeus flavicollis</i> (Erichson, 1840)	3	<i>Protoetia cuerea</i> (Fabricius, 1775)	1
<i>Lasioderma serricorne</i> (Fabricius, 1792)	11	<i>Protapion sp</i>	1
<i>Lathridius minutus</i> (Linnaeus, 1767)	3	<i>Pseudoophonus griseus</i> (Panzer, 1796)	1
<i>Liogluta nitidula</i> Kraatz, 1858	5	<i>Psilotrix cyaneus</i> Oliver, 1790	3
<i>Lixus scabricollis</i> Boheman, 1843	1	<i>Pterygium crenatum</i> (Fabricius, 1798)	1
<i>Longitarsus ochroleucus</i> (Marsham, 1802)	2	<i>Ptinus fur</i> (Linnaeus, 1758)	6
<i>Luperus flavipennis flavus</i> Rosenhauer, 1856	1	<i>Quedius crassus</i> Fairmaire, 1860	1
<i>Lyctus brunneus</i> (Stephens, 1830)	1	<i>Quedius pineti</i> Brisout, 1866	1
<i>Malvapion malvae</i> (Fabricius, 1775)	1	<i>Rhizobius litura</i> (Fabricius, 1787)	1
<i>Melanotus villosus</i> (Fourcroy, 1785)	1	<i>Scolytus multistriatus</i> (Marsham, 1802)	16
<i>Mezium affine</i> Boieldieu, 1856	7	<i>Scymnus apetzi</i> Mulsant, 1846	1
<i>Microlestes abeillei</i> (Brisout de Barneville, 1885)	4	<i>Scymnus auritus</i> Thumberg, 1795	3
<i>Myrmecocephalus concinna</i> (Erichson, 1840)	2	<i>Scymnus interruptus</i> (Goeze, 1777)	1
<i>Myrrha octodecimguttata</i> (Linnaeus, 1758)	1	<i>Sitona macularius</i> (Marsham, 1802)	1
<i>Nargus velox</i> (Spence, 1815)	4	<i>Sitophilus granarius</i> (Linnaeus, 1758)	1
<i>Necrobia rufipes</i> (Degeer, 1775)	1	<i>Sitophilus oryzae</i> (Linnaeus, 1758)	2
<i>Oenopia conglobata</i> (Linnaeus, 1758)	1	<i>Speonemadus clathratus</i> (Perris, 1864)	6
<i>Ocyusa nitidiventris</i> Fagel, 1958	5	<i>Stegobium paniceum</i> (Linnaeus, 1758)	23
<i>Oligota parva</i> Kraatz, 1862	11	<i>Stethorus gilvifrons</i> Mulsant, 1861	4
<i>Oryzaephilus surinamensis</i> (Linnaeus, 1758)	31	<i>Symbiotes gibberosus</i> (Lucas, 1849)	1
<i>Othiorhynchus sp</i>	2	<i>Tachyporus hypnorum</i> (Fabricius, 1775)	1
<i>Othius punctulatus</i> (Goeze, 1777)	3	<i>Tachyporus nitidulus</i> (Fabricius, 1781)	11
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i> (Linnaeus, 1758)	1	<i>Tachyura parvula</i> (Dejean, 1831)	1
<i>Oxypoda (Sphenoma) abdominales</i> Mannerheim, 1830	8	<i>Thylogrias contractus</i> Motschoulyk, 1839	9
<i>Oxypoda opaca</i> (Gravenhorst, 1802)	1	<i>Trechus obtusus</i> Erichson, 1837	11
<i>Oxypoda sp.</i>	1	<i>Tribolium castaneum</i> (Herbst, 1797)	1
<i>Oxythyrea funesta</i> (Poda, 1761)	2	<i>Trichocerus fasciculatus</i> (Faldermann, 1837)	1
<i>Philonthus ochropus</i> (Gravenhorst, 1802)	2	<i>Trogoderma versicolor</i> (Creutzer, 1799)	3
<i>Phyllotreta nigripes</i> (Fabricius, 1775)	1	<i>Typhaea stercorea</i> (Linnaeus, 1758)	4
<i>Phyllotreta punctulata</i> (Marsham, 1802)	1	<i>Zoerchros meridionales</i> (Laporte de Castelnau, 1840)	5
<i>Phymatodes testaceus</i> (Linnaeus, 1758)	1	<i>Zyras hispanicus</i> Bernhauer, 1910	1

Sin embargo, estos resultados de riqueza pueden ofrecer una idea equivocada de la diversidad de la fauna en las viviendas objeto de estudio, dado que la propia vivienda resulta una trampa de intercepción para aquellas especies que, sin ser sinántropas, penetran accidentalmente en el interior de la misma. De esta forma, en realidad podríamos estar tratando de medir la riqueza del medio urbano, en lugar de la fauna asociada a las viviendas humanas.

Tabla II: Riqueza observada y estimada. *Sobs: valores observados \pm intervalo de confianza correspondiente al estimador Mao Tau. **%r: porcentaje de especies capturadas frente a la estimación de especies presentes según el estimador considerado.

Table II: Observed and estimated richness. *Sobs: observed values \pm confidence interval corresponding to Mao Tau index. **%r: percentage of captured species opposite to the estimation of present species according to estimation considered.

Estimador	Campañas (primaveras)		Estaciones muestreo (primaveras)		Estaciones muestreo (total)		Nº muestreos (total)		Campaña 1991	
	Valor	% r**	Valor	% r**	Valor	% r**	Valor	% r**	Valor	%r**
Todas las especies										
Sobs *	92 \pm 7.43	—	93 \pm 6.58	—	123 \pm 8.21	—	123 \pm 8.19	—	98 \pm 6.9	—
Chao1	189	49.20%	193	48.19%	266.12	46.22%	266.12	46.22%	211.64	46.30%
Chao2	263.67	35.27%	174.38	53.33%	271.78	45.26%	275.65	44.62%	194.15	50.48%
ACE	159.64	58.26%	144.01	64.57%	218.5	56.29%	218.5	56.29%	171.42	57.17%
ICE	241.4	38.52%	166.44	55.87%	257.35	47.79%	219.48	56.04%	172.07	56.95%
Especies sinántropas										
Sobs *	21 \pm 2.26	—	21 \pm 2.79	—	26 \pm 3.55	—	26 \pm 2.55	—	23 \pm 1.82	—
Chao1	23.50	89.36%	24.00	87.50%	29.33	88.65%	29.33	88.65%	26.00	88.46%
Chao2	26.00	80.77%	25.97	80.86%	36.44	71.35%	30.81	84.39%	24.92	92.30%
ACE	24.97	84.10%	23.38	89.82%	28.79	90.31%	28.79	90.31%	24.71	93.08%
ICE	30.86	68.05%	24.32	86.35%	30.97	83.95%	30.02	86.61%	25.04	91.85%

Para tener en consideración este aspecto, hemos separado las especies sinántropas (717 individuos de 26 especies y 10 familias) del resto de especies accidentales y ocasionales, con las que se han realizado los mismos análisis. Tanto la abundancia como la riqueza siguen unos criterios similares al caso anterior aunque presentando, lógicamente, unos valores más bajos (Tabla III).

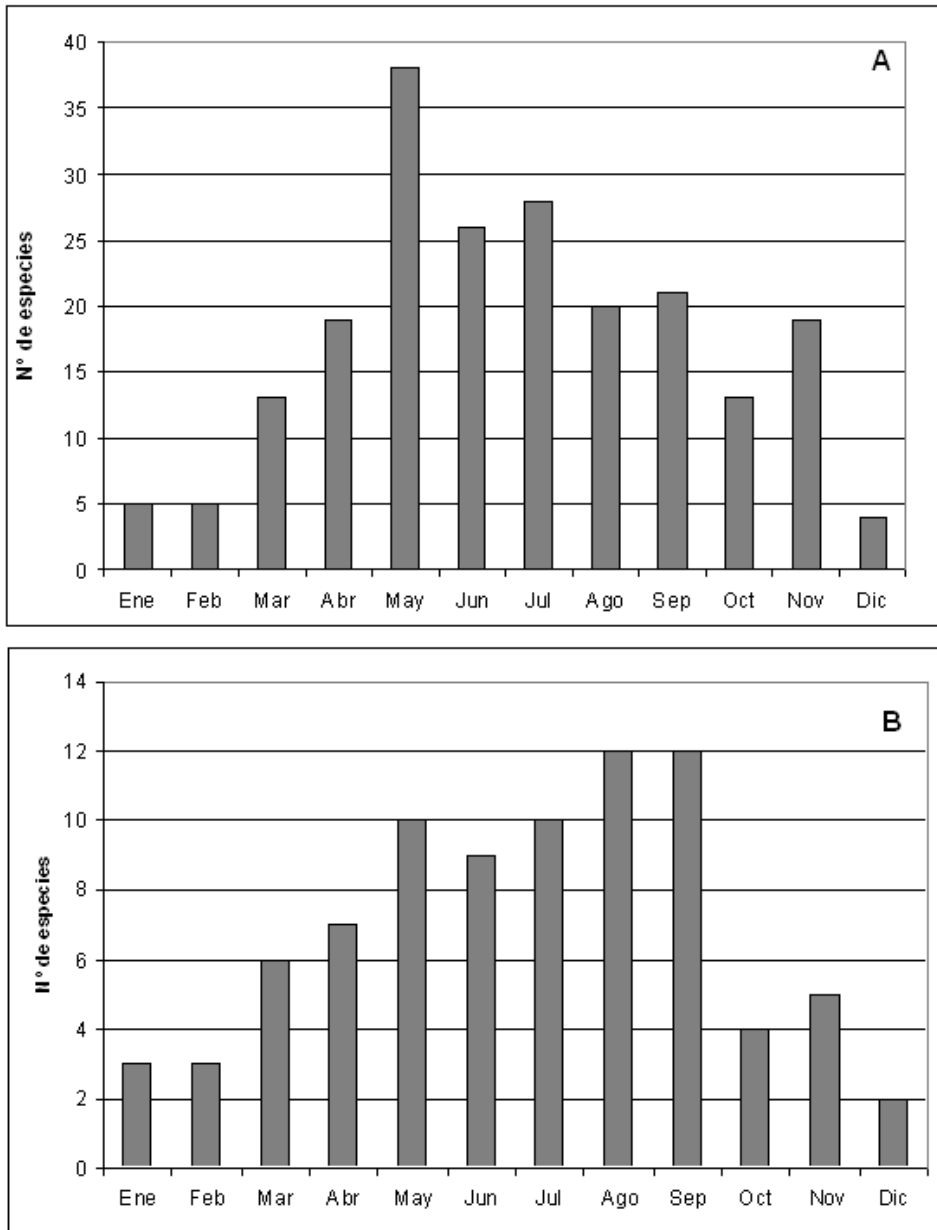


Figura 1: Riqueza específica por meses para la campaña de 1991-92; (a) Todas las especies; (b) especies sinántropas.

Figure 1: Specific richness by months in 1991-92 campaign. (a) All species. (b) Synanthropic species.

Tabla III: Abundancia y riqueza de especies por años. T: considerando todas las especies colectadas; S: considerando únicamente las especies sinántropas.

Table III: Specific abundance and richness by year. T: all collected species. S: only synanthropic species.

	Muestréos													
	1991		1991 (primavera)		1998		1999		2000		2001		2002	
	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S	T	S
Nº de individuos	839	631	284	194	50	36	69	24	22	11	12	3	23	12
Nº de individuos / nº viviendas	16.5	12.37	5.46	3.80	2.38	1.71	1.60	0.56	1.1	0.55	1.00	0.25	1.44	0.75
Nº de especies	98	23	59	17	20	12	28	5	15	5	10	3	14	5
Nº de especies / nº viviendas	1.88	0.45	1.16	0.33	0.95	0.57	0.65	0.12	0.75	0.25	0.83	0.25	0.87	0.31

Tabla IV: Progresión en el número de especies capturadas. Se muestran los datos para el total de especies (completo) y para las especies sinántropas.

Table IV: Progression in the number of captured species. The data appears for the whole of species (complete) and for the synanthropic species.

	Completo		Sinántropas	
	Nuevas	Acumulado	Nuevas	Acumulado
1991	98	98	23	23
1998	6	104	2	25
1999	8	112	1	26
2000	6	118	0	26
2001	3	121	0	26
2002	1	122	0	26

Sin embargo, las curvas de acumulación realizadas únicamente con las especies sinántropas muestran una tendencia mucho menos ascendente (Fig. 2) que las correspondientes a la totalidad de las especies. Tanto los índices que toman en cuenta la abundancia (Chao1 y ACE), como los que solamente consideran presencia/ausencia (Chao2 e ICE), se encuentran bastante más próximos a la curva de valores observados (Sobs), tanto con respecto al número de campañas como al número de estaciones y número total de muestréos.

Considerando únicamente las especies sinántropas, los estimadores de riqueza indican que se han capturado entre el 68,05% y el 90,31% del total

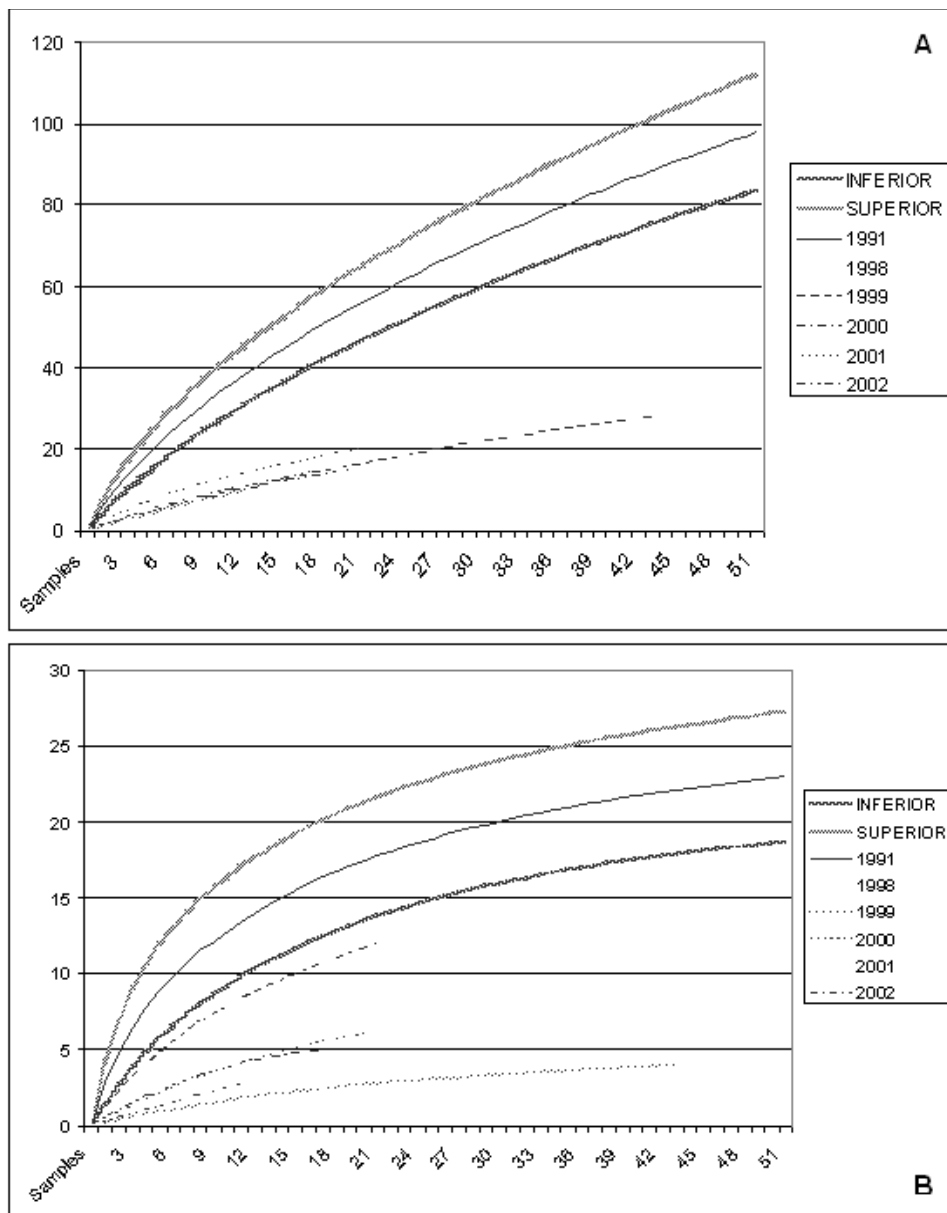


Figura 2: Curvas de rarefacción (A) para la totalidad de especies por campañas de muestreo y (B) para las especies sinántropas por campañas de muestreo.

Figure 2: Rarefaction curves (A) for the totality of species by sampling campaigns and (B) for the synanthropic species by sampling campaigns.

de especies estimadas (Tabla II). Esto es aún más marcado en el caso de la campaña de 1991 (considerando los 12 meses), dado que el porcentaje de especies capturadas se encuentra entre el 88,46% y el 93,98% del total estimado. En la tabla IV se señalan el número de especies nuevas aportadas por cada campaña; como se puede observar, en el caso de las especies sinántropas, a partir de la tercera campaña, no se aportan más especies nuevas. En la tabla VI se muestran los valores de la diversidad gamma para todos los muestreos realizados.

Diversidad alfa

La mayor riqueza y abundancia de especies se encontró en la campaña de 1991, tanto de forma absoluta (59 especies) como ponderando los datos respecto al esfuerzo de muestreo (1,16 especies/vivienda) (Tabla III). El resto de campañas presentan unos valores ponderados de abundancia y riqueza de especies bastante próximos, aunque inferiores, como puede apreciarse en la Tabla III. Considerando la campaña de 1991-92 en su totalidad, es decir, todos los meses del año, la diferencia en riqueza de especies se hace mucho más significativa (98 especies). Esto puede observarse gráficamente en las curvas de rarefacción (Fig. 2), donde los muestreos acumulados para las campañas 1998-2002 quedan por debajo del intervalo de confianza para el muestreo de 1991-92, el que presenta mayor riqueza.

Con respecto a la dinámica de la riqueza de especies a lo largo del mismo año, y basándonos en la campaña de 1991-92, durante la que se muestreó durante todos los meses del mismo (Fig. 1a), observamos que la mayor riqueza corresponde al mes de mayo (38 especies), seguido de julio (28 especies) y junio (26 especies). Las curvas de rarefacción, muestran que los tres meses presentan una riqueza similar, ya que tanto julio como junio entran en el intervalo de confianza para el mes de mayo (Fig. 3a). Los meses con menor riqueza específica son diciembre (4 especies), enero (5 especies) y febrero (5 especies). En este caso, las curvas de rarefacción confirman una menor riqueza específica, mostrando que estos meses quedan por debajo del intervalo de confianza del mes de mayo.

Tomando en cuenta únicamente las especies sinántropas, la mayor riqueza corresponde a los meses de agosto y septiembre (12 especies), situándose por delante de mayo y julio, con 10 especies cada uno (Fig. 1b). Las curvas de rarefacción (Fig. 3b) muestran que los meses de mayo, junio, julio y agosto presentan una riqueza equiparable, al entrar dentro del intervalo de confianza para el mes de septiembre. Los meses con menor riqueza específica son diciembre (2 especies), enero (3 especies) y febrero (3 especies).

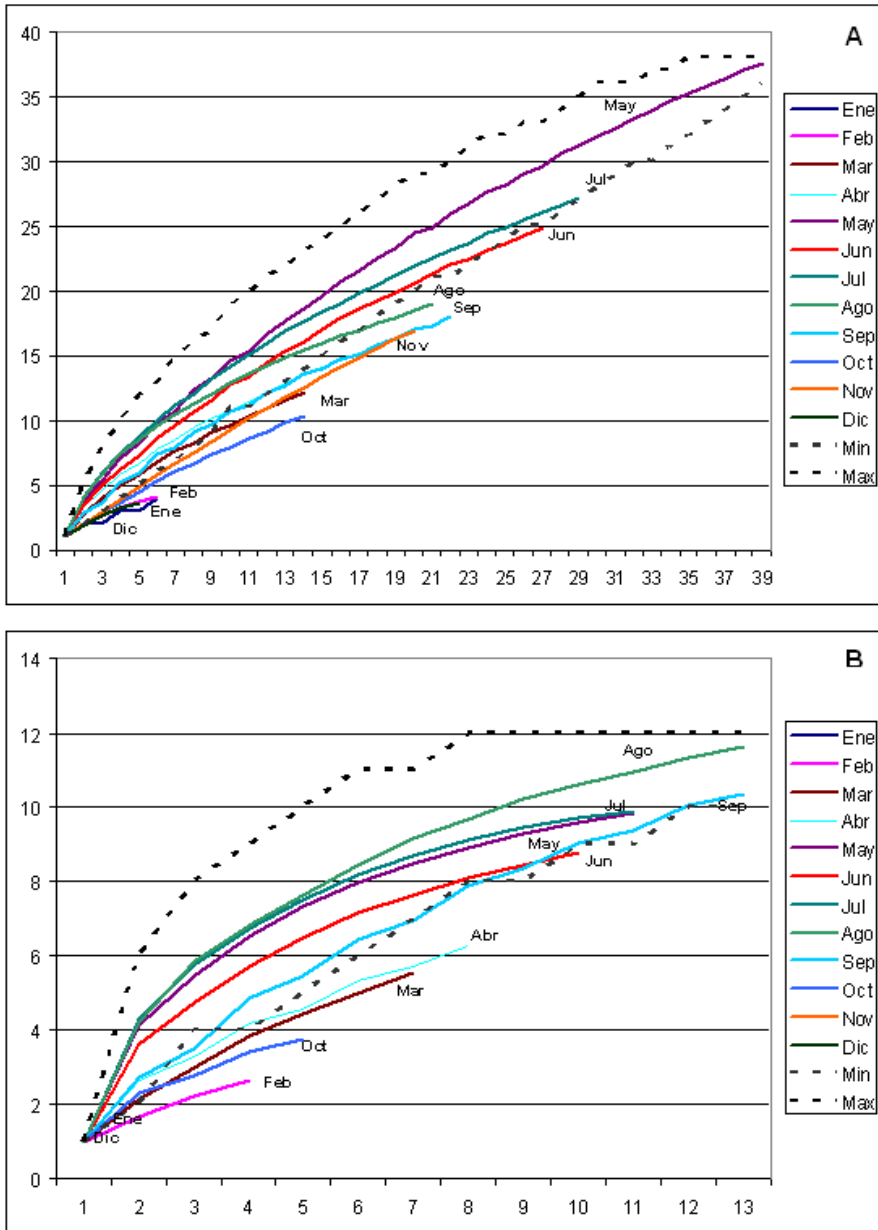


Figura 3: Curvas de rarefacción para la campaña de 1991-92. (A) Todas las especies; (B) especies sinántropas. Las líneas punteadas indican el intervalo de confianza para el mes con mayor diversidad (mayo).

Figure 3: Rarefaction curves in 1991-92 campaign. (A) All species. (B) Synanthropic species. Dotted lines shows confidence interval for the month with more diversity (may).

Para el total de especies, el valor de la diversidad alfa promedio anual es de 30,83 para todos los muestreos, 24,33 anual considerando los muestreos de primavera y 17,58 mensual para la campaña 1991. Para las especies sinántropas, la diversidad alfa promedio anual es de 8,83 para todos los muestreos, 7,83 anual para los muestreos de primavera y 6,91 mensual para la campaña 1991 (Tabla VI).

Diversidad beta

En cuanto a la diversidad beta espacial, puede observarse en la tabla V que el mayor reemplazo de especies entre viviendas se da en las primaveras a lo largo de los distintos años, mientras el valor más bajo aparece entre las estaciones de muestreo a lo largo de un año completo (campaña 91/92). Considerando únicamente las especies sinántropas, las viviendas muestreadas a lo largo del año completo siguen presentando la menor diversidad beta espacial, mientras que el conjunto de todas las campañas alcanza el valor más elevado.

Tabla V: Diversidad espacial: valores de la diversidad alfa promedio, beta, gamma y contribución de la diversidad alfa a la diversidad total (gamma) para los diferentes muestreos realizados en el estudio. **Conjunto:** promedio por vivienda contando la totalidad de los seis años de muestreo. **Primaveras:** promedio por vivienda considerando únicamente los muestreos realizados en primavera. **Campaña 91-92:** promedio por vivienda correspondiente a los muestreos realizados en la campaña 1991-92.

Table V: Spatial diversity: values of the alpha diversity average, beta, gamma and contribution of the alpha diversity to the total diversity (gamma) for the different samplings in the study. **Conjunto:** household average considering the six years of sampling. **Primaveras:** household average considering only the spring samplings. **Campaña 91-92:** household average corresponding to the campaign 1991-92 samplings.

Muestreo	α promedio		β		γ		Contribución α a γ	
	Todas las especies	Especies sinántropas	Todas las especies	Especies sinántropas	Todas las especies	Especies sinántropas	Todas las especies	Especies sinántropas
Conjunto	3,17	1,19	38,48	21,84	122	26	3,80%	4,57%
Primaveras	2,17	1,12	42,86	18,75	93	21	3,14%	5,33%
Campaña 91/92	5,22	2,78	18,77	8,27	98	23	5,33%	12,09%

Estos resultados son coherentes con el análisis de la diversidad beta temporal, donde los valores se invierten: considerando la totalidad de especies, el menor reemplazo temporal de especies se da entre las primaveras a lo largo

de los distintos años de muestreo, mientras que el mayor reemplazo ocurre entre los diferentes meses de un mismo año. En la tabla VI se muestran los valores obtenidos para el reemplazo de especies anual y mensual.

Tabla VI: Diversidad temporal: valores de la diversidad alfa promedio, beta, gamma y contribución de la diversidad alfa a la diversidad total (gamma) para los diferentes muestreos realizados en el estudio. **Anual:** promedio anual contando la totalidad de los seis años de muestreo. **Primaveras:** promedio anual considerando únicamente los muestreos realizados en primavera. **Mensual:** promedio mensual correspondiente a los muestreos realizados en la campaña 1991-92.

Table VI: Temporal diversity: values of the alpha diversity average, beta, gamma and contribution of the alpha diversity to the total diversity (gamma) for the different samplings in the study. **Anual:** annual average considering the six years of sampling. **Primaveras:** annual average considering only the spring samplings. **Menusal:** monthly average corresponding to the campaign 1991-92 samplings.

Muestreo	α promedio		β		γ		Contribución α a γ	
	Todas las especies	Especies sinántropas	Todas las especies	Especies sinántropas	Todas las especies	Especies sinántropas	Todas las especies	Especies sinántropas
Anual	30,83	8,83	3,96	2,94	122	26	25,27%	33,96%
Primaveras	24,33	7,83	3,82	2,68	93	21	26,16%	37,28%
Mensual	17,58	6,91	5,57	3,32	98	23	17,94%	30,04%

Tomando en cuenta únicamente las especies sinántropas, los resultados para la diversidad beta temporal son similares: el menor reemplazo de especies tiene lugar entre las diferentes primaveras y el mayor entre los meses de un mismo año.

Los valores de diversidad beta son, en todos los casos, menores cuando consideramos únicamente especies sinántropas que cuando se toman en cuenta además las ocasionales y accidentales.

La similitud entre los diferentes meses del año (campaña 1991), presenta un valor entre el 20% y el 72, diferenciando tres grupos de meses con respecto a su composición de especies: junio-julio-agosto, septiembre-octubre y marzo-abril-mayo (Fig. 4a).

La similitud entre las distintas campañas se encuentra entre el 9% y el 32%, no diferenciándose grupos significativos, ya sea considerando la totalidad de los muestreos (Fig. 4b) o únicamente las primaveras (Fig. 4c). En ambos casos, el muestreo de 1991 aparece como el más disímil, especialmente al considerar todos los muestreos (Fig. 4b).

Considerando exclusivamente las especies sinántropas, los resultados de similitud entre muestreos son sensiblemente diferentes. La similitud entre

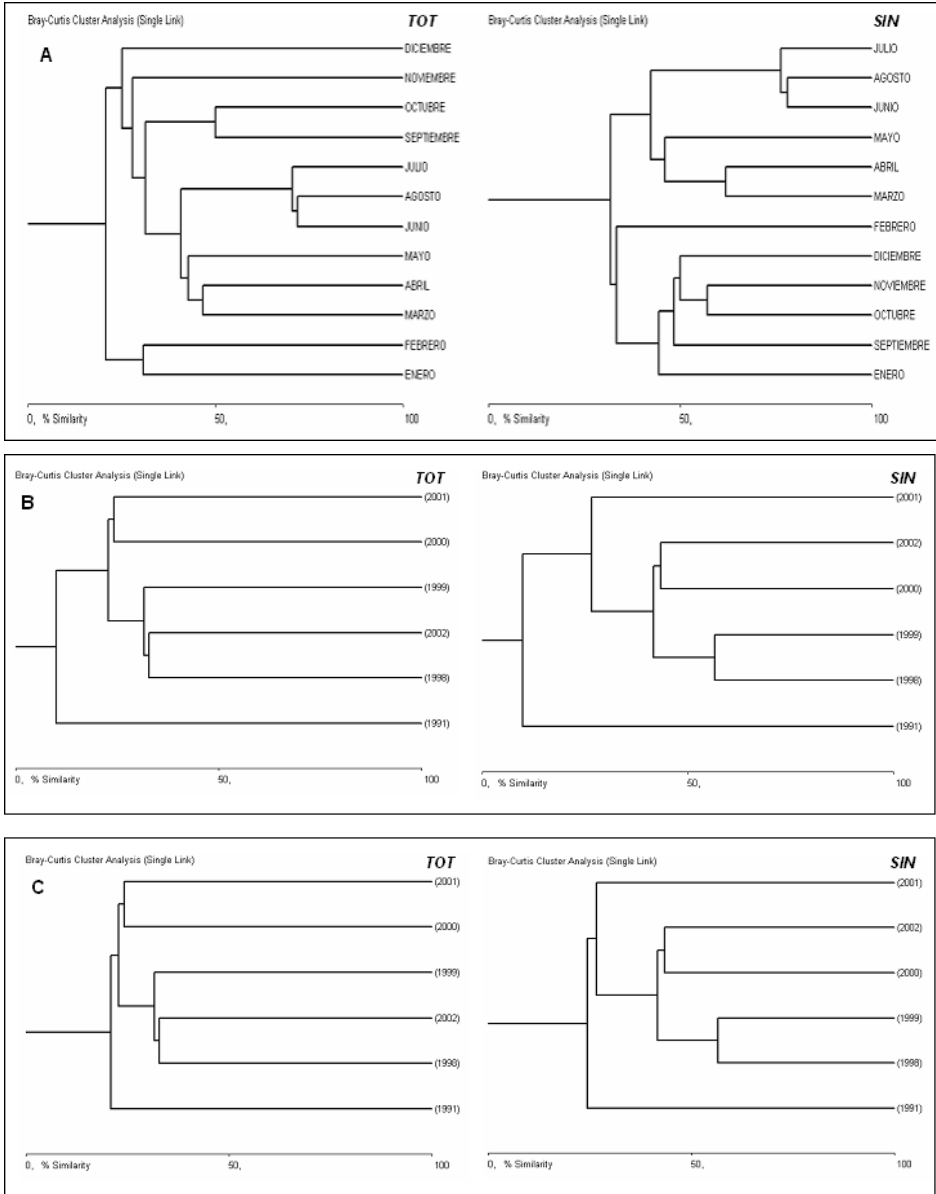


Figura 4: Dendrogramas de similitud obtenidos mediante el índice de Jaccard. A: Similitud entre los meses de la campaña 1991-92. B: Similitud entre las diferentes campañas de muestreo. C: Similitud entre las diferentes primaveras de muestreo. TOT: todas las especies. SIN: especies sinántropas.

Figure 4: Similarity dendrograms obtained with Jaccard's index. A: Similarity among months of 1991-92 campaign. B: Similarity among different sampling campaigns. C: Similarity among different springs. TOT: all species. SIN: Synanthropic species.

los diferentes meses del año (campaña 1991) muestra un valor entre el 32% y el 78%, observándose dos grandes grupos de meses: marzo-abril-mayo-junio-julio-agosto y septiembre-octubre-noviembre-diciembre-enero, con el mes de febrero en una situación intermedia.

La similitud entre campañas oscila entre el 10% y el 56%, en base fundamentalmente a la proximidad de los años, separándose al igual que en el caso anterior la campaña de 1991 y, en menor medida, la de 2001, tanto en el caso de todos los muestreos como en de las primaveras.

CONCLUSIONES

La fauna de coleópteros de la viviendas de Madrid presenta una diversidad considerable (Tablas I y II), siendo necesario un gran esfuerzo de muestreo para obtener una representación significativa del número de especies presentes: en seis años de muestreo se han capturado 122 especies sobre un total de 275 que prevé la estimación más elevada (Chao2). Sin embargo, buena parte de ello se debe a que la vivienda en realidad funciona como una trampa de atracción y/o intercepción para la fauna urbana, por lo que en realidad estaríamos estimando esta última. Esto se comprueba al observar que el 78,7% de las especies capturadas son ocasionales o accidentales para las viviendas humanas (GAMARRA *et al.*, en prensa).

Al considerar en el estudio únicamente las especies sinántropas, disminuyen drásticamente las diversidades alfa y gamma, pero aumentan las estimaciones del porcentaje de especies capturadas, situándose incluso por encima del 90% en algunos casos (Tabla II). De esta forma, y según observamos en la tabla IV, la mayor parte de las especies se obtiene durante la primera campaña de muestreo y únicamente las dos siguientes contribuyen con tres especies nuevas, no habiendo más adiciones a partir del tercer año.

La diversidad total observada (γ) se encuentra muy influenciada por la diversidad β (tanto respecto al reemplazo espacial como al reemplazo temporal de especies), dado que la diversidad α promedio (riqueza específica) no explica en ningún caso más del 37,28% de la diversidad total (Tablas V y VI). El reemplazo temporal de especies (diversidad β temporal) muestra su mayor influencia en los muestreos realizados a lo largo de un año completo, donde —de forma contraria— el reemplazo espacial presenta sus valores más bajos. Además, la importancia del reemplazo temporal en los muestreos anuales puede haberse visto sobredimensionada por el hecho de que las viviendas variaron de una campaña a otra, con lo que las diferencias de ubicación podrían estar introduciendo un componente de diversidad β espacial en lugar de temporal. De esta forma, el reemplazo temporal de

especies a lo largo del año se revela como un factor importante, y complementario al reemplazo espacial, a la hora de considerar la diversidad de coleópteros de las viviendas urbanas, aunque únicamente se consideren especies sinántropas.

No obstante, esta contribución también varía según consideremos la totalidad de especies capturadas o únicamente la fauna sinántropa (Tablas V y VI). En el primer caso, la diversidad β aporta un mayor peso (especialmente en los muestreos mensuales de la campaña 1991-92 para la diversidad β temporal y los muestreos de primavera para la diversidad β espacial). Este fenómeno puede deberse a que las especies ocasionales y accidentales, provenientes del exterior de la vivienda, se encuentran mucho más influidas tanto por la estacionalidad como por la ubicación de la vivienda que aquellas cuyo ciclo biológico se desarrolla en el interior de la misma.

Todo esto indica que, contrariamente a lo que ocurre al considerar la totalidad de especies, una sola campaña de muestreo a lo largo de un año puede ofrecer una buena estimación de la fauna sinántropa de las viviendas. Los valores obtenidos para la diversidad alfa promedio apoyan también esta idea, dado que las diferencias entre los diversos muestreos generalmente son menores al considerar únicamente las especies sinántropas (Tablas V y VI).

La marcada influencia de la diversidad β temporal a lo largo del año hace que podamos definir distintos períodos con respecto a la similitud de la fauna de las viviendas, tanto consideremos la totalidad de especies capturadas como únicamente la fauna sinántropa (Fig. 4a). En este último caso, aparecen dos temporadas claramente separadas, la primera de octubre a enero y la segunda de marzo a septiembre, situándose febrero como un mes atípico o de transición.

Diversos autores señalan que la separación de la biodiversidad en sus componentes alfa y beta tiene una gran importancia para la comprensión de los patrones de diversidad y los procesos que la expliquen, a pesar de que aún no haya sido explotada suficientemente (RODRÍGUEZ *et al.*, 2003), especialmente en cuanto a la diversidad beta temporal (HALFTER *et al.*, 2007). A la vista de nuestros resultados, creemos que esta afirmación también es muy válida para la fauna entomológica de las viviendas, siendo necesaria su incorporación a estudios futuros, no solo para el conocimiento de la fauna asociada al ser humano, sino con el objeto de plantear estrategias más efectivas en el tratamiento de la entomofauna perjudicial.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su gratitud a los 164 recolectores que han participado en los muestreos realizados para el presente estudio, así como a los alumnos de la asignatura Biología Experimental Especializada de la Facultad de Biología de la Universidad Complutense de Madrid, por su ayuda en la separación de las muestras y a Dña. Cristina Olmedo por la revisión del resumen en inglés.

BIBLIOGRAFÍA

- BAZ, A. & V.J. MONSERRAT, 1999. Distribution of domestic Psocoptera in Madrid apartment. *Medical and Veterinary of Entomology*, 3:259-264.
- BRAY, J.R. & J.T. CURTIS, 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27:325-349.
- CHAO, A., 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11: 265-270.
- CHAO, A., & S.M. LEE, 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87: 210-217.
- CHUDZICKA, E., PISARSKI, B. & SKIBINSKA, E. 1990. Origin and variability of the fauna of urbanized areas. *Fragmenta Faunistica*, 34(1):1-16.
- COLWELL, R. K., & J.A. CODDINGTON, 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)*, 345: 101-118.
- COLWELL, R. K., 2000. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1.[en línea] Disponible en web: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>> [Consulta: 14 jun. 2008].
- CZECHOWSKI, W., 1986. Zoocoenological study in Warsaw. *Memorabilia Zoologica*, 41: 3-10.
- FAUNA EUROPAEA WEB SERVICE, 2004. Fauna Europaea version 1.1 [en línea]. Disponible en web: <<http://www.faunaeur.org/>> [Consulta: 04 jun. 2008].
- GAMARRA, P., R. OUTERELO & J.M. HERNÁNDEZ, (en prensa). Coleópteros en las viviendas de la zona centro de España (Insecta, Coleoptera). *Boletín de la Asociación española de Entomología* (en prensa).
- GARCÍA DEL CID, F., 1940. Insectos bibliófagos y sus enemigos en las bibliotecas de Cataluña. *VI Congreso Internacional de Entomología, 1935*: 399-404 +1 lám.
- GEISTHARDT, M. & VAN A., HARTEN, 1992. *Coleópteros nocivos das Ilhas de Cabo Verde com referência adicional à Africa Ocidental*. Edit. Verlag Christa Hemmen, 242 pág.
- GOTELLI, N.J. & R.K. COLWELL, 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- GOTELLI, N.J. & G.L. ENTSMINGER. 2007. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. [en línea]. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. Disponible en web: <<http://garyentsminger.com/ecosim.htm>> [Consulta: 14 jun. 2008].
- GROPALI, R. 1990. *Fauna urbana in provincia di Cremona*. Ed. Turrís, Cremona. 144 págs.

- HALFFTER, G., E. PINEDA, L. ARELLANO & F. ESCOBAR, 2007. Instability of Copronecrophagus Beetle Assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Mountainous Tropical Landscape of Mexico. *Environmental Entomology*, 36(6): 1397-1407.
- KOLEFF, P., K.J. GASTON & J.J. LENNON, 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72: 367-382.
- LLAVE CORREAS, C. & D. GONZÁLEZ MORA, 1996. Los mosquitos (Diptera, Culicidae) de las viviendas de Madrid (España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural Nat. (Sección Biológica)*, 92(1-4):215-220.
- LLAVE CORREAS, C., D. GONZÁLEZ MORA & F.J. CARRICONDO, 1996. Un ginandromorfo de *Culex pipiens* Linnaeus, 1759 (Diptera, Culicidae) en Madrid (España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 92(1-4):221-223.
- LUDWIG, J.A. & J.F. REYNOLDS, 1988. *Statistical Ecology*, 337 pp. John Wiley & Sons, Nueva York.
- MARTÍNEZ, M.D., C. ORNOSA & P. GAMARRA, 1997a. *Linepithema humile* (Mayr, 1868) (Hymenoptera: Formicidae) en las viviendas de Madrid. *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 21(3-4):275-276.
- MARTÍNEZ, M.D., C. ORNOSA & P. GAMARRA, 1997b. Urban fauna. Hymenoptera in Madrid households, with special reference to ants (Hymenoptera, Formicidae). *Entomofauna*, 18(26):417-428.
- MCALEECE, N., J. LAMBSHEAD, G. PATTERSON & J. GAGE, 1997. BioDiversity professional [en línea]. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science. Disponible en web: <<http://www.sams.ac.uk/dml/projects/benthic/dbpro/index.htm>> [Consulta: 14 jun. 2008].
- MOLERO-BALTANÁS, R., M. GAJU-RICART & C. BACH ROCA, 1996. Los Lepismatidae antropófilos de España. in *Tomo extraordinario 125 aniversario de la Real Sociedad Española de Historia Natural*: 178-181.
- MONSERRAT, V.J. & P. GAMARRA, 1995. La fauna entomológica de las viviendas de Madrid. I. Método y resultados generales. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 19 (3-4): 81-92.
- MONSERRAT, V.J., P. GAMARRA & Z. DERETSKY, 1999. The neuropterological fauna of the houses of the city of Madrid. *Journal of Neuropterology*, 2:35-44.
- MORCILLO, R., J.J. PRESA & M.D. GARCÍA, 2006. Estudio preliminar de la entomofauna urbana en la Región de Murcia (SE. España). *Anales de Biología*, 28:109-121.
- MORENO, C. E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- MORENO, C. E. & G. HALFFTER, 2001. Spatial and temporal analysis of the α , β , and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 10(3):367-382.
- PAIOTTA, G.V. & OSELLA, B.G. 1985. *La fauna della città di Verona. Quaderni naturalistici*. Museo Civico d'istoria Naturale di Verona. 94 pág.
- PASCUAL-VILLALOBOS, M.J., R. CARRERES, J. RIUDAVETS, M. AGUILAR, J.M. VOZAL, M.C. GARCÍA, A. SOLER, A. BAZ & P. DEL ESTAL, 2006. Plagas del arroz almacenado y sus enemigos naturales en España. *Boletín de Sanidad Vegeta. Plagas*, 32: 223-229.
- PRIETO, C. & H.W. DAHNERS, 2006. Eumaeini (Lepidoptera: Lycaenidae) del cerro San Antonio: Dinámica de la riqueza y comportamiento de "Hilltopping". *Revista Colombiana de Entomología* 32(2): 179-190.
- Boln. Asoc. esp. Ent.*, 33 (1-2): 101-121, 2009

- RODRÍGUEZ, P., J. SOBERÓN, & H.T. ARITA, 2003. El componente beta de la diversidad de mamíferos en México. *Acta Zoológica Mexicana (Nueva Serie)*. 89: 241-259.
- RUFFO, S., 1969. *Fauna minima delle nostre case*. Ed. Mondadori. Milano. 42 pág.
- SALA DE CASTELLARNAU, P. I., 1942. Bionomia de los insectos zoófagos y xilófagos de museos, herbarios y bibliotecas. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 40: 361-390.
- SERVICIO NACIONAL DE CEREALES, 1968. *Plagas de los granos de cereales y sus harinas almacenados*. Ministerio de Agricultura, Madrid, 152 págs.
- SHMIDA, A. & M.V. WILSON, 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*. 12: 1-20.
- SÜSS, L. 1990. *Gli Intrusi. Guida di Entomologia urbana*. Edizione Agricole, 226 págs.
- WILSON, M. V. & A. SHMIDA, 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology*. 72: 1055-1064.
- WHITTAKER, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*. 30(3):279-338.
- WHITTAKER, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.
- ZAPPAROLI, M., 1997. *Gli Insetti di Roma. Quaderni dell'Ambiente*, 6. Fratelli Palombi Editori, 358 págs.