

Culicidofauna (Diptera: Culicidae) presente en los distintos enclaves hídricos de la ciudad de Valencia (España)

Mosquito fauna (Diptera: Culicidae) present in the distinct hydric enclaves of the city of Valencia (Spain)

RUBÉN BUENO-MARÍ^{1,2}, ENRIQUE CORELLA-LÓPEZ¹ y RICARDO JIMÉNEZ-PEYDRÓ¹

Resumen: Durante 20 años (1987-2007) se hizo un exhaustivo seguimiento de las poblaciones larvianas de culicidos (Diptera: Culicidae) en el Término Municipal Valencia (España) que propició la prospección de 667 focos de cría y la colecta de 47.131 ejemplares. Se aporta información acerca de las ocho especies capturadas, pertenecientes a los géneros *Culex*, *Culiseta* y *Ochlerotatus*, y se discute la ausencia de hallazgos de ejemplares del género *Anopheles* que tanto abundaron en el área de estudio durante el pasado. Por último, también se calcularon los índices de biodiversidad de Ribeiro ($\delta = 3,28$) y Shannon ($H' = 1,46$) para la familia Culicidae en el área de estudio y se señala a la antropización como uno de los elementos explicativos más importantes de la pérdida de la biodiversidad de estos dípteros nematóceros.

Palabras clave: Vectores de enfermedades. Antropización. Biodiversidad. *Anopheles*.

Abstract: Over 20 years (1987-2007) a comprehensive monitoring of the larval populations of mosquitoes (Diptera: Culicidae) was conducted in the Municipality of Valencia (Spain) which amounted to the inspection of 667 breeding sites and the collection of 47,131 specimens. Information is provided on the eight species captured, belonging to the genera *Culex*, *Culiseta* and *Ochlerotatus*, and we discuss the lack of findings of *Anopheles* specimens which were so abundant in the study area during the past. Finally, we also calculated the biodiversity indices of Ribeiro ($\delta = 3.28$) and Shannon ($H' = 1.46$) for the family Culicidae in the study area and we postulate anthropization as one of the most important explanatory elements for the loss of biodiversity in these nematoceran diptera.

Key words: Pests. Disease vectors. Anthropization. Biodiversity. *Anopheles*.

Introducción

El Término Municipal de Valencia presenta una importante heterogeneidad de ambientes propios del desarrollo de la cultura agrícola, pesquera e industrial de la ciudad en los últimos siglos. Esta diversidad de ambientes propicia la proliferación de diferentes especies de mosquitos (Diptera: Culicidae) en función de, entre otros aspectos, las características físicas y químicas de los biotopos larvianos concretos, así como de la presencia de hospedadores adecuados en las inmediaciones y de la climatología local (Service 1993). Al respecto, diversos autores han propuesto la utilidad de los culicidos como bioindicadores de la degradación forestal (Dorvillé 1996) y, en general, de la presión antrópica sobre diversos ambientes naturales (Montes 2005). No obstante, son escasos los estudios acerca de la utilización de los mosquitos como organismos sensibles a las variaciones de la calidad ambiental.

Por otra parte, resulta evidente que el conocimiento minucioso de la biodiversidad, distribución, bioecología y dinámica poblacional de las distintas especies de culicidos, contribuye de manera decisiva al éxito de los programas de control (Simsek 2004; Bueno Marí *et al.* 2008). El presente trabajo se desprende de un proyecto técnico de colaboración con la Delegación de Sanidad del Ayuntamiento de Valencia (España) en el que se contemplaba la consecución de dos objetivos principales: por un lado el conocimiento exhaustivo de los culicidos existentes en el área considerada y, paralelamente, el estudio y mejora de las técnicas de control de las poblaciones de mosquitos con la aplicación de los métodos científicamente más aconsejables y priorizando, a su vez, la minimización de los efectos dañinos sobre las personas y el ambiente. En este contexto, el presente manuscrito aporta in-

formación relativa a las diferentes especies de culicidos no limnodendrófilas capturadas en el Término Municipal de Valencia. Teniendo en cuenta la influencia en el estudio de las continuas acciones de control poblacional a las que han sido sometidos estos dípteros, también se ofrecen aspectos de su distribución y bioecología, y se discuten cuestiones referentes a la ausencia de especies del género *Anopheles* Meigen, 1818, cuya presencia en el área de estudio fue frecuente en el pasado, manteniendo elevados niveles de endemia palúdica (Bueno Marí y Jiménez Peydró 2008).

Materiales y Métodos

Descripción del área de estudio. El área de estudio presenta un clima típicamente Mediterráneo, por tanto se caracteriza por presentar una baja oscilación térmica intranual, alrededor de los 13°C, acaeciendo en consecuencia inviernos suaves y veranos muy calurosos. Además, la máxima pluviosidad tiene lugar en la época otoñal, con un segundo periodo de lluvias de menor cuantía en primavera. En términos medios anuales, la temperatura y la precipitación se sitúan en los 17,8°C y 454 mm respectivamente (Aemet 2010).

El Término Municipal tiene una superficie de 13.465 hectáreas de las que aproximadamente 4.000 se destinan a fines hortícolas, fundamentalmente cultivos de regadío. Ello es posible merced a una vasta red de acequias de gran caudal, que permiten a través de canales de menor caudal llevar el agua hacia sus fértiles tierras, pudiendo por tanto señalar que la práctica totalidad del Término Municipal se halla recorrido por una intrincada red de acequias de evidente influencia en la proliferación de las poblaciones de mosquitos.

¹ Laboratorio de Entomología y Control de Plagas Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva Universitat de València (Estudi General). Apartado oficial 22085.46071 Valencia (España). ² ruben.bueno@uv.es autor para correspondencia.

Para una mejor comprensión de los datos, se ha dividido el Término Municipal en dos regiones claramente diferenciadas a nivel geográfico, hidrográfico y de influencia antrópica (Fig. 1):

Región meridional o de antropización baja: comprende toda el área que limita al norte de la misma con el nuevo cauce del río Túria. Destaca por albergar la mayoría de la extensión ocupada por el Parque Natural de L'Albufera. Los criaderos larvarios más frecuentes son los numerosos canales de irrigación, así como las áreas deprimidas de habitual inundación debido a su elevado nivel freático, comúnmente denominadas "malladas", situadas tras la primera línea del cordón dunar que discurre paralelo a la costa. También cabe mencionar a los arrozales adyacentes al lago como ocasionales focos de anidamiento, sin obviar la omnipresencia de pequeños recipientes de origen antrópico, tales como bidones, cubos, abrevaderos, etc. Por otra parte, el lago de L'Albufera no se posiciona como un biotopo adecuado, ya que se trata de un cuerpo hídrico de gran magnitud, donde, además de albergarse abundante fauna piscícola larvívora, también se manifiestan intensos oleajes que imposibilitan la proliferación larvaria.

Región septentrional o de antropización alta: abarca la parte del Término que linda al sur con el nuevo cauce del río Túria. El propio río ha sido incluido en esta subdivisión debido a la evidente presión ejercida por el hombre sobre el mismo, en forma de vertidos y modificaciones de cauce y caudal. Ade-

más, esta región engloba al denso núcleo urbano de la ciudad, con centenares de imbornales sifónicos y decenas de fuentes ornamentales como principales focos de cría. Asimismo, el tradicional cultivo de irrigación de diversas pedanías, hoy en día transformadas en barrios anexos de la ciudad por el exacerbado crecimiento urbanístico de ésta, lo que posibilita la presencia de abundantes acequias de riego, tanto de uso vigente como obsoleto.

Muestreo. La técnica empleada para la recolección de estados inmaduros fue la conocida como "dipping", consistente en la introducción de un recipiente de 350 ml de capacidad en el medio hídrico del cual se desee obtener una alícuota y cuya utilización para dicho fin está ampliamente contrastada (Service 1993). En el caso de microambientes hídricos que no permitieron la utilización de la técnica "dipping" (pequeños recipientes, imbornales sifónicos, encharcamientos reducidos de escasa profundidad, etc.) se procedió a la captura de ejemplares larvarios mediante el pipeteado directo con pipetas tipo Pasteur de 150 mm de longitud sobre el biotopo. Para sistematizar los datos, el esfuerzo muestral se fijó en diez minutos que incluían la búsqueda y captura de larvas en cada punto de muestreo con independencia del método de muestreo llevado a cabo. Para enriquecer la información obtenida, de forma puntual también se recolectaron individuos adultos mediante el empleo de una manga o red entomológica, la cual se batía sobre la vegetación, recogiendo los ejemplares con la ayuda de un aspirador entomológico. Asimismo, en ciertas ocasiones la captura de imagos se realizó directamente sobre cebo humano mediante el uso de dicho aspirador.

Los muestreos larvarios intensivos se efectuaron entre los meses de marzo y octubre, ambos inclusive, por ser este el periodo más adecuado para la proliferación de culicidos en nuestra latitud. La frecuencia de muestreo fue de dos veces por semana, aunque de manera abierta a posibles modificaciones reguladas por las condiciones pluviométricas. Fuera del periodo de muestreo intensivo, también se llevaron a cabo capturas puntuales con el objetivo de estudiar la extensión temporal de la actividad larvaria y posibles modificaciones en los patrones de hibernación tradicionalmente descritos.

La determinación taxonómica de los ejemplares se realizó con base en los criterios de Encinas Grandes (1982), Darsie y Saminadou Voyadjoglou (1997) y Schaffner *et al.* (2001). Para el análisis de la biodiversidad se seleccionó el Índice de Ribeiro (δ) (Ribeiro 1983) debido a la posibilidad de establecer comparaciones por su constatada utilización para la estimación de la diversidad de culicidos en otras áreas de la Península Ibérica:

$$\delta = E - 1 / \log_e (A + 1)$$

E = número de especies o subespecies capturadas en el área de estudio.
 A = extensión del área de estudio, expresada en Km².

Asimismo, se utilizó el Índice de Shannon (H') (Shannon y Weaver 1949) por, entre otros motivos, ser uno de los más empleados para dicho fin en multitud de grupos zoológicos. Este índice mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son muestreados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran 1988).

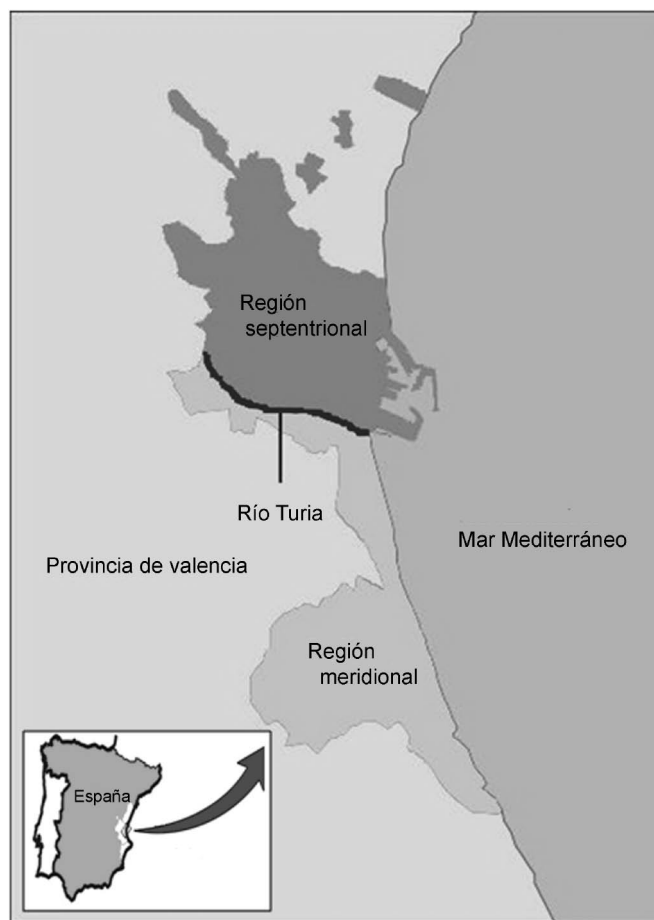


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

Tabla 1. Porcentajes de captura total en los distintos biotopos larvarios y en ambas regiones del área de estudio.

Especies	Acequias y canales	Malladas	Pequeños recipientes	Arrozales	Imbornales y fuentes	Río	Región meridional (área natural)	Región septentrional (área antropizada)	Capturas totales
<i>Cx. modestus</i>	9%	22%	-	69%	-	-	100%	0%	6%
<i>Cx. pipiens</i>	47%	14%	18%	12%	7%	2%	44%	56%	43%
<i>Cx. theileri</i>	5%	88%	-	7%	-	-	100%	0%	1%
<i>Cs. annulata</i>	21%	16%	63%	-	-	-	98%	2%	2%
<i>Cs. longiareolata</i>	17%	4%	61%	2%	15%	1%	69%	31%	32%
<i>Cs. subochrea</i>	33%	19%	48%	-	-	-	100%	0%	3%
<i>Oc. caspius</i>	20%	79%	-	1%	-	-	100%	0%	10%
<i>Oc. detritus</i>	15%	84%	-	1%	-	-	100%	0%	3%

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (abundancia relativa de la especie i).

$$H' = \sum p_i \ln p_i$$

El valor de H' oscila entre 0, cuando hay una sola especie, y el logaritmo neperiano del número total de especies (H_{\max}), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Con el fin de mejorar las propiedades comparativas del índice se calculó además el valor de Equidad o Uniformidad (J) (Pielou 1975). Este índice de Equidad mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor oscila entre 0 y 1, donde 1 corresponde a situaciones en las que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran 1988).

$$J = H' / H_{\max} = H' / \ln S$$

Resultados y Discusión

Análisis faunístico y bioecológico. Se capturaron e identificaron 47.131 ejemplares larvarios pertenecientes a las siguientes especies: *Culex modestus* Ficalbi, 1890, *Culex pipiens* Linnaeus, 1758, *Culex theileri* Theobald, 1903, *Culiseta annulata* (Schrank, 1776), *Culiseta longiareolata* (Macquart, 1838), *Culiseta subochrea* (Edwards, 1921), *Ochlerotatus caspius* (Pallas, 1771) y *Ochlerotatus detritus* Haliday, 1833.

El estudio pormenorizado de las capturas corrobora la ubicuidad y la plasticidad bioecológica descrita para *Cx. pipiens* y *Cs. longiareolata* (López Sánchez 1989; Schaffner *et al.* 2001), hallándose ambas en todos los criaderos larvarios (Tabla 1). Comparativamente *Cx. pipiens* muestra una adaptabilidad similar a todos los biotopos, si bien sus colectas han sido más frecuentes en acequias y canales, fruto de la destacada abundancia de éstas en el área de estudio (más de 400 catalogadas). En el caso de *Cs. longiareolata*, las preferencias de oviposición están claramente dirigidas hacia pequeñas colecciones de agua, tales como recipientes domésticos y peridomésticos, imbornales sifónicos o fuentes ornamentales, que pueden llegar a presentar importantes niveles de eutrofización. Precisamente en estos microambientes hídricos es donde se han observado elevados porcentajes de cohabitación larvaria con *Cx. pipiens*, hecho también constatado por otros autores (Encinas Grandes 1982). El río Túria tan sólo se presenta en condiciones óptimas para albergar larvas de

culicidos en épocas concretas. Esto sucede cuando las modificaciones bruscas de su caudal posibilitan la aparición de charcos o reductos de agua, ya sea en los terrenos colindantes al cauce por agua extravasada en épocas de caudal creciente o en el propio cauce cuando el paupérrimo caudal dibuja un perfil discontinuo del río. Sea como fuere, estos focos son colonizados, en exclusividad, de nuevo por *Cx. pipiens* y *Cs. longiareolata*, y se encuentran siempre varios kilómetros antes de la desembocadura debido a la fuerte intrusión marina que tiene lugar. En consecuencia, puede afirmarse que ambas especies son el máximo exponente del oportunismo, entendiéndose éste como la capacidad de explotar ambientes que aparecen y desaparecen de forma intermitente (Begon *et al.* 1996), que suele caracterizar a la familia Culicidae.

Las malladas suponen un lugar ideal para la proliferación de *Oc. caspius* y *Oc. detritus*. La periodicidad de sus inundaciones se correlaciona con el multivoltinismo de estos aedinos, ya que ambos basan su estrategia vital en la deposición de huevos quiescentes a la espera de ser hidratados para su rápida eclosión. Estos huevos pueden resistir la desecación y las temperaturas extremas incluso durante años (Schaffner *et al.* 2001). Además, cabe señalar que estos dos aedinos presentan una elevada antropofilia que justifica, en gran medida, el hecho de que sean unos de los principales protagonistas de las campañas de control poblacional llevadas a cabo en la totalidad de los países mediterráneos.

El elevado porcentaje de capturas de *Cx. theileri* en las malladas, obedece más a la escasez de sus capturas en el área de estudio que a su ubicuidad en las propias malladas. Pese a que es una especie frecuentemente asociada con los arrozales, especialmente con aquellos situados en el sur de la Península Ibérica (Ruiz y Cáceres 2004; Almeida *et al.* 2008), nuestros datos indican un desplazamiento de la misma en beneficio de *Cx. modestus* en los campos de cultivo de arroz, situación también observada en el sur de Francia (Pongon *et al.* 2007). Cabe señalar que las capturas de adultos de *Cx. modestus*, gran parte de ellas sobre cebo humano, tuvieron lugar a menos de 800 metros de distancia de constatados biotopos larvarios de la especie. Esta situación se relaciona a la perfección con la elevada antropofilia y bajo rango de vuelo descrito para los imagos (Schaffner *et al.* 2001).

Respecto a *Cs. annulata* y *Cs. subochrea*, son dos especies próximas taxonómica, morfológica y etológicamente, que han sido recolectadas mayoritariamente en receptáculos hídricos como bidones, neumáticos y fosas de riego, y en menor medida en amplias colecciones de agua como canales y malladas con abundante vegetación herbácea.

En general, a nivel fenológico puede indicarse que los meses de mayo y junio (Figs. 2 A-H) coinciden con las épocas de mayores capturas para la mayoría de especies. Sin embargo, existen ciertas excepciones en función de la ocurrencia o no de bruscas oscilaciones de los niveles hídricos de los biotopos larvarios. Así por ejemplo, puede observarse que los picos de captura de *Oc. caspius* y *Oc. detritus* coinciden con las épocas equinocciales en las que se concentran las precipitaciones en el área de estudio. En el caso de *Oc. detritus* la diferencia entre los picos de captura primaveral y otoñal es más acusada. Esta situación ya ha sido advertida por otros autores para el sur de Europa, apuntándose hacia un posible univoltinismo de la especie (Schaffner *et al.* 2001). No obstante, a nuestro juicio no puede descartarse ni un univoltinismo asincrónico, caracterizado por un mayor porcentaje de eclosión en la época primaveral, ni tampoco la coincidencia de poblaciones univoltinas y bivoltinas, aunque con mayor abundancia de las primeras. Respecto a *Cs. annulata* y *Cs. subochrea*, éstas también presentan un descenso de actividad en los meses veraniegos fruto del acusado estiaje que caracteriza a la totalidad de los humedales mediterráneos. La especie *Cx. modestus* se adapta mejor a estas condiciones adversas al aprovechar la disponibilidad hídrica propiciada por acciones antrópicas, fundamentalmente la inundación de los arrozales, mientras que la elevada plasticidad ecológica descrita previamente para *Cx. pipiens* y *Cs. longiareolata* permite que ambas especies colonicen asiduamente multitud de microambientes hídricos también asociados a la explotación humana.

Por otra parte, las capturas invernales, desde noviembre a febrero, también nos aportan información interesante. Las especies más frecuentes en este periodo de nuevo fueron *Cs. longiareolata* y *Cx. pipiens*. En cuanto a la primera, debemos señalar que sus colectas invernales destacan por una homogeneidad en el desarrollo de sus estados larvarios, fundamentalmente en los meses más fríos, apareciendo habitualmente en forma de L3-L4. Este hecho secundaría la hibernación larvaria descrita para regiones de clima templado como la nuestra (Schaffner *et al.* 2001). Respecto a *Cx. pipiens*, sus hallazgos invernales fueron más frecuentes y heterogéneos en el grado de desarrollo larvario que los de *Cs. longiareolata*. En concreto, en el caso de *Cx. pipiens* la cohabitación de una elevada multiplicidad de formas preimaginales en distinto grado de desarrollo fue comúnmente detectada. En consecuencia, achacamos estas observaciones a un posible homodinamismo de *Cx. pipiens*, aspecto ya reseñado para la especie por otros autores en situaciones similares (Merdić y Vujičić-Karlo 2005). Por tanto, podemos indicar que *Cs. longiareolata* hiberna en estado larvario y que *Cx. pipiens* presenta un desarrollo reproductivo continuo a lo largo de todo el año en el área de estudio.

Tales circunstancias no deben excluir la posibilidad de que también existan poblaciones de estas especies que modifiquen los patrones de desarrollo previamente descritos, pudiéndose detectar consecuentemente hembras quiescentes de ambas es-

pecies. Por lo que respecta a *Oc. caspius* y *Oc. detritus*, también se hallaron larvas de manera puntual en los meses invernales, fundamentalmente a finales de enero y principios de febrero. Esto puede ser debido a que los pequeños incrementos termofotoperiódicos, que suelen acontecer durante esta época en la zona estudiada, hayan provocado la ruptura de la quiescencia de los huevos en presencia de agua procedente, en su mayoría, de las copiosas precipitaciones otoñales (Roubaud 1944). En el caso de estos dos aedinos, la asincronía que suele regir su eclosión larvaria (López Sánchez 1989), explicaría la abundancia de muestras obtenidas con gran variabilidad en cuanto al desarrollo de los estados larvarios.

Desde un punto de vista antrópico, el balance alimenticio zoo-anthropofílico de los culicidos es sesgado hacia el ser humano fundamentalmente por *Cx. pipiens*, *Cx. modestus*, *Oc. caspius* y *Oc. detritus*, mientras que *Cx. theileri*, por su exigüidad, *Cs. annulata*, *Cs. longiareolata* y *Cs. subochrea* únicamente incluyen al hombre entre sus hospedadores de forma ocasional. Estas cuestiones implican un grado más de preocupación que las simples molestias que su acción hematofágica pueda ocasionar, ya que algunas de estas especies son importantes vectores de enfermedades humanas y animales. Así por ejemplo *Cx. modestus*, *Cx. pipiens*, *Cx. theileri* y *Oc. caspius* son destacados agentes diseminadores de arbovirosis como el Virus West Nile, Sindbis o Tahyna (Hannoun *et al.* 1964; Danielova y Holubova 1977; Danielova 1984; Harbach 1988; Schaffner *et al.* 2001; Bueno Marí y Jiménez Peydró 2010a), mientras que otras zoonosis como la dirofilariasis o el paludismo aviar tienen en *Cx. pipiens*, *Cx. theileri*, *Cs. annulata*, *Oc. caspius* y *Oc. detritus* a excelentes vectores (Gutsevich *et al.* 1974; Ribeiro *et al.* 1983; Moussiegt 1987; Aranda *et al.* 1998).

Análisis de la Biodiversidad. La aplicación de los Índices de Biodiversidad de Ribeiro (δ) y Shannon (H') para toda el área de estudio originó los siguientes resultados: $\delta = 3,28$, $H' = 1,46$ y $J = 0,702$. El valor de δ es similar, aunque ligeramente más elevado, en comparación con otros datos disponibles para la Península Ibérica. Así pues destacamos $\delta = 1,90$ para la Comunidad de Madrid en España (Melero Alcibar 2004), $\delta = 1,59$, $\delta = 1,64$, $\delta = 2,49$ y $\delta = 2,13$, para Alentejo, Algarbe, Beiras y el Parque Natural de la Arrábida respectivamente en Portugal (Ribeiro *et al.* 1996).

Respecto a **J**, si contrastamos nuestro valor con los escasos datos de Equidad existentes para la familia Culicidae en diferentes ambientes presentes en España, observamos un valor intermedio entre regiones interiores semiáridas ($J = 0,638$) y litorales húmedas ($J = 0,713$), del noreste (Demba *et al.* 2005) y del suroeste del país (López Sánchez 1989) respectivamente. No obstante, la Equidad calculada en nuestro estudio se sitúa más próxima a la estimada en zonas litorales quizás dada la evidente mayor similitud fisiográfica entre ambas regiones.

Debido a la heterogeneidad de nuestra área de estudio, aplicamos los índices de biodiversidad de forma separada a

Tabla 2. Desglose del cálculo de los índices de biodiversidad y de equidad para cada región.

Zona geográfica	Superficie (Km2)	Número de especies	δ	H'	J
Toda la región	136,65	8	3,28	1,46	0,702
Región meridional	64,02	8	3,86	1,68	0,808
Región septentrional	70,63	3	1,08	0,67	0,609

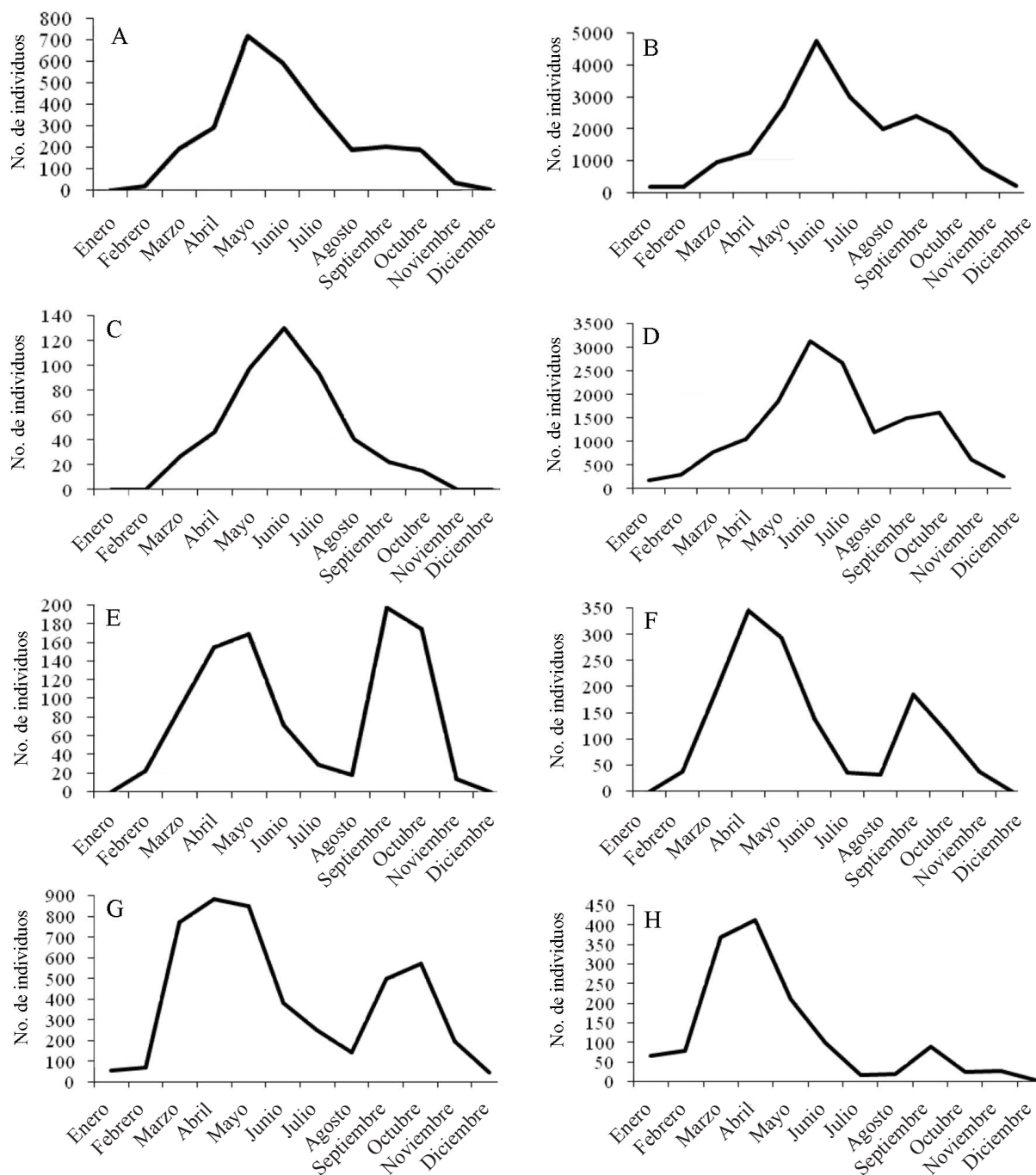


Figura 2. Evolución del número de ejemplares capturados de cada especie en función del mes de muestreo entre los años 1987-2007. A. *Cx. modestus*, B. *Cx. pipiens*, C. *Cx. theileri*, D. *Cs. longiareolata*, E. *Cs. annulata*, F. *Cs. subochrea*, G. *Oc. caspius*, H. *Oc. detritus*.

las regiones de antropización baja y alta (Tabla 2). Los resultados indican claramente que existe una influencia negativa de la explotación ambiental humana sobre la biodiversidad de los culicidos. Así pues, en la región septentrional o de antropización alta los valores de δ y H' han disminuido considerablemente, menguando también la Equidad hasta 0,609. En contraposición, en la región meridional o de antropización baja, los valores de δ y H' son sensiblemente más altos que incluso para la totalidad del área estudiada, situándose la Equidad en 0,808; lo que se traduce en una aproximación al 80,8 % de la diversidad máxima de una comunidad de ocho especies que tuviesen la máxima abundancia.

Consideraciones finales

El trabajo pone de manifiesto la contribución negativa de las acciones ligadas a los asentamientos humanos en la biodiversidad de esta familia de dípteros nematóceros. Como también ha sido expuesto, esta cuestión no implica, ni mucho menos, una reducción poblacional de mosquitos en ambientes urbanos, sino más bien un filtro de selección que únicamente es superado por unas pocas especies. Entre los elementos asociados a la antropización y que conforman este filtro específico, se encuentran un evidente empeoramiento en la calidad de las aguas, una reducción en la tipología de los criaderos

larvarios disponibles, una disminución en la biodiversidad de posibles hospedadores y una baja humedad ambiental relativa que mengua sensiblemente el tiempo de supervivencia de los imagos (López Sánchez 1989). En este sentido, la llegada del “mosquito tigre”, *Aedes albopictus* (Skuse, 1894), culicido de excepcional adaptación a las condiciones urbanas (Aranda *et al.* 2006), transmisor de arbovirosis como el dengue o la fiebre amarilla y una preocupación creciente para la salud pública española (Eritja *et al.* 2005; Bueno Marí *et al.* 2009a), no ha sido evidenciada hasta el momento en el Término Municipal de Valencia. No obstante, desde su primigenia detección en España en el año 2004 (Aranda *et al.* 2006), su expansión por nuestro país no ha cesado, encontrándose ya en regiones situadas tanto al norte como al sur del área investigada en el presente trabajo (Roiz *et al.* 2007; Bueno Marí *et al.* 2009b).

Aunque las especies más antropofílicas han sido capturadas en ambientes alejados de los grandes núcleos de ocupación humana, su control poblacional es igualmente prioritario; ya que las hembras de *Oc. detritus* y *Oc. caspius* pueden desplazarse a distancias de entre 10 y 40 kilómetros desde sus biotopos larvarios en busca de hospedadores adecuados (Clavero 1946; Senevet y Andarelli 1964). Por el contrario, *Cx. modestus* también exhibe una marcada preferencia frente al hombre pero, debido a su baja capacidad de vuelo, únicamente causa molestias en las inmediaciones de sus criaderos larvarios, siendo infrecuente la colecta de imagos más allá del kilómetro de distancia con respecto a sus focos de anidamiento (Schaffner *et al.* 2001).

A pesar de que durante la primera mitad del siglo XX en los arrozales adyacentes a L'Albufera fueron comunes las citas de *Anopheles hyrcanus* (Pallas, 1771), *Anopheles maculipennis s. l.* Meigen, 1818 y *Anopheles melanoon* Hackett, 1934 (Romeo Viamonte 1950), desde entonces no hay hallazgos de anofelinos en el área de estudio. El efecto letal de la gran cantidad de insecticidas empleados, en su origen, para la lucha contra diversas plagas del arroz (Tarazona *et al.* 2003), puede ser una de las causas que explique esta ausencia. Sin embargo, la presencia relativamente frecuente de *Cx. pipiens* y *Cx. modestus*, siempre en los márgenes más estáticos y aislados de los arrozales, puede relacionarse con un menor grado de contacto con los insecticidas y una mayor tolerancia, en comparación con los anofelinos, frente a los altos niveles de eutrofia (López Sánchez 1989) que exhiben los campos de arroz, fruto de un masivo abonado con compuestos nitrogenados. Situaciones similares están observándose en los arrozales del sur de Francia, donde las especies tradicionalmente mayoritarias, *An. hyrcanus* y *Cx. modestus*, están incrementando su abundancia en los últimos años debido a un resurgimiento del cultivo y a modificaciones de las políticas que regulan las estrategias de control de plagas, redireccionadas hacia una mayor especificidad en los tratamientos contra las plagas del arroz (Pongon *et al.* 2007). Otros factores que dificultan la proliferación de anofelinos en esta área son la drástica disminución de apropiados biotopos larvarios circundantes a los campos de arroz, fundamentalmente debido al exacerbado desarrollo urbano, así como también la masiva presencia de *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) (Poeciliidae) en los escasos canales de riego que permanecen activos (Bueno Marí y Jiménez Peydró 2010b).

Agradecimientos

Se desea agradecer todo el apoyo recibido por parte del Excelentísimo Ayuntamiento de Valencia y la colaboración de las diferentes empresas encargadas del control poblacional de culicidos que se han ido sucediendo a lo largo de los veinte años de estudio. Asimismo, se manifiesta nuestra gratitud hacia el Ministerio de Ciencia e Innovación de España, por la financiación de una parte del estudio a través del proyecto CGL 2009-11364 (BOS).

Literatura citada

- AGENCIA ESTATAL DE METEOROLOGIA (Aemet). MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO DE ESPAÑA. Disponible en: <http://www.aemet.es/es/elclima/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=8416&k=val> [Fecha revisión: 9 septiembre 2010].
- ALMEIDA, A. P.; GALAO, R. P.; SOUSA, C. A.; NOVO, M. T.; PARREIRA, R.; PINTO, J.; PIEDADE, J.; ESTEVES, A. 2008. Potential mosquito vectors of arboviruses in Portugal: species, distribution, abundance and West Nile infection. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 102 (8): 823-832.
- ARANDA, C.; PANYELLA, O.; ERITJA, R.; CASTELLA, J. 1998. Canine filariasis Importance and transmission in the Baix Llobregat area, Barcelona (Spain). *Veterinary Parasitology* 77 (4): 267-275.
- ARANDA, C.; ERITJA, R.; ROIZ, D. 2006. First record and establishment of the mosquito *Aedes albopictus* in Spain. *Medical and Veterinary Entomology* 20 (1): 150-152.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. 1996. *Ecology. Individuals, Populations and Communities*. 3ª Ed. Blackwell, USA. 1068 p.
- BUENO MARÍ, R.; JIMÉNEZ PEYDRÓ, R. 2008. Malaria en España: aspectos entomológicos y perspectivas de futuro. *Revista Española de Salud Pública* 82 (5): 467-489.
- BUENO MARÍ, R.; RUEDA SEVILLA, J.; BERNUÉS BAÑERES, A.; LACOMBA ANDUEZA, I.; JIMÉNEZ PEYDRÓ, R. 2008. Contribución al conocimiento de las poblaciones larvarias de culicidos (Diptera, Culicidae) presentes en el Marjal dels Moros (Valencia). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 32 (3-4): 351-365.
- BUENO MARÍ, R.; MORENO MARÍ, J.; OLTRA MOSCARDÓ, M. T.; JIMÉNEZ PEYDRÓ, R. 2009a. Artrópodos de interés vectorial en la Salud Pública española. *Revista Española de Salud Pública* 83 (2): 199-212.
- BUENO MARÍ, R.; CHORDÁ OLMOS, F. A.; BERNUÉS BAÑERES, A.; JIMÉNEZ PEYDRÓ, R. 2009b. Detección de *Aedes albopictus* (Skuse, 1894) en Torrevieja. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 33 (3-4): 529-532.
- BUENO MARÍ, R.; JIMÉNEZ PEYDRÓ, R. 2010a. Situación actual en España y eco-epidemiología de las arbovirosis transmitidas por mosquitos culicidos (Diptera: Culicidae). *Revista Española de Salud Pública* 84 (3): 255-269.
- BUENO MARÍ, R.; JIMÉNEZ PEYDRÓ, R. 2010b. New anopheline records from the Valencian Autonomous Region of Eastern Spain (Diptera: Culicidae: Anophelinae). *European Mosquito Bulletin* 28: 148-156.
- CLAVERO, G. 1946. Aedinos de España. *Revista de Sanidad e Higiene Pública* 20: 1205-1232.
- DANIELOVA, V. 1984. To the problem of the vector of Lednice virus. *Folia Parasitologica* 31 (4): 379-382.
- DANIELOVA, A.; HOLUBOVA, J. 1977. Two more mosquito species proved as vectors of Tahyna virus in Czechoslovakia. *Folia Parasitologica* 24 (2): 187-189.

- DARSIE, R. F.; SAMINADOU VOYADJOGLOU, A. 1997. Keys for the identification of the mosquitoes of Greece. *Journal of the American Mosquito Control Association* 13 (3): 247-254.
- DEMBA, M.; REMUS ZAMFIRESCU, S.; THIAM, N.; PALANCA SOLER, A. 2005. Diversity of mosquitoes in a semiarid environment from San Juan del Flumen (Los Monegros, Huesca, Spain) (Diptera, Culicidae). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 29 (3-4): 23-33.
- DORVILLÉ, L. F. M. 1996. Mosquitoes as bioindicators of forest degradation in southeastern Brazil, a statistical evaluation of published data in the literature. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 31: 68-78.
- ENCINAS GRANDES, A. 1982. Taxonomía y biología de los mosquitos del área salmantina (Diptera, Culicidae) [tesis doctoral]. CSIC, Centro de edafología y Biología aplicada. Ed. Universidad de Salamanca. Salamanca (España). 437 pp.
- ERITJA, R.; ESCOSA, R.; LUCIENTES, J.; MARQUÈS, E.; MOLINA, R.; ROIZ, D.; RUIZ, S. 2005. Worldwide invasion of vector mosquitoes: present European distribution and challenges for Spain. *Biological Invasions* 7: 87-97.
- GUTSEVICH, A. V.; MONCHADSKII, A. S.; SHTAKELBERG, A. A. 1974. Fauna of the USSR, Diptera, mosquitoes family Culicidae. *Academy of Sciences of the USSR*. 408 p.
- HANNOUN, C.; PANTHIER, R.; MOUCHET, J.; EOUZAN, J. P. 1964. Isolement en France du virus West Nile à partir de malades et du vecteur *Culex modestus* Ficalbi. *Comptes Rendus de l'Académie des sciences* 259: 4170-4172.
- HARBACH, R. E. 1988. The mosquitoes of the subgenus *Culex* in southwestern Asia and Egypt (Diptera: Culicidae). *Contributions of the American Entomological Institute* 24 (1): 1-240.
- LÓPEZ SÁNCHEZ, S. 1989. Control integral de mosquitos en Huelva. Junta de Andalucía, Consejería de Salud y Servicios Sociales. Sevilla (España). 340 pp.
- MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey (EEUU). 179 pp.
- MELERO ALCÍBAR, R. 2004. Biología y fenología de los Culicinae (Diptera: Culicidae) de la Comunidad de Madrid [tesis doctoral]. Ed. Universidad Complutense de Madrid. Madrid (España). 219 pp.
- MERDIĆ, E.; VUJIČIĆ-KARLO, S. 2005. Two types of hibernation of *Culex pipiens* complex (Diptera: Culicidae) in Croatia. *Entomologia Croatica* 9 (1-2): 71-76.
- MONTES, J. 2005. Culicidae fauna of Serra da Cantareira, Sao Paulo, Brazil. *Revista de Saúde Pública* 39 (4): 578-584.
- MOUSSIEGT, O. 1987. *Aedes (Ochlerotatus) detritus* (Haliday, 1833) Bibliographie. Document Entente Interdépartementale pour la Démoustication du Littoral Méditerranéen (France) 54: 1-43.
- PIELOU, E. C. 1975. Ecological diversity. John Wiley, New York (EEUU). 165 pp.
- PONGON, N.; BALENGHIEN, T.; TOTY, C.; FERRE, J. B.; THOMAS, C.; DERVIEUX, A.; L'AMBERT, G.; SCHAFFNER, F.; BARDIN, O.; FONTENILLE, D. 2007. Effects of local anthropogenic changes on potential malaria vector *Anopheles hyrcanus* and West Nile virus vector *Culex modestus*, Camargue, France. *Emerging Infectious Diseases* 13 (12): 1810-1815.
- RIBEIRO, H. 1983. Sobre un novo índice de diversidade faunística. *Boletim da Sociedade Portuguesa de Entomologia* 42 (2): 129-135.
- RIBEIRO, H.; RAMOS, H. C.; ALVES PIRES, C. 1983. Contribuição para o Estudo dos Vectores das Filariases Animais em Portugal. *Jornal da Sociedade das Ciências Médicas de Lisboa* 97 (2): 143-146.
- RIBEIRO, H.; ALVES PIRES, C.; RAMOS, H. C., 1996. Os mosquitos do Parque Natural da Arrábida (Insecta, Diptera, Culicidae). *Garcia de Orta, Série de Zoologia (Portugal)* 21 (1): 81-110.
- ROIZ, D.; ERITJA, R.; MELERO ALCIBAR, R.; MOLINA, R.; MARQUÈS, E.; RUIZ, S.; ESCOSA, R.; ARANDA, C.; LUCIENTES, J. 2007. Distribución de *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse, 1894) (Diptera, Culicidae) en España. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 40: 523-526.
- ROMEO VIAMONTE, J.M. 1950. Los anofelinos de España y de la zona española del Protectorado de Marruecos. Su relación con la difusión del paludismo. *Revista de Sanidad e Higiene Pública* 24: 213-295.
- ROUBAUD, E. 1944. Etude sur les moustiques de la Crau. IV. Facteurs de l'oeuf chez l'*Aedes caspius* Pallas. *Bulletin de la Societe de Pathologie Exotique* 37: 153-158.
- RUIZ, S.; CÁCERES, F. 2004. Bases técnicas para el control de mosquitos culicidos en los arrozales de la Comarca de La Janda, Cádiz (SW España). *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 30: 753-762.
- SCHAFFNER, F.; ANGEL, G.; GEOFFROY, B.; HERVY, J. O.; RHAEM, A. 2001. The mosquitoes of Europe / Les moustiques d' Europe [programa de ordenador]. Montpellier, France: IRD Éditions and EID Méditerranée.
- SENEVET, G.; ANDARELLI, L. 1964. Les moustiques de l'Afrique du Nord et du Bassin Méditerranéen. III.- Les *Aedes*. Deuxième partie: Description des especes. Sous-genre *Ochlerotatus* group H. *Archives de l'Institut Pasteur d'Algérie* 44: 51-74.
- SERVICE, M.W. 1993. Mosquito Ecology. Field Sampling Methods. 2nd edition. Elsevier Science Publishers. United Kingdom. 988 pp.
- SHANNON, C. E.; WEAVER, W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Illinois, EEUU. 144 pp.
- SIMSEK, F. M. 2004. Seasonal Larval and Adult Population Dynamics and Breeding Habitat Diversity of *Culex theileri* Theobald, 1903 (Diptera: Culicidae) in the Gölbaci District, Ankara, Turkey. *Turkish Journal of Zoology*. 28: 337-344.
- TARAZONA, C.; CARRASCO, J. M.; SABATER, C. 2003. Monitoring of the rice pesticides thiobencarb, bensulfuron-methyl, molinate, pyridaphenthion and tebufenozide in an aquatic system of Natural Park of Albufera, Valencia, Spain. Hazard evaluation of these pesticides. En: Del Re, A. A. M.; Capri, E.; Padovani, L.; Trevisan, M. Pesticide in air, plant, soil & water system. Proceedings of the XII Symposium Pesticide Chemistry. Piacenza (Italia). 995 pp.

Recibido: 30-dic-2009 • Aceptado: 24-sep-2010