

UN MÉTODO SENCILLO PARA SELECCIONAR PUNTOS DE MUESTREO CON EL OBJETO DE INVENTARIAR TAXONES HIPERDIVERSOS: EL CASO PRÁCTICO DE LAS FAMILIAS ARANEIDAE Y THOMISIDAE (ARANEAE) EN LA COMUNIDAD DE MADRID, ESPAÑA

ALBERTO JIMÉNEZ-VALVERDE¹ Y JORGE M. LOBO

RESUMEN

Elaborar estrategias de conservación eficaces requiere poseer información faunística bien repartida a lo largo del espectro de condiciones ambientales de una región. Ello es posible si la toma de datos se ha realizado mediante el desarrollo de protocolos de muestreo bien diseñados, eficientes y específicos para cada grupo biológico. En este trabajo se presenta una metodología sencilla para la selección de puntos de muestreo, especialmente útil en el caso de grupos hiperdiversos en los que la recolección de información faunística requiere un esfuerzo notable y la determinación taxonómica del material colectado no es posible en el campo. El método se basa en la clasificación de las unidades territoriales de una región de acuerdo a los valores de una serie de variables ambientales y espaciales, previamente seleccionadas por su conocida influencia sobre la distribución del grupo de organismos considerado y compiladas en un Sistema de Información Geográfica. Tras definir la superficie y el número de unidades territoriales en las que es posible obtener inventarios fiables, se utiliza la estrategia de agrupamiento k-medias a fin de obtener una clasificación de la región en tantas subregiones como unidades territoriales se vayan a muestrear. Dentro de cada subregión, la unidad territorial puede ser seleccionada teniendo en cuenta diversos criterios, como su distancia espacio-ambiental al centroide de la subregión, su facilidad de acceso o el volumen de información previamente existente. Se ofrece un ejemplo práctico de esta metodología con las familias de arañas *Araneidae* y *Thomisidae* en la Comunidad de Madrid.

Palabras clave: Inventarios biológicos, protocolos de muestreo, clasificación espacio-ambiental, algoritmo de las k-medias, Sistemas de Información Geográfica, *Araneidae*, *Thomisidae*, Comunidad de Madrid

SUMMARY

Elaborating effective conservation strategies requires having faunistic information homogenously distributed across the environmental spectrum of conditions of a region. This is

Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC).
c/ José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. España.

¹ mcnaj651@mncn.csic.es

Recibido: 08/01/2004.

Aceptado: 09/03/2004.

possible if data collection has been carried out by well designed, efficient and specific sampling protocols for each biological group. In this paper, an easy methodology is presented for the selection of sampling points, specially useful in the case of hiperdiverse groups, in those the gathering of faunistic information requires a remarkable effort and the taxonomic determination of the collected material is not possible during the field work. The method is based in the classification of the territorial units of a region according to the values of some environmental and spatial variables, previously selected by its recognized influence on the distribution of the considered taxonomical group and compiled in a Geographic Information System. After defining the area and the number of territorial units in which is possible to obtain reliable inventories, the k-means cluster strategy is used to obtain a regional classification in a number of subregions equal to the sampled territorial units. The territorial unit within each subregion can be selected taking into account several criteria as the spatio-environmental distance to the subregional centroid, its accessibility or the amount of previously available information. A practical example of this methodology is provided using the Araneidae and Thomisidae spider families in the Community of Madrid.

Key words: Biological inventories, sampling protocols, spatio-environmental classification, k-means algorithm, Geographic Information Systems, *Araneidae*, *Thomisidae*, Comunidad de Madrid

ANTECEDENTES

Actualmente, el incesante aumento de población y el ritmo insostenible de consumo de recursos naturales está provocando la pérdida de diversidad biológica de forma acelerada, siendo éste uno de los problemas ambientales más graves (WILSON, 1999; MYERS, 2003). Para poder abordarlo y elaborar estrategias de conservación eficientes es necesario disponer de información corológica precisa y no sesgada (WILLIAMS *et al.*, 2002). Sin embargo, la frecuente ausencia de datos dificulta esta labor, especialmente cuando tratamos con grupos hiperdiversos como son los artrópodos. La pérdida de apoyo económico y político que la taxonomía sufre y ha sufrido en favor de otras disciplinas más competitivas (CHARLES & GODFRAY, 2002), la consecuente ausencia de especialistas en muchos grupos (MARTÍN-PIERA & LOBO, 2000; VALDECASAS & CAMACHO, 2003), los sesgos en la distribución geográfica del conocimiento taxonómico debidos a la preponderancia de colectas dirigidas hacia los lugares de residencia de los especialistas, las áreas visualmente atractivas, o los enclaves reconocidos por su riqueza en especies (GARCÍA-BARROS &

MUNGUIRA, 1999; MARTÍN & GURREA, 1999; DENNIS & THOMAS, 2000; REDDY & DÁVALOS, 2003) son, entre otros, factores que imposibilitan conocer cuántas especies se encuentran en una localidad determinada y, por supuesto, cuál es la identidad de esas especies y cuál la distribución geográfica de cada una de ellas. Es indudable que disponer de estos conocimientos podría cambiar las estrategias de conservación, actualmente centradas en vertebrados y plantas.

Hoy en día, distintas técnicas estadísticas y los Sistemas de Información Geográfica permiten realizar modelos predictivos de distribución, tanto de especies concretas como de los diferentes atributos que representan la biodiversidad (riqueza específica, rareza, endemidad, etc.), plasmando los resultados en un mapa extrapolado (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000; HIRZEL *et al.*, 2002; HORTAL & LOBO, 2002; LOBO, 2000; PETERSON & KLUZA, 2003; STORE & JOKIMÄKI, 2003; WANG *et al.*, 2003; ZANIEWSKI *et al.*, 2002, entre otros). Estas técnicas de modelización juegan, cada vez más, un papel esencial a la hora de desarrollar estrategias de conservación (ANDRIAMAMPINANINA *et al.*, 2000; BAILEY

et al., 2002; BARBOSA *et al.*, 2003; PETERSON *et al.*, 2000; SCHADT *et al.*, 2002; SUÁREZ-SEOANE *et al.*, 2002;) y son, tal vez, la única manera fiable de identificar a corto plazo las áreas de mayor diversidad en territorios insuficientemente muestreados, al objeto de considerar esa información en los planes de gestión del territorio.

Sin embargo, para poder construir estos mapas predictivos es necesario disponer de unos pocos inventarios fiables que recojan el máximo rango posible de variación del taxon o atributo en cuestión en el territorio seleccionado, por lo que un buen diseño de muestreo resulta esencial. Existen varias estrategias para seleccionar los puntos de muestreo que pueden o no considerar la información ambiental del territorio. Las aproximaciones más sencillas, como el muestreo aleatorio y el muestreo sistemático (ver, por ejemplo, SOUTHWOOD & HENDERSON, 2000) buscan ubicar las localidades de muestreo independientemente de las condiciones ambientales. Por el contrario, el muestreo de tipo estratificado trata de asegurar que las colectas se efectúen en la mayor variedad de ambientes posible, subdividiendo el territorio en regiones ambientalmente homogéneas (AUSTIN & HEYLIGERS, 1989 y 1991; GUISAN & ZIMMERMANN, 2000). Un caso particular de muestreo estratificado es el método GRADSECT, el cual pretende encontrar el gradiente de localidades que maximiza la variabilidad ambiental del territorio y ha demostrado ser más eficiente que los métodos aleatorios o sistemáticos cuando se trata de conseguir una muestra representativa de localidades de un territorio (WESSELS *et al.*, 1998). Otras aproximaciones más complejas y eficaces que tienen en cuenta la información ambiental se basan en el concepto de diversidad ambiental (ED, «environmental diversity») y en métodos de selección (como el de la *p-media*) capaces de determinar el emplazamiento óptimo de una localidad en un territorio o espacio ambiental multidimensional (ARAUJO *et al.*, 2001; FAITH & WALKER, 1996; FERRIER, 2002).

Aunque los últimos métodos mencionados sean eficaces y adecuados para identificar la ubicación de los puntos de colecta, requieren la utilización de técnicas estadísticas relativamente complejas y poco accesibles y, a nuestro juicio, adolecen de dos inconvenientes principales. Por una parte, no se interesan ni ofrecen ninguna indicación sobre las variables ambientales que deben considerarse a la hora de regionalizar el territorio (MOHLER, 1983; HIRZEL & GUISAN, 2002) y, sobre todo, no consideran aquellas variables que más influyen sobre los organismos a colectar. Es decir, ofrecen un panorama ambiental condicionado por nuestra visión antropocéntrica y poco relacionado con el punto de vista de los organismos. Por otra, no tienen en cuenta la estructura espacial del territorio y ésta, cuando las variables ambientales consideradas no son capaces de hacerlo, pueden explicar la variación espacial en la diversidad biológica frecuentemente debida a factores geográficos o históricos únicos e irrepetibles (ARAUJO *et al.*, 2001 y 2003; LEGENDRE & LEGENDRE, 1998; LOBO, 2000)

El inventario de taxones hiperdiversos, grupos sobre los que normalmente se dispone de escasa información, suele ser arduo y costoso, tanto en términos económicos como humanos y de tiempo. La metodología que proponemos en este trabajo se basa en el análisis de agrupamiento (*Cluster Analysis*) y está diseñada para regionalizar un territorio de acuerdo al esfuerzo máximo que es posible realizar en el trabajo de campo y teniendo en cuenta, tanto la variabilidad ambiental que afecta al grupo taxonómico elegido, como la posición espacial de las localidades. El esfuerzo de colecta está, por tanto, definido previamente y constituye el criterio inicial y realista con el que se define la búsqueda del número de unidades territoriales a muestrear. El método, por tanto, maximiza la variabilidad espacio-ambiental recogida en función del esfuerzo. Como ejemplo para ilustrar el procedimiento propuesto se emplea diversa información ambiental y espacial de la Comunidad de Madrid, al

objeto de delimitar las localidades necesarias para efectuar un muestreo de dos familias de arañas (*Araneidae* y *Thomisidae*) en este territorio.

ESCALA DE TRABAJO Y ESFUERZO DE MUESTREO

El primer paso del proceso consiste en decidir la extensión del territorio y la resolución o tamaño de celda a la que vamos a trabajar, ya que los patrones de diversidad y los factores que determinan la riqueza específica están influenciados por estas variables (WIENS *et al.*, 1986; ver ejemplos en BÖHNING-GAESE, 1997 y MARTÍNEZ *et al.*, 2003 entre otros). Evidentemente, nuestra capacidad de trabajo condicionará tanto el área total del territorio, como el tamaño y el número de las unidades territoriales en las que podemos obtener inventarios fiables (ver BLACKBURN & GASTON, 2002 para una discusión sobre la escala idónea de trabajo). Para determinar la resolución de trabajo resulta útil examinar la relación entre el incremento en el esfuerzo realizado y la acumulación de especies encontradas (COLWELL & CODDINGTON, 1994; GOTELLI & COLWELL, 2001). Las unidades de esfuerzo de muestreo pueden ser horas de observación, número de trampas, cuadrados de muestreo, etc. Otras veces son unidades más complejas como las empleadas en CODDINGTON *et al.* (1996), TOTI *et al.* (2000) y JIMÉNEZ-VALVERDE & LOBO (2004), donde cada unidad de muestreo está constituida por un conjunto complementario de métodos de colecta diferentes, cada uno utilizado durante un tiempo determinado y, en ocasiones, por personas diferentes. Al principio, la adición de especies al inventario se produce rápidamente y, por tanto, la pendiente de la curva comienza siendo elevada pero, a medida que el muestreo avanza, sólo se adicionan las especies raras, descendiendo paulatinamente la pendiente de la curva de acumulación. El momento en el que esta pendiente desciende a cero (es decir, cuando se alcanza la asíntota)

corresponde, teóricamente, al número total de especies que podemos encontrar en la zona estudiada con los métodos utilizados y durante el periodo en el que se llevó a cabo el muestreo. Aleatorizando el orden de entrada de las unidades muestrales en numerosas ocasiones, es posible obtener el número de especies promedio para cada cantidad de esfuerzo (COLWELL, 2000). Estos valores pueden entonces ajustarse a distintos tipos de funciones (SOBERÓN & LLORENTE, 1993; COLWELL & CODDINGTON, 1994), permitiendo calcular tanto el número total de especies que supuestamente es posible coleccionar, como la tasa de incremento en el número de especies a un esfuerzo concreto valorando, así, el grado de precisión del inventario en cada momento (ver JIMÉNEZ-VALVERDE & HORTAL, 2003). Hay que tener en cuenta que el esfuerzo de muestreo necesario para lograr inventarios completos variará en función de la complejidad estructural del hábitat de tal manera que, en general, los lugares más complejos necesitarán una inversión de esfuerzo mayor. Es necesario, por tanto, construir diferentes curvas para lugares de distinta complejidad estructural y alejarnos de la idea preconcebida según la cual es necesario realizar un esfuerzo de colecta idéntico en cada una de las localidades seleccionadas.

Comparando curvas de acumulación realizadas con los datos provenientes de unidades territoriales de distinto tamaño, será posible estimar la resolución adecuada a la que podemos obtener inventarios fiables, determinado así el número de unidades territoriales o localidades a muestrear y, consecuentemente, la extensión idónea de nuestro territorio de colecta. Para ello, debe evaluarse la capacidad de trabajo que podemos desplegar en la realización del inventario, así como otras limitaciones que puedan surgir (económicas, disponibilidad de tiempo, etc.). La delimitación del número de puntos de colecta que vayamos a ser capaces de muestrear constituye la fase fundamental de este proceso metodológico, ya que determina el número de subregiones en las que, mediante el análisis de agrupamiento, se dividirá el territorio elegido.

CLASIFICACIÓN ESPACIO-AMBIENTAL Y SELECCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

El análisis de agrupamiento (*Cluster Analysis*) es un método estadístico multivariante de clasificación de datos. Engloba una serie de técnicas algorítmicas destinadas a clasificar observaciones en grupos homogéneos en función de una serie de variables. Entre las diversas técnicas de agrupamiento, el método de las *k-medias* (*K-means clustering*) se basa en un algoritmo heurístico de clasificación no jerárquica que, partiendo de un número concreto de centroides o grupos previamente definidos por el usuario, trata de seleccionar una configuración que minimice la dispersión de los valores de las variables utilizadas en la clasificación dentro de cada grupo, maximizando la variación entre los grupos (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Nosotros hemos utilizado este procedimiento de agrupación para delimitar un número de subregiones espacio-ambientales, idéntico al número de puntos de colecta que vayamos a ser capaces de muestrear.

Las variables ambientales que pueden emplearse para la clasificación de las unidades territoriales son elegidas en función de su influencia sobre la distribución del grupo taxonómico de estudio. Cuando sea posible, ello puede determinarse utilizando datos biológicos y ambientales a la escala y extensión espacial elegida y, por ejemplo, realizando un análisis de regresión múltiple con esa información. Sin embargo, cuando no pueda disponerse de esa información, la selección de las variables ambientales puede basarse en el conocimiento general sobre los factores ambientales que condicionan la distribución del grupo elegido. Si delimitamos conjuntos de localidades o subregiones utilizando únicamente variables ambientales, es probable que se agrupen por su similitud unidades territoriales que, aunque estén alejadas en el espacio, presenten condiciones ambientales similares. Sin embargo, esas zonas disjuntas de la misma subregión ambiental, pueden albergar elementos faunísticos o florísticos diferentes debido a la

actuación de factores contingentes únicos e irrepetibles (LOBO, 1997). Al objeto de promover la aparición de subregiones homogéneas ambientalmente y, a la vez, espacialmente continuas, resulta conveniente incluir la latitud y la longitud dentro del conjunto de las variables consideradas, o incluso, los nuevos términos de una función polinomial de tercer grado de estas dos variables (*Trend Surface Analysis*, ver LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Toda esta información espacio-ambiental puede compilarse mediante un Sistema de Información Geográfica (JOHNSTON, 1998). Antes de realizar el análisis de agrupamiento es necesario estandarizar las variables seleccionadas para evitar sesgos debidos a la diferencia en las unidades de medida de las distintas variables. Si el número de variables ambientales es elevado es probable que existan correlaciones entre ellas; en ese caso puede resultar conveniente reducir su número mediante alguna técnica de ordenación que posibilite la creación de nuevas variables ortogonales entre sí (por ejemplo, Análisis de Componentes Principales o Análisis de Coordenadas Principales; ver LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Sin embargo, siempre se ha de tener en cuenta que estos métodos provocan una pérdida en la variabilidad espacio-ambiental y que la ordenación en el espacio reducido que representan estas nuevas variables puede no representar fielmente la información de partida.

Una vez realizado el análisis de agrupamiento, es necesario elegir las unidades territoriales que mejor representan cada una de las subregiones. En estos conjuntos de localidades o subregiones, el área que ocupa cada agrupación esta formada por localidades dispuestas a lo largo de un gradiente espacio-ambiental, en el cual algunas se encuentran más cerca de los valores espacio-ambientales promedios de cada subregión que otras. De esta manera, para que quede representada lo más fielmente posible la variabilidad espacio-ambiental de la región, deberían seleccionarse aquellas unidades territoriales con valores más cercanos a los centroides de cada agrupación. Podemos emplear otros criterios de manera jerárquica e iterativa hasta lograr una selección definitiva de las localida-

des de muestreo. Estos criterios pueden ser la facilidad de acceso o la existencia de información biológica previamente existente.

EJEMPLO PRÁCTICO: LAS FAMILIAS DE ARAÑAS ARANEIDAE Y THOMISIDAE EN LA COMUNIDAD DE MADRID

El grupo taxonómico elegido

El orden Araneae es uno de los más diversificados. Hasta el momento hay descritas alrededor de 36.000 especies de arañas en todo el mundo, aunque se estima que deben existir entre 60.000 y 170.000 (CODDINGTON & LEVI, 1991). Son depredadores generalistas abundantes y ubiquestas y, por ello, tienen gran importancia en los sistemas ecológicos (WISE, 1993). Sin embargo, todavía es necesario dedicar un gran esfuerzo hasta lograr desarrollar protocolos estandarizados de muestreo de la fauna aracnológica, siendo además imprescindible realizar estudios sobre su ecología y distribución, a fin de propiciar que estas especies adquieran la relevancia que les corresponde en los planes de gestión y conservación (NEW, 1999). La familia *Araneidae* es una de las más exitosas (aproximadamente 2.600 especies descritas; FOELIX, 1996). Son arañas que construyen telas orbiculares para la captura de sus presas y, por tanto, la estructura de la vegetación parece ser el parámetro más importante a la hora de determinar su presencia (WISE, 1993). Las arañas de la familia *Thomisidae* no emplean tela para la captura de sus presas, sino que permanecen al acecho sobre hojas y flores, pasando inadvertidas gracias a su coloración críptica. Algunos géneros, como *Xysticus* y *Ozyptila*, son eminentemente edáficos, capturando a sus presas entre la hojarasca y la vegetación herbácea.

El grado de conocimiento sobre la distribución de las arañas de la Península Ibérica es sumamente limitado debido a una pobre tradición

aracnológica. Únicamente la Comunidad de Aragón cuenta con un catálogo reciente de su fauna aracnológica (MELIC, 2000), mientras que el resto de los catálogos ibéricos son, en realidad, compendios de citas antiguas, muchas de ellas dudosas o erróneas (MELIC, 2001). Además, existen pocos estudios que hayan sido realizados durante un periodo prolongado de tiempo y que hayan empleado distintas técnicas complementarias de captura, por lo que, generalmente, la información disponible presenta importantes sesgos. Como consecuencia, son escasas las localidades de la Península que cuentan con un inventario más o menos completo de su fauna aracnológica. Urge, pues, realizar estudios faunísticos en la Península Ibérica pero, a fin de rentabilizar el esfuerzo a realizar, estos deberían hacerse siguiendo protocolos bien diseñados y estandarizados.

La región de estudio

La Comunidad de Madrid, el territorio al que se ha aplicado la metodología propuesta, se sitúa en el centro de la Península Ibérica y presenta una superficie de más de 8.000 km². El relieve distingue tres grandes zonas situadas en un gradiente NO-SE: la Sierra, la Zona de Transición y las Llanuras del Tajo. La Sierra forma parte del Sistema Central y presenta una orientación NE-SO. Está formada casi en su totalidad por rocas plutónicas y metamórficas, con pequeños afloramientos calizos en su tercio norte. En las otras dos unidades de relieve afloran materiales producto de la erosión y posterior sedimentación, predominando calizas, margas, yesos, arenas y arcillas. En el sector Guadarrámico de la Sierra se encuentra la mayor altura de la Comunidad, el Pico de Peñalara con 2.430 m. y en el valle del río Alberche la menor (434 m). La altitud media de este territorio es de unos 800 m. El clima es de tipo continental con influencia mediterránea, con precipitaciones anuales que oscilan entre los 350 mm y los 2.000 mm anuales. La Comunidad de Madrid es un territorio heterogéneo que se sitúa fitosociológica-

mente dentro de la región Mediterránea, estando en ella representados los pisos Mesomediterráneo, Supramediterráneo, Oromediterráneo y Crioromediterráneo.

Escala de trabajo y esfuerzo de muestreo

JIMÉNEZ-VALVERDE & LOBO (2004) estudian la efectividad de distintos métodos para la captura de araneidos y tomísidos y concluyen que una combinación de, al menos, tres métodos complementarios permite prospectar cuadrículas de 1 km² obteniendo inventarios fiables. Para realizar un muestreo adecuado de las especies de estas familias en una cuadrícula de 1 km² relativamente rica en especies de la Comunidad de Madrid, los autores llevaron a cabo 20 unidades de esfuerzo de muestreo en parcelas de 400 m² dispuestas aleatoriamente sobre el terreno. Cada unidad de muestreo estaba definida como 4 trampas de caída actuando durante 48 horas, manguero de la vegetación herbácea y subarborescente, y batido de la cubierta arbustiva y arbórea durante 15 minutos respectivamente (para una descripción detallada ver JIMÉNEZ-VALVERDE & LOBO, 2004). Las curvas de acumulación de especies obtenidas por los autores se aproximaban bastante a la asíntota comprobando que, tras realizar el ajuste de la función de Clench, recogían alrededor del 80% del total de especies estimado. El ingente trabajo de muestreo a realizar impedía obtener, con el esfuerzo de trabajo disponible, inventarios fiables de estas especies a resoluciones mayores. Debido a ello, se estimó que podían muestrearse 15 unidades territoriales de 1 km² en el tiempo y con los recursos disponibles. Una recopilación de toda la información corológica disponible en las colecciones y la bibliografía sobre los araneidos y tomísidos de la Comunidad de Madrid, permitió comprobar que una gran parte de las citas disponibles no eran aptas para este estudio, debido a que poseían una precisión espacial mucho mayor (generalmente, cuadrículas de 10 km²).

Selección, obtención y preparación de la información ambiental

A falta de información taxonómica y corológica fiable de distintas localidades, la relevancia diferencial de las distintas variables ambientales se estimó teniendo en cuenta la información general conocida sobre estos grupos. De acuerdo a las referencias bibliográficas, cuatro son los factores generalmente admitidos como determinantes de la distribución de las arañas: la estructura de la vegetación (HATLEY & MACMAHON, 1980; ROBINSON, 1981; RYPSTRA, 1986; URONES & PUERTO, 1988; DÖBEL *et al.*, 1990; UETZ, 1991; WISE, 1993; DOWNIE *et al.*, 1995; BALFOUR & RYPSTRA, 1998; DOWNIE *et al.*, 2000; BORGES & BROWN, 2001; URONES & MAJADAS, 2002), la humedad (COULSON & BUTTERFIELD, 1986; RUSHTON *et al.*, 1987; RUSHTON & EYRE, 1992; BONTE *et al.*, 2002), la temperatura (RYPSTRA, 1986) y la altitud (RUSHTON & EYRE, 1992; URONES & PUERTO, 1988). Además de estas variables, se tuvo también en cuenta la litología (sustrato calizo o silíceo), ya que ésta va a determinar la permeabilidad del sustrato y, a su vez, la distinta disponibilidad de agua.

Mediante un Sistema de Información Geográfica (IDRISI 32, CLARK LABS, 2000a) se crearon cinco capas temáticas, una para cada variable anteriormente mencionada. La estructura de la vegetación se obtuvo reclasificando los tipos de uso del suelo del programa CORINE (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 1996) en tres categorías que representaban niveles de complejidad estructural creciente: pastos, vegetación arbustiva y formaciones arbóreas. Como la resolución espacial de esta información cartográfica digital se encontraba disponible en píxeles de 250 m de lado, hubo que adecuar ésta al tamaño seleccionado de las unidades territoriales (cuadrículas UTM de 1 km de lado). La información climática se obtuvo utilizando los valores promedio (30 años) de temperatura media mensual y precipitación total anual provenientes de 41 estaciones climatológicas del centro peninsular (MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN, 1986), e interpolando mediante medias móviles una cartografía de estas variables a la resolución requerida. La alti-

tud media de cada cuadrícula de 1 km se obtuvo a partir de un modelo digital de elevación del planeta (CLARK LABS, 2000b). Para la litología se definieron dos categorías: suelos básicos (calizas, yesos y rocas afines) y suelos ácidos (rocas silíceas y sedimentos derivados) a partir de un mapa litológico en soporte papel (ITGE, 1988) que, una vez digitalizado, fue reclasificado a una resolución de cuadrículas UTM de 1 km². En resumen, para realizar la regionalización espacio-ambiental de la Comunidad de Madrid se emplearon cinco variables ambientales, una variable cualitativa multinomial con tres estados (estructura de la vegetación, VEG), una variable cualitativa binomial con dos estados (litología, LIT), tres variables cuantitativas continuas (altitud, ALT;

temperatura media anual, TEMP y precipitación media anual, PRECP). A éstas se sumaron dos variables espaciales: la latitud (LAT) y la longitud (LONG) central de cada cuadrícula UTM de 1 km². Por último mencionar que no fueron consideradas aquellas cuadrículas en las que dominaban los usos del suelo urbano, los cultivos de cualquier tipo, las láminas de agua, los arenales y la roca desnuda.

Clasificación espacio-ambiental de la Comunidad de Madrid y selección de los puntos de muestreo

Tras estandarizar las variables espaciales y ambientales continuas a media cero y desviación estándar 1, se regionalizó la Comunidad

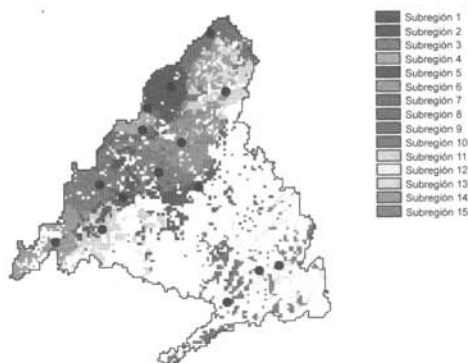


Figura 1 - División de la Comunidad de Madrid en 15 subregiones mediante un análisis de agrupamiento de las *k*-medias y diversas variables ambientales y espaciales. Cada subregión representa un territorio con similares condiciones ambientales y constituido por unidades territoriales espacialmente contiguas. Las zonas en blanco corresponden a localidades excluidas del trabajo de inventariado debido a su uso como suelo urbano o de cultivo (ver texto). Los puntos negros son las unidades territoriales de muestreo de 1 km². Cada punto representa un cluster o subregión y es el resultado de dos criterios jerárquicos: menor distancia al centroide del cluster que representa con el objeto de que esa representación sea lo más fiel posible (ver texto), y facilidad de acceso.

Figure 1 - Splitting of the Comunidad de Madrid in 15 subregions using a *k*-means cluster analysis and several spatial and environmental variables. Each subregion represents a territory with close environmental conditions and composed by spatial-neighbouring territorial units. White gaps are locations excluded of the survey due to its use as urban or cultivated soils (see text). The black dots signalize the 1 km² sampling plots selected. Each plot represents a cluster or subregion and it is the result of two hierarchical criteria: minor distance to the centroid of the cluster it corresponds in order to achieve the most accurate representation of the subregion (see text), and access facility.

Sub-región	Área (km ²)	ALT	PRECP	TEMP	VEG	LIT
1	298	1.483	891	10,1	1, 2, 3	1, 2
2	251	771	581	13,0	1, 2	1, 2
3	444	875	685	13,2	2, 3	1, 2
4	96	1.762	1.309	7,0	1, 2, 3	1
5	305	666	490	13,9	1, 2, 3	1, 2
6	287	764	618	13,5	1, 2, 3	1
7	284	1.525	715	11,7	1, 2, 3	1, 2
8	181	555	437	14	1, 2, 3	1, 2
9	77	1.462	1.116	8,7	1, 2, 3	1
10	218	696	449	13,9	1, 3	1, 2
11	344	1.075	677	12,2	2, 3	1, 2
12	272	682	450	13,9	2	1, 2
13	314	599	470	13	1, 2, 3	1
14	541	966	710	12,4	1	1, 2
15	322	1.112	792	9,8	1, 2, 3	1

Tabla 14 - Características ambientales y geográficas de cada una de las 15 subregiones de la Comunidad de Madrid, delimitadas mediante un análisis de agrupamiento de las *k*-medias y la información de las variables que se detallan a continuación. ALT, altitud media en metros; PRECP, precipitación total anual en mm; TEMP, temperatura media anual en °C; VEG, estructura de vegetación (1. pastos, 2. vegetación arbustiva, 3. vegetación arbórea); LIT, litología (1. suelos ácidos, 2. suelos básicos). En el caso de VEG y LIT se muestra en negrita el valor mayoritario en el caso de que la subregión posea cuadrículas con diferentes estados de la misma variable.

Table 14 - Environmental and geographic characteristics of the 15 subregions of the Comunidad de Madrid delimited by a *k*-means cluster analysis. ALT, mean altitude in meters; PRECP, annual total rainfall in mm; TEMP, mean annual temperature in °C; VEG, vegetation structure (1. grasslands, 2. scrubs, 3. woodlands); LIT, lithology (1. acid soils, 2. basic soils). For VEG and LIT, when a subregion have cells with different states of the same variable, the most frequent state is showed in black.

de Madrid en 15 subregiones mediante un análisis de agrupamiento de la *k-media* (figura 1) eligiendo, como procedimiento para seleccionar los centroides iniciales, la maximización de la distancia entre ellos (STATSOFT, 2001). En la tabla 1 se muestran las principales características ambientales y geográficas de cada subregión. Las unidades territoriales en las que efectuar el muestreo dentro de cada subregión fueron seleccionadas atendiendo, primero, a la menor distancia al centroide del cluster correspondiente y, posteriormente, según su cercanía a la red de carreteras (figura 1).

AGRADECIMIENTOS

A Joaquín Hortal por su ayuda con la información ambiental. Este trabajo se engloba dentro de los proyectos REN-2001-1136/GLO de la DGICYT (*Faunística predictiva: Análisis comparado de la efectividad de distintas metodologías y su aplicación para la selección de reservas*) y 07M/0080/2002 de la Comunidad de Madrid (*Factores determinantes de la biodiversidad en la Comunidad de Madrid y predicción de su variación geográfica*). El primer autor ha podido realizar este trabajo gracias a una beca predoctoral Museo Nacional de Ciencias Naturales/CSIC/ Comunidad de Madrid.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRIAMAMPINANINA, L., KREMEN, C., VANE-WRIGHT, D., LEES, D., & RAZAFIMAHATRATRA, V. 2000. Taxic richness patterns and conservation evaluation of Madagascan tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae). *Journal of Insect Conservation* 4: 109-128.
- ARAÚJO, M. B., DENSHAM, P. J. & HUMPHRIES, C. J. 2003. Predicting species diversity with ED: the quest for evidence. *Ecography* 26(3): 380-383.
- ARAÚJO, M. B., HUMPHRIES, C. J., DENSHAM, P. J., LAMPINEN, R., HAGEMEIJER, W. J. M., MITCHELL-JONES, A. J. & GASC, J. P. 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24(1): 103-110.
- AUSTIN, M. P. & HEYLIGERS, P. C. 1989. Vegetation survey design for conservation: gradsect sampling of forest in north-eastern New South Wales. *Biological Conservation* 50: 13-32.
- AUSTIN, M. P. & HEYLIGERS, P. C. 1991. New approach to vegetation survey design: gradsect sampling. En: C. R. Margules & M. P. Austin (eds.). *Nature Conservation: Cost Effective Survey and Data Analysis*. CSIRO, Melbourne.
- BAILEY, S.-A., HAINES-YOUNG, R. H. & WATKINS, C. 2002. Species presence in fragmented landscapes: modelling of species requirements at the national level. *Biological Conservation* 108: 307-316.
- BALFOUR, R. A. & RYPSTRA, A. L. 1998. The influence of habitat structure on spider density in a no-till soybean agroecosystem. *Journal of Arachnology* 26: 221-226.
- BARBOSA, A. M., REAL, R., OLIVERO, J. & VARGAS, J. M. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 114: 377-387.
- BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. 2002. Scale in macroecology. *Global Ecology and Biogeography* 11: 185-189.
- BÖHNING-GAESE, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 24: 49-60.
- BONTE, D., BAERT, L. & MAELFAIT, J.-P. 2002. Spider assemblage structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *Journal of Arachnology* 30: 331-343.
- BORGES, P. A. V. & BROWN, V. K. 2001. Phytophagous insects and web-building spiders in relation to pasture vegetation complexity. *Ecography* 24: 68-82.
- CHARLES, H. & GODFRAY, J. 2002. Challenges for taxonomy. *Nature* 417: 17-19.
- CLARK LABS. 2000a. Idrisi 32.02. GIS software package, Clark University.

- CLARK LABS. 2000b. Gobar Change Data Archive Vol. 3. 1 km Global Elevation Model. CD-Rom, Clark University.
- CODDINGTON, J. A. & LEVI, H. W. 1991. Systematics and evolution of spiders. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 565-592.
- CODDINGTON, J. A., YOUNG, L. H. & COYLE, F. A. 1996. Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology* 24: 111-128.
- COLWELL, R. K. 2000. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Versión 6.0. Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- COLWELL, R. K. & CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, series B* 345: 101-118.
- COULSON, J. C. & BUTTERFIELD, J. 1986. The spider communities on peat and upland grasslands in northern England. *Holarctic Ecology* 9: 229-239.
- DENNIS, R. L. H. & THOMAS, C. D. 2000. Bias in butterfly distribution maps: the influence of hot spots and recorder's home range. *Journal of Insect Conservation* 4: 73-77.
- DÖBEL, H. G., DENNO, R. F. & CODDINGTON, J. A. 1990. Spider (Araneae) community structure in an intertidal salt marsh: effects of vegetation structure and tidal flooding. *Environmental Entomology* 19(5): 1356-1370.
- DOWNIE, I. S., BUTTERFIELD, J. E. L. & COULSON, J. C. 1995. Habitat preferences of sub-montane spiders in northern England. *Ecography* 18: 51-61.
- DOWNIE, I. S., RIBERA, I., McCracken, D. I., WILSON, W. L., FOSTER, G. N., WATERHOUSE, A., ABERNETHY, V. J. & MURPHY, K. J. 2000. Modelling populations of *Erigone atra* and *E. dentipalpis* (Araneae: Linyphiidae) across an agricultural gradient in Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80: 15-28.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 1996. Natural Resources CD-Rom. European Environment Agency.
- FAITH, D. P. & WALKER, P. A. 1996. Environmental diversity: On the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiversity and Conservation* 5: 399-415.
- FERRIER, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Systematic Biology* 51(2): 331-363.
- FOELIX, R. F. 1996. *Biology of spiders*. Oxford University Press.
- GARCÍA-BARROS, E. & MUNGUIRA, M. L. 1999. Faunística de mariposas diurnas en España peninsular. Áreas poco estudiadas: una evaluación en el umbral del siglo XXI (Lepidoptera: Papilionidae & Hesperidae). *SHILAP Revista de lepidopterología* 27(106): 189-202.
- GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- HATLEY, C. L. & MACMAHON, J. A. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9: 632-639.
- HIRZEL, A. & GUISAN, A. 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 157: 331-341.
- HIRZEL, A., HAUSSER, J., CHESSER, D. & PERRIN, N. 2002. Ecological-Niche Factor Analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7): 2027-2036.
- HORTAL, J. & LOBO, J. M. 2002. Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica. *Ecología* 16: 405-432 + 4 láminas en color.
- ITGE. 1988. Atlas Geocientífico y del Medio Natural de la Comunidad de Madrid. Serie: Medio Ambiente. Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Madrid.

- 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 Aracnología* 8: 151-161.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & LOBO, J. M. 2004. Determining a combined sampling procedure for a reliable estimation of Araneidae and Thomisidae assemblages (Arachnida: Araneae). *Journal of Arachnology*, en prensa.
- JOHNSTON, C. A. 1998. *Geographic Information Systems in Ecology*. Blackwell Science.
- LEGENDRE, P. & LEGRENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Ámsterdam.
- LOBO, J. M. 1997. Influencias geográficas, históricas y filogenéticas sobre la diversidad de las comunidades locales: una revisión y algunos ejemplos utilizando Scarabaeoidea coprófagos (Coleoptera, Laparosticti). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 21 (3-4): 15-31.
- LOBO, J. M. 2000. ¿Es posible predecir la distribución geográfica de las especies basándonos en variables ambientales? En: F. Martín-Piera, J. J. Morrone & A. Melic (eds.). *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000*. m3m-Monografías Tercer Milenio, vol. 1, pp. 55-68. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza.
- MARTÍN, J. & GURREA, P. 1999. Áreas de especiación en España y Portugal. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 23(1-2): 83-103.
- MARTÍN-PIERA, F. & LOBO, J. M. 2000. Diagnóstico sobre el conocimiento sistemático y biogeográfico de tres órdenes de insectos hiperdiversos en España: Coleoptera, Hymenoptera y Lepidoptera. En: F. Martín-Piera, J. J. Morrone & A. Melic (eds.). *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000*. m3m-Monografías Tercer Milenio, vol. 1, pp. 287-308. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza.
- MARTÍNEZ, J. A., SERRANO, D. & ZUBEROGOITIA, I. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26: 21-28.
- MELIC, A. 2000. Arañas de Aragón (Arácnida: Araneae). *Catálogo de la Entomofauna Aragonesa* 22: 3-40.
- MELIC, A. 2001. Arañas endémicas de la Península Ibérica e Islas Baleares (Arachnida: Araneae). *Revista Ibérica de Aracnología* 4: 35-92.
- MYERS, N. 2003. Conservation of Biodiversity: How are we doing? *The Environmentalist* 23: 9-15.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN. 1986. *Atlas Agroclimático Nacional de España*. 2ª Edición. Dirección General de la Producción Agraria, Subdirección General de la Producción Vegetal, Madrid.
- MOHLER, C. L. 1983. Effect of sampling pattern on estimation of species distribution along gradients. *Vegetation* 54: 97-102.
- NEW, T. R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *Journal of Insect Conservation* 3: 251-256.
- PETERSON, A. T. & KLUZA, D. A. 2003. New distributional modelling approaches for gap analysis. *Animal Conservation* 6: 47-54.
- PETERSON, A. T., EGBERT, S. L., SÁNCHEZ-CORDERO, V. & PRICE, K. P. 2000. Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 93: 85-94.
- REDDY, S. & DÁVALOS, L. M. 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography* 30: 1719-1727.
- ROBINSON, J. V. 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. *Ecology* 62: 73-80.
- RUSHTON, S. P. & EYRE, M. D. 1992. Grassland spider habitats in north-east England. *Journal of Biogeography* 19: 99-108.
- RUSHTON, S. P., TOPPING, C. J. & EYRE, M. D. 1987. The habitat preferences of grassland spiders as

- identified using detrended correspondence analysis (DECORANA). *Bulletin of the British Arachnological Society* 7: 165-170.
- RYPSTRA, A. L. 1986. Web spiders in temperate and tropical forests: relative abundance and environmental correlates. *American Midland Naturalist* 115(1): 42-51.
- SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., KNAUER, F., KACZENSKY, P., BREITENMOSE, U., BUFKA, L., ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., HUBER, T., STANIŠA, C. & TREPL, L. 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39: 189-203.
- SOBERÓN, J. & LLORENTE, B. J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- SOUTHWOOD, T. R. E. & HENDERSON, P. A. 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Science.
- STATSOFT. 2001. STATISTICA (data analysis software system and user's manual). Versión 6. StatSoft, Inc., Tulsa, OK.
- STORE, R. & JOKIMÄKI, J. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling* 169: 1-15.
- SUÁREZ-SEOANE, S., OSBORNE, P. E. & ALONSO, J. C. 2002. Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology* 39: 755-771.
- TOTI, D. S., COYLE, F. A. & MILLER, J. A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spiders assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology* 28: 329-345.
- UETZ, G. W. 1991. Habitat structure and spider foraging. En: S. S. Bell, E. D. McCoy & H. R. Mushinsky (eds.). *Habitat structure: The Physical Arrangement of Objects in Space*, pp. 325-348. Chapman and Hall, London.
- URONES, C. & MAJADAS, A. 2002. Distribución espacial de Araneae según la arquitectura interna de los pionales montanos (*Cytisus oromediterraneus*). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 26(3-4): 93-105.
- URONES, C. & PUERTO, A. 1988. Ecological study of the Clubionoidea and Thomisoidea (Araneae) in the Spanish Central System. *Revue Arachnologique* 8(1): 1-32.
- VALDECASAS, A. G. & CAMACHO, A. I. 2003. Conservation to the rescue of taxonomy. *Biodiversity and Conservation* 12: 1113-1117.
- WANG, H. G., OWEN, R. D., SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, C. & ROMERO-ALMARAZ, M. L. 2003. Ecological characterization of bat species distributions in Michoacán, México, using a geographic information system. *Global Ecology & Biogeography* 12: 65-85.
- WESSELS, K. J., VAN JAARSVELD, A. S., GRIMBEEK, J. D. & VAN DER LINDE, M. J. 1998. An evaluation of the gradsect biological survey method. *Biodiversity and Conservation* 7: 1093-1121.
- WIENS, J. A., ADDICOTT, J. F., CASE, T. J. & DIAMOND, J. 1986. Overview: the importance of spatial and temporal scale in ecological investigations. En: J. Diamond & T. J. Case (eds.). *Community Ecology*. Harper and Row, Nueva York.
- WILLIAMS, P. H., MARGULES, C. R. & HILBERT, D. W. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Bioscience* 27(Suppl. 2): 327-338.
- WILSON, E. O. 1999. *The Diversity of Live*. Norton, Nueva York.
- WISE, D. H. 1993. *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press.
- ZANIEWSKI, A. E., LEHMANN, A. & OVERTON, J. M. 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling* 157: 261-280.