

LOS CARABINAE (COLEOPTERA: CARABIDAE) DE OVIEDO (ASTURIAS, ESPAÑA): BIODIVERSIDAD, FENOLOGÍA Y MODIFICACIONES MORFOLÓGICAS

Aitor Somoano¹, Izaskun Merino-Sáinz² & Araceli Anadón³

Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo. C/ Catedrático Rodrigo Uría s/n 33071 Oviedo (Asturias, España). ¹ aitorsomoano@gmail.com ² izaskunmerino@hotmail.com ³ aanadon@uniovi.es

Resumen: Se recogieron 3.150 especímenes, el 76,8% endémicos, pertenecientes a ocho especies de carabinos en diversos tipos de vegetación. El promedio de la verdadera diversidad fue 2,6 especies efectivas, pero la media fue 4,5 especies por lugar, sin grandes diferencias entre hábitats. Se obtuvieron siete agrupaciones, de las cuales bosques y plantaciones presentaron abundantes *C. basilicus*. Existieron correlaciones significativas entre *C. nemoralis* y *C. basilicus* con la humedad y entre *Cychrus spinicollis* con la altitud. Las especies se sucedieron en sus periodos de máxima actividad: primavera y verano en *C. basilicus*, verano en *C. violaceus*, otoño en *C. macrocephalus*, *C. spinicollis* y *C. nemoralis*; *C. luetgensii* tuvo cuatro máximos poblacionales. Se detectaron reiteradas variaciones morfológicas en el labio de *C. basilicus* y *C. nemoralis* sin relación con factores ambientales.

Palabras clave: Coleoptera, Carabidae, Carabinae, distribución, riqueza específica, abundancia, MDS, vegetación, correlaciones parciales, Península Ibérica.

The Carabinae (Coleoptera: Carabidae) of Oviedo (Asturias, Spain): biodiversity, phenology and morphological changes

Abstract: Eight species of Carabinae have been identified from 3,150 specimens gathered in 24 plots of known vegetation. The average "true diversity" of the sites was 2.6 effective species, while the average per site was 4.5, without great differences between sites. Seven clusters with similar species aggregates have been defined; forests and forest plantations yielded an abundance of *C. basilicus*. There were significant correlations between *C. nemoralis*, *C. basilicus* and the level of humidity, and between *Cychrus spinicollis* and the altitude. The maximum of activity of each species successively changed: spring and summer for *C. basilicus*, summer for *C. violaceus*, autumn for *C. macrocephalus*, *C. spinicollis* and *C. nemoralis*; *C. luetgensii* had four population peaks. Recurrent morphological variations were detected in the labium of *C. basilicus* and *C. nemoralis* without any connection with environmental factors.

Key words: Coleoptera, Carabidae, Carabinae, distribution, species richness, abundance, MDS, vegetation, partial correlations, Iberian Peninsula.

Introducción

Los coleópteros Carábidos pueblan todos los hábitats exceptuando los desiertos (Lövei & Sunderland, 1996). Son uno de los taxones mejor conocidos en entomología y uno de los grupos modelo más utilizados en biología, como lo prueban los diversos estudios sobre su sistemática, ecología y conservación llevados a cabo en Europa (e.g. Kotze *et al.*, 2011a). En la Península Ibérica destacan los trabajos de Serrano (2013a, 2013b) sobre su distribución y diversidad.

Los carábidos han sido objeto de estudio sobre los que se han analizado los efectos de la fragmentación (Niemelä *et al.*, 1988; Halme & Niemelä, 1993; Niemelä, 2001; Taboada *et al.*, 2006; Gaubomme *et al.*, 2008), del manejo forestal (Niemelä *et al.*, 2007), su comportamiento en los bordes (Heliölä *et al.*, 2001; Taboada *et al.*, 2004) y gradientes de lugares urbanos a rurales (Niemelä & Kotze, 2009). Estudios centrados en la evaluación de la calidad del hábitat (e.g. Eyre *et al.*, 1996) y su utilización en estudios como bioindicadores en ecosistemas terrestres (Ortuño & Marcos, 2003; Rainio & Niemelä, 2003; Koivula, 2011; Kotze *et al.*, 2011b) demuestran la importancia de relacionar estos coleópteros con el ambiente.

La principal aportación a su estudio en Asturias son los trabajos de Peláez & Salgado (2006a, 2006b, 2007a, 2007b, 2013) sobre el análisis ecológico y biogeográfico de los mismos en relación con la vegetación en el Macizo del Sueve, donde existen hábitats diversos y con alto grado de conservación. En el noroeste ibérico destacan las monografías de Galicia (Campos Gómez & Novoa Docet, 2006) y la del País

Vasco (Ortuño & Marcos, 2003). En áreas próximas de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, en la provincia de León, destacan los trabajos monográficos sobre el comportamiento de los carábidos en diversos hábitats como brezales, pastizales de trashumancia y sobre diversos bosques y plantaciones forestales (Cuesta *et al.*, 2006; Taboada *et al.*, 2011a, Taboada *et al.*, 2011b).

Los alrededores del monte Naranco presentan diferentes ecosistemas caracterizados por tener un grado de antropización variable. Como consecuencia de las prácticas agrícolas históricas que se han llevado a cabo en esta región, coexisten parcelas en las que la actividad ganadera, agrícola o forestal persiste, parcelas en las que esta actividad nunca ha tenido lugar (o ha sido mínima) y otras en las que la recuperación natural del hábitat ha comenzado. La zona de estudio reúne diversas áreas de bosques y matorrales autóctonos, plantaciones forestales, prados de siega y pastizales, junto con las etapas de sucesión por la tala, los incendios o la evolución hacia un estado climácico derivadas del abandono de fincas.

Conocer la diversidad de Carabidae correspondiente al centro de Asturias y su asociación con las condiciones ambientales y la vegetación es algo fundamental para seguir profundizando en la plasticidad de este grupo y sentar las bases para futuras aplicaciones de este grupo como bioindicadores. Para ello se ha diseñado un muestreo continuado en diferentes hábitats representativos en torno al Monte Naranco en Oviedo (Asturias), con el objetivo de estudiar la diversidad de la subfamilia Carabinae, su fenología y su distribución.

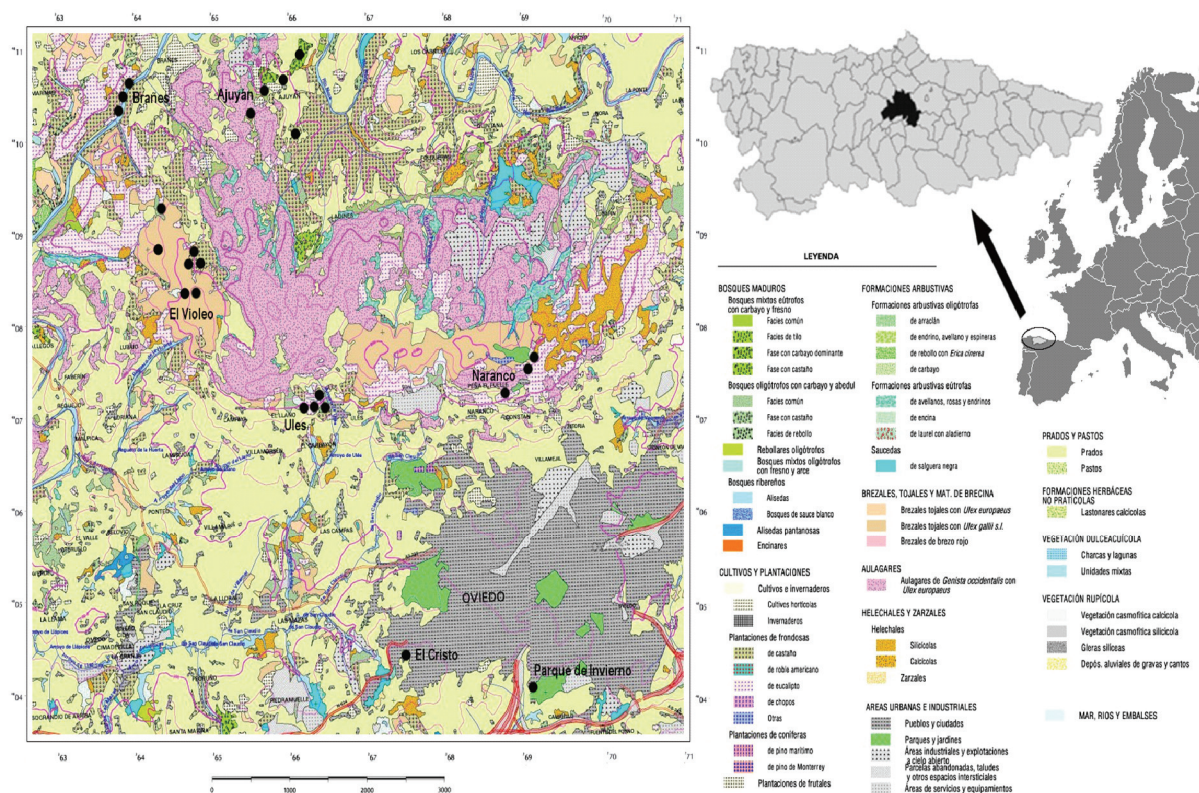


Fig. 1. Mapa de la vegetación y leyenda de las formaciones vegetales (CTAPA) de las zonas y puntos muestreados (círculos negros). Las zonas son Ules, Ajuján, Brañes, El Violeo, Naranco y Oviedo; y los puntos son cada uno de los sitios de muestreo.

Fig. 1. Vegetation map and legend of vegetal formations (CTAPA) of sampled zones and sites (black circles). The zones are Ules, Ajuján, Brañes, El Violeo, Naranco and Oviedo; and the points are the sampling sites.

Material y métodos

Área de estudio. Se localiza en el concejo de Oviedo, en el centro de Asturias. Se muestrearon diversos puntos del Monte Naranco, el cual forma parte de una serie de sierras prelitorales que se eleva hasta 600 metros con una pendiente media del 6,9%. En la falda meridional se localiza la ciudad de Oviedo, mientras que al Norte y al Este transcurre el río Nora. Fito-geográficamente (Díaz González & Fernández Prieto, 1988) este concejo se encuentra ubicado en el subsector Ovetense, sector Galaico-Asturiano de la provincia Cántabro-Atlántica de la región Eurosiberiana. Se caracteriza por un clima templado, oceánico, de precipitaciones moderadas y regulares, e inviernos suaves con bajo riesgo de heladas.

Se han elegido 24 puntos (Figura 1) que se han muestreado quincenalmente durante un año en siete zonas diferentes: siete puntos en El Violeo (cima del monte Naranco); tres en Brañes y cinco en Ajuján (todos en la parroquia de Santamaria de Brañes, ladera norte del Monte Naranco); tres puntos en el Monte Naranco; cuatro puntos en Ules de Lillo (parroquias unidas de Santa María del Naranco y San Miguel de Lillo, situadas en la ladera sur del monte Naranco). Los restantes dos puntos se localizan en El Cristo y el Parque de Invierno, enmarcados en la ciudad de Oviedo.

Se han caracterizado los puntos de muestreo según su vegetación y su geología, atendiendo a los mapas de litología y vegetación de la Cartografía Temática Ambiental del Principado de Asturias (CTAPA) y fuentes complementarias (Soto, 1986; Méndez-Bedia, 1976). El Anexo A recoge los datos de los puntos de muestreo y sus características, inclui-

das las temperaturas medias y la humedad media del suelo y del ambiente tomadas en cada muestreo, siempre a la misma hora.

La denominación de las asociaciones vegetales muestreadas, según Díaz González & Fernández Prieto (1988), se indica a continuación.

–Bosques y prebosques: bosque eútrofo (Beu) de roble con arces y fresnos (*Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris*); bosque oligótrofo (Boli) de roble con variante de rebollo (*Blechno spicanti-Quercetum roboris*, facies *Q. pyrenaica*); aliseda (Ali; *Hyperico androsaemi-Alnetum glutinosae*); bosque mixto (Bmx) transición de un bosque eútrofo de roble a una aliseda, lauredal (Lau; *Hedero helici-Lauretum nobilis*). Prebosque de rebollos (Reb) cuya etapa madura es el bosque oligótrofo de robles; prebosque de sauces (Sau; *Betula-Salicetum atrocinerea*) cuya etapa madura es el bosque oligótrofo de roble. Avellanar (Av; *Rubus ulmifolii-Tamnetum communis*), orla de formación de bosque eútrofo de robles.

–Las dos plantaciones de castaños y robles de Ules (PlaJU y PlaMU) y la de Ajuján (PlaCAJ) son derivadas de bosque eútrofo de robles. La plantación joven (PlaCVI) de castaños de El Violeo deriva de un bosque oligótrofo de roble. El eucaliptal (Eucl) está conformado por *Eucalyptus globulus*.

–Comunidad de equisetos (Equ; *Picridio hieracioides-Eupatorietum cannabini* subasociación *equisetosum telmateia*), orla nitrófila de ortigas (Ort; *Urtica dioica-Sambucetum ebuli*) de una saucedo-aliseda.

– Matorrales: Aulagar (Au; *Ulici europaei-Genistetum occidentalis*); brezal-tojal (Brez, Tj, Btj; *Ulici europaei-Ericetum vagantis*).

– Prados de siega cántabro-atlánticos (Pd; *Lino biennis-Cynosuretum cristati*).

Muestreo e identificación. En marzo del 2009 se inició el muestreo de un ciclo anual. Se colocaron siete trampas en cada punto de muestreo con una distancia de un metro. Las muestras se recogieron cada 15 días y estuvieron activas ininterrumpidamente. Los 22 puntos del monte Naranco se muestrearon durante un ciclo anual y se recogieron 25 muestras en cada uno. Los dos puntos dentro de Oviedo ciudad se muestrearon durante dos años y se recogieron 48 muestras.

El método de muestreo fue la trampa de caída, con diámetro de 8 cm cubierta por un tejado, en la que se vertieron 100 cm³ de una mezcla de agua, detergente (sodio polifosfato, 15 g/1000 cm³) y anticongelante (etilenglicol, 40%), sin ningún atrayente. El contenido de las siete trampas de un mismo punto se procesó conjuntamente. Se estudiaron únicamente los ejemplares adultos, siguiendo la nomenclatura y distribución de las especies según Serrano (2013a, 2013b) y la identificación según Ortuño & Marcos (2003). Todas las muestras se conservan en alcohol etílico de 70° en la Colección de Artrópodos BOS del departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo.

Calidad del muestreo. Se estudiaron las curvas de acumulación de especies de cada uno de los puntos de muestreo y del total (Gotelli & Colwell, 2001). Las fechas de los muestreos se han empleado como medida del esfuerzo de muestreo y se han aleatorizado 999 veces con el programa PRIMER v6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) (Clarke & Gorley, 2006) para producir curvas de acumulación suavizadas. Las asíntotas de las curvas de acumulación fueron estimadas fijando la ecuación de Clench a las curvas suavizadas (Moreno & Halffter, 2000, 2001; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Jiménez-Valverde *et al.*, 2004), utilizando el método Simplex y Quasi-Newton con el programa Statistica v6 (StatSoft, 2001). Las asíntotas (a/b) de las curvas de acumulación se emplearon como una estima de la riqueza en cada parcela bien muestreada (punto donde la pendiente final es próxima a 0) (Hortal *et al.*, 2004). La relación entre las especies observadas/estimadas (q) se considera la proporción conocida del inventario. Se utilizaron modelos no paramétricos: Jackknife de primer y segundo orden, Bootstrap y Chao 2, mediante el programa PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006) para estimar la riqueza de cada uno de los puntos y del total del muestreo.

La diversidad. Se estudió la riqueza de especies, tanto la observada (S) como la esperada, y también la abundancia de cada punto (diversidad alfa, D_α) y del paisaje (diversidad gamma, D_γ) (Whittaker, 1972). Se calculó el índice de Simpson (λ), mediante el sumatorio de la abundancia proporcional de cada especie (p_i), $\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$. Se estudió la “verdadera diversidad” (inverso del índice de Simpson) $^2D = 1/\lambda$ (Hill, 1973; Jurasinski *et al.*, 2009; Tuomisto, 2010a, 2010b, 2011).

La diversidad γ de todo el área se valoró también según la propuesta de Schluter y Ricklefs (1993) como el producto de la diversidad alfa promedio, la diversidad beta y el número de muestras (Moreno, 2001). La diversidad beta aquí es el

inverso de la dimensión específica, o lo que es lo mismo, el inverso del número promedio de comunidades ocupadas por una especie.

La heterogeneidad o grado de afinidad de los sitios se evaluó mediante un análisis tipo Q, considerando el grado de variación de las especies (Moreno, 2001; Anderson *et al.*, 2011; Tuomisto, 2011). Se han realizado análisis de ordenación calculando la similitud entre pares de puntos, mediante el coeficiente de Bray-Curtis con los datos de abundancia, con ayuda del programa PRIMER v6. A partir de las matrices de similitud se elaboraron agrupamientos de puntos según la distribución de los Carabinae en los mismos. Se ha realizado también un análisis de ordenación por escalamiento multidimensional no métrico (MDS). Finalmente se empleó el análisis de similitud ANOSIM utilizando datos de abundancia, transformados en sus raíces cuadradas y en presencia/ausencia.

La “verdadera diversidad” gamma se puede descomponer entre el número efectivo de subunidades diferentes que la componen (verdadera beta diversidad, $^2D_\beta$) y el promedio del número efectivo de especies por cada subunidad (verdadera alfa diversidad $^2D_\alpha$) de forma que la beta diversidad es el cociente de la diversidad gamma y el promedio de la alfa diversidad (Tuomisto, 2010b).

Correlaciones. Se analizaron las relaciones entre las variables ambientales registradas (datos recogidos en el anexo A) y los posibles efectos de éstas sobre la distribución de los Carabinae mediante correlaciones bivariantes de Pearson. De la misma manera se analizaron las posibles asociaciones entre especies según su distribución/abundancia. Para evaluar el efecto de un factor ambiental sobre cada una de las especies y sus asociaciones biogeográficas (agrupando las abundancias de las especies pertenecientes a cada categoría) se utilizaron correlaciones parciales que controlan el efecto del resto de factores y se excluye su influencia. De igual forma se buscaron posibles asociaciones entre los casos teratológicos y estas variables ambientales y con el número de ejemplares capturados. Todas las variables analizadas cumplen los requisitos de normalidad y homocedasticidad, corroboradas por los tests de Kolmogorov-Smirnov y Levene respectivamente. Todos los cálculos anteriores se han realizado mediante el programa SPSS (IBM SPSS statistics v.22.0).

Resultados

Se capturaron 3.150 ejemplares de la subfamilia Carabinae pertenecientes a ocho especies. La tabla I recoge todas las especies ordenadas según su abundancia junto con su frecuencia o constancia en los 24 puntos muestreados.

Carabus (Chrysocarabus) basilicus Chevrolat, 1836, *C. (Mesocarabus) macrocephalus* Dejean, 1826, *C. (Oreocarabus) luetgensi* Beuthin, 1886 y *Cychrus spinicollis* Dufour, 1857 son endémicas de la Península Ibérica y exclusivas de la franja norte. Sumaron un 78,8% de la abundancia total. *C. basilicus* fue la especie más abundante, un 55,2%.

C. (Megodontus) violaceus Linnaeus, 1758, *C. (Archicarabus) nemoralis* Müller, 1764 y *Carabus (Tachypus) cancellatus* Illiger, 1798 tienen una distribución más amplia hacia el norte en diversas áreas de Europa y fueron un 22,5% de la abundancia, mientras que *Carabus (Rhabdotocarabus) melancholicus* Fabricius, 1798 llega al norte de África y fue un

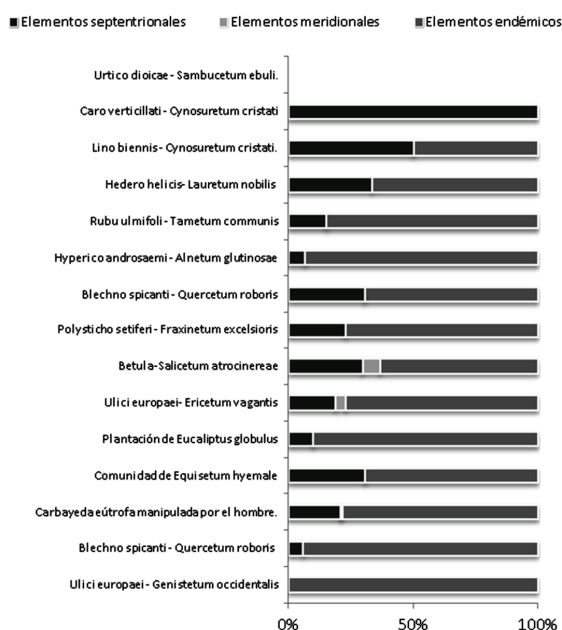


Fig. 2. Proporción de elementos biogeográficos según el número de especies en las asociaciones vegetales.

Fig. 2. Distribution of biogeographical elements according to the number of species in the vegetation associations.

6,6%. Siguiendo a Peláez & Salgado (2006a) consideramos elementos septentrionales a las tres primeras especies y meridional a la última.

C. macrocephalus, *C. nemoralis* y *C. basilicus* fueron muy constantes en el paisaje (>79%).

C. violaceus, *Cychnus spinicollis* y *C. luetgensis* tuvieron una constancia media (58-45%), mientras que *C. melancholicus* y *C. cancellatus* fueron muy poco frecuentes y tuvieron la menor abundancia.

La proporción de endemismos, especies septentrionales y la especie meridional en las diferentes asociaciones vegetales estudiadas se muestra en la figura 2. En todos los tipos de vegetación, exceptuando los dos prados, predominaron las especies endémicas.

Valoración del muestreo. Estimaciones no paramétricas

Los muestreos fueron satisfactorios salvo en cuatro parcelas. En 20 parcelas el valor de la asíntota predicha por la ecuación de Clench (Tabla II) arrojó valores próximos a la riqueza observada (S_{OBS}); únicamente en el brezal de El Violeto (BrezVI) se esperaba una especie más de las observadas. Los estimadores no paramétricos secundaron la mayoría de las veces la información que se obtuvo con el ajuste de la función de Clench. Sin embargo en cuatro de las parcelas prebosque de laurel (LauAj), prado de Ajuyán (PdAj), aulagar (AuNc) y prado de El Cristo (PdOv) con solamente 1, 2 ó 3 muestras, no fue posible obtener las variables de la ecuación de Clench debido al bajo número de capturas obtenidas. Los valores de la pendiente final de la ecuación de Clench oscilaron entre 0,0087 y 0,068 ($\leq 0,1$). Los valores de la proporción inventariada (q) y el porcentaje de la eficiencia del muestreo (%) superaron el 70%. La mayor eficiencia registrada ha sido en el bosque oligótrofo (BoliVI) (98,84%). La menor proporción inventariada ha sido en la plantación madura de roble y casta-

ño de Ules (PlaMU) ($q = 0,77$) y la mayor representación obtenida ha sido en la plantación de castaños de El Violeto (PICVI) con un 98,74% de las especies posibles. Además, en dichas parcelas la ecuación de Clench presentaba valores del coeficiente de determinación (R^2) próximos a 1.

Riqueza específica y abundancia de carabinos en las diferentes parcelas.

La riqueza de Carabinos encontrada en los distintos puntos osciló entre seis (en seis puntos) y cero, con una media de 4,52 especies por punto de muestreo, mientras que la “verdadera diversidad” alfa o número efectivo de especies osciló entre 1 y 4,17 con una media de 2,6. Las parcelas con mayor riqueza específica (Tabla III) fueron cuatro zonas con cobertura arbórea (plantaciones, bosques y prebosques) y dos zonas de matorral, brezal y tojal, pertenecientes a Ules y El Violeto, cuya vegetación potencial son carbayedas en suelos silíceos. Los hábitats con menor número de especies fueron los tres con menor abundancia del muestreo: el aula-gar del Naranco, el prebosque de laurel de Ajuyán y el prado de El Cristo (Oviedo), en el que se localizó exclusivamente *C. cancellatus*. El bosque eútrofo de Brañes contó con 106 ejemplares pertenecientes únicamente a dos especies. En el borde de ortigas de Oviedo no se ha encontrado ningún ejemplar de esta subfamilia. Los puntos con mayor abundancia de Carabinae fueron también zonas con cobertura arbórea: bosques y plantaciones.

Analizando la “verdadera diversidad” $^2D_\alpha$ (Tabla III) los cinco puntos con mayor valor fueron: dos con la máxima riqueza y mucha abundancia (PlaMU y SauVI), dos con cinco especies y menor abundancia (RebVI y RebNc) y por último el prado de Ajuyán con alta diversidad y pobre en abundancia, en el que se registraron cuatro individuos que pertenecieron a cuatro especies diferentes. La $^2D_\alpha$ fue muy baja en los tres bosques de Brañes a las riberas del río Nora, cuyas temperaturas medias en el suelo resultaron las más bajas. $^2D_\alpha$ es mínima en el prado de El Cristo, dominado por una sola especie y además con presencia testimonial; seguido del bosque eútrofo de Brañes en donde 105 de los 106 ejemplares que se recogieron pertenecían a una de las dos especies detectadas.

Diversidad gamma o del paisaje

La riqueza específica del paisaje, con ocho especies, aumentó en solo dos unidades la riqueza específica de los puntos individuales más ricos. Los valores de los parámetros de la curva de acumulación y la ecuación de Clench para el conjunto de la zona (Tabla II) nos permitieron dar fiabilidad al inventario global. El valor 7,739 especies es la diversidad gamma estimada, próximo al valor de la riqueza específica observada. Los estimadores Jackknife 1 y 2, Bootstrap y Chao 2 estimaron que la riqueza en Oviedo estuvo entre 8 (Chao 2) y 9,991 (Jackknife 2). El número de especies susceptibles de ser detectadas en este muestreo no llegaría a 10.

Con la fórmula de Schluter & Ricklefs (1993), diversidad $\gamma = 4,61 (\alpha) \times 0,076 (\beta) \times 24 = 8,41$ especies, que se aproxima a la diversidad gamma observada. La “verdadera diversidad” gamma o número efectivo de especies ($1/\lambda$) es $^2D_\gamma = 2,85$, el cual está dentro del intervalo de valores obtenidos para los puntos estudiados, es decir, al estudiar el paisaje globalmente no aumenta el reparto uniforme de los datos.

Tabla I. Especies de Carabinae ordenadas según su abundancia. Se indica el número de puntos en los que están presentes, su consideración biogeográfica y su frecuencia. / **Table I.** Carabinae species ordered by their abundance. The number of points where the species are present, their biogeographical status and their frequency are shown.

Especies	Abundancia			Puntos	Corotipo	Frecuencia
	♂♂	♀♀	Total			
1. <i>Carabus (Chrysocarabus) basilicus</i> Chevrolat, 1836	1033	706	1739	22	Endémica PI	91,7%
2. <i>Carabus (Archicarabus) nemoralis</i> Müller, 1764	223	232	455	19	Septentrional	79,2%
3. <i>Carabus (Mesocarabus) macrocephalus</i> Dejean, 1826	202	172	374	21	Endémica PI	87,5%
4. <i>Carabus (Megodontus) violaceus</i> Linnaeus, 1758	140	112	252	13	Septentrional	54,2%
5. <i>Cychrus spinicollis</i> Dufour, 1857	119	67	186	14	Endémica PI	58,3%
6. <i>Carabus (Oreocarabus) luetgensii</i> Beuthin, 1886	61	60	121	11	Endémica PI	45,8%
7. <i>Carabus (Rhabdotocarabus) melancholicus</i> Fabricius, 1798	9	12	21	4	Meridional	16,7%
8. <i>Carabus (Tachypus) cancellatus</i> Illiger, 1798	2		2	1	Septentrional	4,0%

Tabla II. Parámetros de las curvas de acumulación y ecuación de Clench. N, número de muestras con Carabinae; % porcentaje de eficiencia de muestreo, R^2 los coeficientes de determinación, q la porción inventariada, p las pendientes finales de las curvas y cuatro estimaciones de riqueza no paramétricas. / **Table II:** Parameters of the accumulation curves and Clench equation. N, number of samples with Carabinae. % percentage of sampling efficiency, R^2 coefficients of determination, q inventoried portion, p the final slopes of the curves and four non parametric species richness estimations.

A: Abundancia; Loc: Localidad; Pf: Pendiente final; Ree: Riqueza específica estimada; Reo: Riqueza específica observada; %spe: % especies encontrada

Loc	N	A	Reo	Ree	% spe	R^2	q	Pf	Chao 2	Jackknife 1	Jackknife 2	Bootstrap
AuNc	2	3	2						2,5	2,5000	2,5000	2,2500
TjNc	15	67	4	4,6400	90,90	0,9848	0,8612	0,0297	4	4,0000	4,0000	4,0470
RebNc	18	68	5	5,4800	91,24	0,9937	0,9159	0,0257	5	5,9444	6,8333	5,3588
PlaJU	21	144	5	5,2500	95,24	0,9689	0,9360	0,0202	5,5	5,9524	5,9976	5,4812
PlaMU	21	206	6	6,4100	93,60	0,9983	0,7772	0,0167	6	6,0000	5,1405	6,1341
EquU	13	26	4	5,1500	77,67	0,9996	0,8993	0,0682	4	4,9231	5,7692	4,4193
EuclU	19	204	6	6,6700	89,95	0,9955	0,8366	0,0266	6	6,0000	5,1550	6,1253
BrezVI	20	74	6	7,1700	83,68	0,9907	0,9133	0,0417	6	6,0000	5,1474	6,1735
SauVI	17	169	6	6,5700	91,32	0,9834	0,8673	0,0245	6	6,0000	5,1728	6,1197
BtjVI	16	101	6	6,9200	86,70	0,9987	0,8935	0,0453	6	6,0000	4,3667	6,2463
BeuVI	17	323	5	5,6000	89,28	0,9599	0,8875	0,0220	5	5,0000	5,0000	5,0061
PlaCVI	17	199	6	6,7600	88,75	0,9961	0,9874	0,0340	6	6,0000	5,1728	6,1567
BoliVI	22	526	6	6,0700	98,84	0,9746	0,9017	0,0125	6	6,9545	7,8636	6,3715
RebVI	19	100	5	5,5400	90,25	0,9495	0,9723	0,0173	5	5,0000	5,0000	5,0034
BeuBñ	10	106	2	2,0500	97,56	0,8296	0,9723	0,0199	2	2,9000	3,7000	2,3487
BmxBñ	19	265	5	5,8700	85,18	0,9974	0,8510	0,0399	5	5,9474	6,8421	5,4104
AliBñ	16	107	4	4,4700	89,48	0,9929	0,8933	0,0311	4	4,9375	5,8125	4,3927
AvAj	19	85	4	4,5700	87,53	0,9906	0,8748	0,0214	4	4,0000	4,0000	4,0524
LauAj	3	3	3			1,0000		1,3333	4	6,6667	8,0000	5,1852
PdAj	3	4	4			1,0000		1,3333	4	6,6667	8,0000	5,1852
BeuAj	14	58	5	5,7500	86,95	0,9937	0,8692	0,0501	5	5,9286	6,7857	5,4065
PlaRCAj	22	310	5	5,3300	93,81	0,9541	0,9377	0,0087	5	5,0000	5,0000	5,0004
PdOv	1	2	1									
Total	344	3150	8	7,7390	103,37	0,9193	1,0337	0,000022	8	8,9971	9,9913	8,3673

Heterogeneidad de Carabinae en el paisaje: Diversidad beta

La beta diversidad fue muy baja, lo que indica que globalmente no hubo grandes diferencias entre la mayoría de los puntos estudiados. Sin embargo los análisis ANOSIM con datos de abundancia sí hicieron patentes las diferencias internas dentro de algunos agrupamientos.

Los análisis de ordenación mediante dendrograma (Figura 3) detectaron variaciones en la composición de Carabinae del paisaje e identificaron siete grupos, dos con menos capturas (grupos E y D) y separados del resto (A1, A2, B1, B2 y C). Tres agrupamientos fueron de bosques y plantaciones con mucha abundancia de *C. basilicus*, dos grupos fueron de matorral y otros hábitats abiertos, y otros dos grupos de prado y de terrenos calizos con muy poca abundancia y totalmente separados del resto.

El análisis de escalamiento multidimensional (MDS) con los datos de abundancia (Figura 4) mostró las distancias entre los puntos empleadas para los análisis y la posición

relativa de los agrupamientos, afianzando los resultados obtenidos en el dendrograma. Se puede ver la posición relativa de seis de los grupos, con el D muy separado y el grupo A1 bastante destacado de los demás. El dendrograma y el MDS dejaron patente que los grupos obtenidos no mostraron una relación directa con las seis zonas muestreadas: Ajuyán, Brañes, Ules, El Violeto, Naranco y Oviedo. El tipo de vegetación de cada punto pareció ser decisivo.

En el análisis de similitud ANOSIM, con los datos transformados a presencia ausencia, se detectaron muy pocas diferencias entre parcelas. Sin embargo el análisis de similitud ANOSIM obtenido utilizando la abundancia, reflejó diferencias significativas entre varios puntos (Tabla IV). Destacan las importantes diferencias dentro de los grupos B1 y B2, formados por diversos tipos de bosque y plantaciones. Sin embargo el grupo A1 tuvo diferencias con todas las parcelas de B1 y de B2, también con el clúster C, pero no con los restantes grupos salvo con un punto de A2. Este grupo A2 presentó una menor diferenciación. La "verdadera diversidad"

Tabla III. Categoría biogeográfica (S: septentrional; M: meridional; E: endemismo). Abundancia, riqueza específica, índice de Simpson (λ) y diversidad “verdadera” de cada uno de los puntos de muestreo. / **Table III.** Biogeographic category (S: septentrional; M: meridional; E: endemism). Abundance, species richness, Simpson index (λ) and true diversity 2D_a for each sampling point.

Especies		<i>C. macrocephalus</i>	<i>C. nemoralis</i>	<i>C. violaceus</i>	<i>C. spinicollis</i>	<i>C. basilicus</i>	<i>C. luetgensis</i>	<i>C. melancholicus</i>	<i>C. cancellatus</i>	Riqueza especies	Abundancia	λ	2D_a
Categoría biogeográfica		En	S	S	En	En	En	M	S				
Clústers de parcelas		Nº de ejemplares capturados											
B2	Plant. joven roble castaño (PlaJU)	1	31		2	94	16			5	144	0,49	2,04
	Prebosque rebollos (RebNc)	12	4		12	22	18			5	68	0,24	4,17
	Plant. Madura roble castaño (PlaMU)	7	42		35	65	55	2		6	206	0,24	4,17
	Brezal-Tojal (TjNc)	4			14	44	5			4	67	0,48	2,08
B1	Plantación castaños (PlaCVI)	6	81	21	8	81	2			6	199	0,46	2,17
	Plantación eucalipto (EuclU)	9	2	18	23	145	7			6	204	0,53	1,89
	Bosque oligotrofo (BoliVI)	71	113	13	40	287	2			6	526	0,37	2,7
	Bosque mixto (BmxBñ)	21	7		5	231	1			5	265	0,77	1,30
	Bosque eútrofo (BeuVI)	14	10	76	19	204				5	323	0,35	2,86
C	Plantación roble y castaño (PlaRCAj)	38	105	36	8	123				5	310	0,30	3,33
	Bosque eútrofo (BeuBñ)	1				105				2	106	0,98	1,02
	Aliseda (AlIBñ)	3	7		1	96				4	107	0,81	1,24
A2	Prebosque rebollos (RebVI)	23	14	10	9	44				5	100	0,28	3,57
	Bosque eútrofo (BeuAj)	14	1	9	3	31				5	58	0,37	2,70
	Equisetos (EquU)	3	1	7		15				4	26	0,42	2,38
	Orla avellanos (AvAj)		5	8	7	65				4	85	0,6	1,67
A1	Brezal (BrezVI)	34	11	5		13	6	5		5	74	0,28	3,57
	Prebosque sauces (SauVI)	58	13	37		43	6	12		6	169	0,24	4,17
	Borde de tojo (BtjVI)	51	6	11		28	3	2		6	101	0,35	2,86
D	Aulagar (AuNc)	2				1				2	3	0,56	1,79
	Prebosque laurel (LauAj)	1	1			1				3	3	0,33	3,03
	Prado siega (PdAj)	1	1	1		1				4	4	0,25	4
E	Prado siega (PdOv)								2	1	2	1	1
	Borde de Ortigas (OrtOv)									0			
Número de sitios		21	19	13	14	22	11	4	1	23			
Total		374	455	252	186	1739	121	21	2	8	3150		2,85
Total Sueve Peláez & Salgado 2006a		158	68	262	38	169	79	10	204	9	1013		

Tabla IV. ANOSIM. Diferencias significativas entre pares de sitios analizadas utilizando la abundancia de las especies. Nivel de significación de $p \leq 0.05$ (*) o $p \leq 0.01$ (**). / **Table IV.** ANOSIM. Significant differences between pairs of sites analyzed with abundance data. Signification level of $p \leq 0.05$ (*) or $p \leq 0.01$ (**).

		B2				B1				C		A2				A1			D			E		
Cluster		TjNc	RebNc	PlaJU	PlaMu	BmxBñ	BeuVI	PlaCVI	BoliVI	EuclU	PlaRCAj	BeuBñ	AlIBñ	EquU	RebVI	BeuAj	AvAj	BrezVI	SauVI	BtjVI	AuNc	LauAj	PdAj	PdOv
B2	TjNc			*	**			**	**		**							*	**	*				
	RebNc			*	*	*	*	**	**		**		*					*	**	*				
	PlaJU	*	*			*	*	*	**	**	**			*	*	**	*	*	**	**				
	PlaMu	**	*			**	**	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	*		*	*	
B1	BmxBñ		*	*	**			*	**	*	*					*		**	**	**				
	BeuVI		*	*	**				*	*	*							**	**	*				
	PlaCVI	**	**	*	*	*				**		**	*			**	**	**	*	**				
	BoliVI	**	**	**	**	**	*			**		*	**	**	*	**	**	**	**	**		*	*	
	EuclU			**	**	*	*	**	**		**			*				**	**	**		*		
	PlaRCAj	**	**	**	**	*	*			**		**	**			**	**	**	*	**				
C	BeuBñ				**			**	*		**								**	**		*	*	
	AlIBñ		*		**			*	**		**							**	*	*				
A2	EquU			*	**				**	*														
	RebVI			*	**				*															
	BeuAj			**	**	*		**	**		**							*						
	AvAj			*	**			**	**		**							*	**	**				
A1	BrezVI	*	*	*	**	**	**	**	**	**	**		**				*							
	SauVI	**	**	**	**	**	**	*	**	**	*	**	*		*	**					*	*		
	BtjVI	*	*	**	*	**	*	**	**	**	**	**	*				**							
D	AuNc																							
	LauAj				*					*		*							*					
	PdAj				*				*		*								*					
E	PdOv																							

Fig. 3. Agrupamientos por similitud entre parcelas según datos de abundancia. **Fig. 4.** Análisis MDS con los datos de abundancia. No está representado el clúster E. **Fig. 5.** MDS de las especies de Carabinae según su abundancia. No se incluye *C. cancellatus*.

Fig. 3. Similarity clusters of sites obtained with abundance data. **Fig. 4.** MDS analysis obtained with abundance data. Cluster E is not represented. **Fig. 5.** MDS of Carabinae species according to their abundance. *C. cancellatus* is not included.

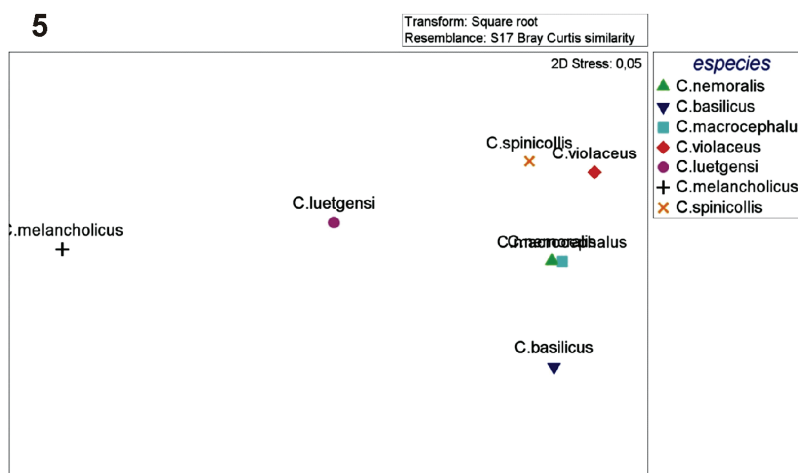
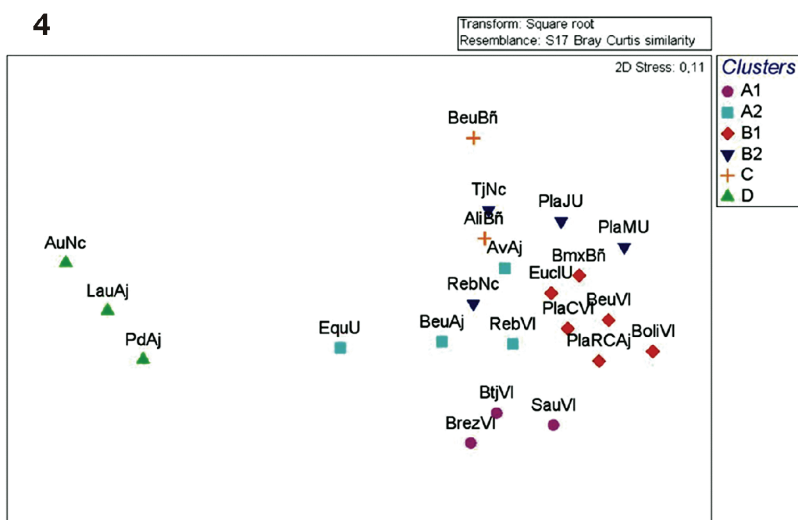
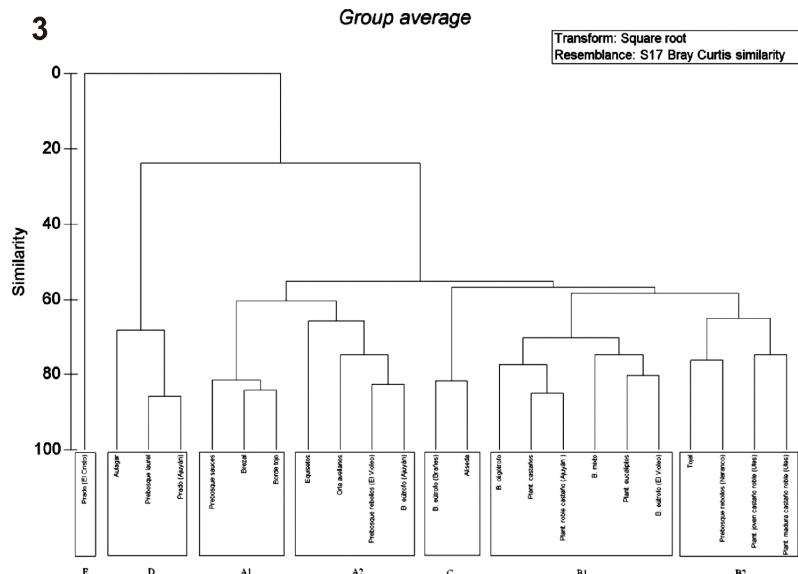
$\beta D_{\beta} = 2,85/2,60 = 1,1$, fue el número de subunidades diferentes, o subunidad virtual llamada unidad de composición (UC, Tuomisto 2010b), que tuvieron el mismo número de especies efectivas que las subunidades reales tuvieron en promedio, y que no compartió especies con ninguna otra subunidad de composición. Como se puede ver esta beta diversidad fue muy baja. No se midió una diversidad muy diferente para la totalidad del paisaje estudiado respecto a la medida promedio de la diversidad individual de cada punto de muestreo.

Distribución de las especies y su relación con las variables ambientales

C. macrocephalus, *C. nemoralis* y *C. basili-cus* fueron las tres especies que estuvieron en las seis agrupaciones principales; su constancia o frecuencia en las muestras fue elevada (tabla I), aunque la abundancia de *C. basili-cus* fue muy superior. *C. basili-cus* y *C. macrocephalus* estuvieron en todos los sitios de todas las agrupaciones salvo en el E; pero no existió correlación entre sus abundancias.

Las restantes cinco especies tuvieron una distribución progresivamente más exclusiva. *C. violaceus* y *C. spinicollis* estuvieron en cuatro agrupaciones (coinciden en dos de ellas) y tuvieron una distribución que se puede considerar constante por estar en más del 50% de los puntos de muestreo (Tabla I). *C. luetgensis* estuvo en tres agrupaciones, *C. melancholicus* en dos de ellas y *C. cancellatus* fue la única especie del grupo E. Cabe destacar la presencia de *C. cancellatus* en una única parcela y la presencia de *Carabus melancholicus* únicamente en cuatro de ellas.

En el análisis de escalamiento multidimensional MDS (Figura 5) las especies más ampliamente distribuidas estuvieron a la derecha y las de distribución más particular en el centro e izquierda del espacio. Se excluyó *C. cancellatus*, muy apartada del resto de especies.



Existió una correlación estadísticamente significativa entre todas las variables ambientales que se midieron (Tabla V). En el análisis estadístico de estas variables ambientales y la distribución de las especies mediante correlaciones biva-riantes de Pearson, no se encontró ninguna relación significativa. Sin embargo mediante el análisis de correlaciones par-ciales (Tabla VI), sí se ha podido constatar alguna asociación estadísticamente significativa. De esta manera la abundancia

Tabla V. Correlaciones (r de Pearson) entre variables ambientales. $p \leq 0,01$ (**), $p \leq 0,05$ (*). / **Table V.** Correlations (r of Pearson) between environmental variables. $p \leq 0.01$ (**), $p \leq 0.05$ (*).

	Altitud	Tª suelo	Tª ambiente	H. suelo	H. ambiente
Altitud		0,490*	0,489*	-0,771**	-0,788**
Tª suelo			0,955**	-0,649**	-0,781**
Tª ambiente				-0,644**	-0,792**
H. suelo					0,882**
H. ambiente					

Tabla VII. Correlaciones parciales entre las variables ambientales y las categorías biogeográficas de las especies. $p \leq 0,01$ (**), $p \leq 0,05$ (*). / **Table VII.** Partial correlations between environmental variables and biogeographic category of species. $p \leq 0.01$ (**), $p \leq 0.05$ (*).

	Endemismo	Septentrional	Meridional
Altitud	0,339	0,103	-
Tª. suelo	-0,166	-0,520*	-
Tª. ambiente	0,273	0,564*	-
H. suelo	0,046	-0,576**	-
H. ambiente	0,439	0,556*	-

Tabla VI. Correlaciones parciales entre variables ambientales y las especies. $p \leq 0,01$ (**), $p \leq 0,05$ (*). / **Table VI.** Partial correlations between environmental variables and species. $p \leq 0.01$ (**), $p \leq 0.05$ (*).

	<i>C.macrocephalus</i>	<i>C.nemoralis</i>	<i>C.violaceus</i>	<i>C.spinicollis</i>	<i>C.basiliscus</i>	<i>C.luetgensii</i>
Altitud	0,228	0,362	0,301	0,564**	0,345	-0,391
Tª. suelo	-0,381	-0,066	-0,338	0,124	0,123	0,155
Tª. ambiente	0,478	0,266	0,375	-0,029	0,036	-0,413
H. suelo	-0,378	-0,719**	-0,148	0,17	-0,028	0,467
H. ambiente	0,455	0,712**	0,228	0,363	0,529*	-0,525

Tabla VIII. Correlaciones (r de Pearson) entre especies según su distribución y abundancia. $p \leq 0,01$ (**), $p \leq 0,05$ (*). / **Table VIII.** Correlations (r of Pearson) between species by its distribution and abundance. $p \leq 0.01$ (**), $p \leq 0.05$ (*).

	<i>C.macrocephalus</i>	<i>C.nemoralis</i>	<i>C.violaceus</i>	<i>C.spinicollis</i>	<i>C.basiliscus</i>	<i>C.luetgensii</i>	<i>C.melancholicus</i>
<i>C.macrocephalus</i>							
<i>C.nemoralis</i>	0,509*						
<i>C.violaceus</i>	0,360	0,280					
<i>Cy.spinicollis</i>	0,299	0,526**	0,231				
<i>C. basiliscus</i>	0,403	0,524**	0,411*	0,614**			
<i>C.luetgensii</i>	-0,056	0,129	0,166	0,517**	-0,032		
<i>C.melancholicus</i>	0,534**	-0,046	0,254	-0,137	-0,160	0,158	
<i>C.cancellatus</i>	-0,163	-0,122	-0,127	-0,147	-0,198	-0,092	-0,071

de *C. nemoralis* presentó una relación negativa con la humedad del suelo, pero positiva con la humedad del ambiente. *C. spinicollis* experimentó una relación positiva con respecto a la altitud. En cuanto a *C. basiliscus*, la humedad del ambiente parece que ejerció un papel positivo para su presencia y abundancia.

De la misma manera se analizaron los conjuntos de las especies agrupados según su caracterización biogeográfica (Peláez & Salgado, 2006a) en relación a las características ambientales de los lugares donde se han capturado (Tabla VII), obteniéndose información significativa en el grupo conformado por las especies denominadas septentrionales, *Carabus violaceus*, *C. nemoralis*, *C. cancellatus*. La temperatura del suelo en este grupo parece relacionarse negativamente con su abundancia, sin embargo la temperatura ambiental tuvo el efecto contrario. La humedad ambiental favoreció positivamente a este grupo, pero la humedad del suelo les afecta de manera inversa.

Las correlaciones entre especies según su distribución, atendiendo a las variables ambientales estudiadas (Tabla VIII), nos mostraron preferencias muy similares en la elección del hábitat entre varias de las especies.

Fenología

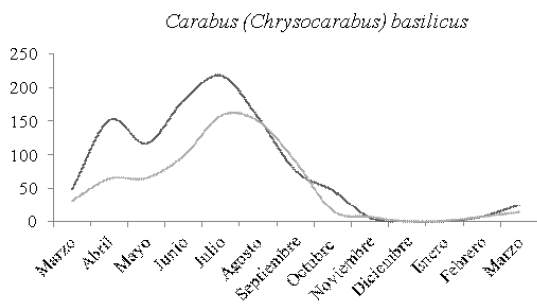
Con los datos de abundancias mensuales de los adultos se han podido detectar las variaciones de cada especie a lo largo del ciclo anual. Pese a tener datos quincenales se han agrupado en mensuales para compararlos con los aportados en otros trabajos. La utilización exclusiva de trampas pitfall detecta únicamente la actividad epiedáfica que desarrollan; sin embargo la información obtenida periódicamente elimina la necesidad de hacer correcciones al modelo.

De las especies que se han capturado más de 100 individuos hay cuatro que presentan actividad durante todo el año (*C. basiliscus*, *C. nemoralis*, *Cychrus spinicollis* y *C. luetgensii*); dos de ellas (*C. macrocephalus* y *C. violaceus*) presentan una actividad restringida a unos pocos meses.

Las figuras 6-12 representan la fenología de las especies durante el año en el que se realizó el muestreo, ordenadas según su abundancia e indicando los meses y la abundancia de cada sexo.

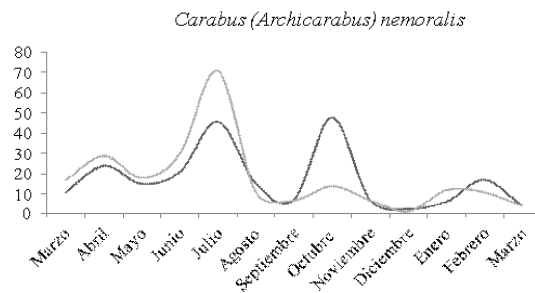
C. basiliscus aparece durante todo el año, siendo más activa en primavera y verano (Figura 6); su actividad descende progresivamente desde agosto hasta diciembre, pero, a diferencia de otras localidades, una temperatura moderada en los meses de enero y febrero posibilita una cierta actividad en invierno. Peláez & Salgado (2007a) lo describen como un reproductor de primavera. En el País Vasco según Ortuño & Marcos (2003) de abril a septiembre hay muy pocas capturas y los máximos de enero y febrero se deben a capturas en sus refugios de invierno. En Galicia sufre un periodo de quiescencia variable entre noviembre y marzo (Campos Gómez & Novoa Docet, 2006), más prolongado al que se detecta en Oviedo.

C. nemoralis permanece activa durante todo el año, incluyendo los periodos más fríos (Figura 7). Existen dos máximos de actividad uno en verano (julio), más acusado, y otro en octubre, correspondiendo a un periodo cálido en otoño; mientras que en el Suevo (Peláez & Salgado, 2007) sus máximos de actividad son en abril y agosto. Según otros autores esta especie puede reproducirse en primavera o en otoño, dependiendo de las condiciones ambientales. Al tratarse de una especie que tolera altitudes de hasta 1.100 metros (Ortuño & Marcos, 2003) puede tener una relativa actividad



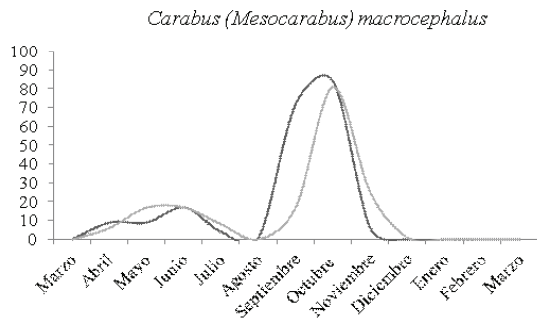
6

♂
♀



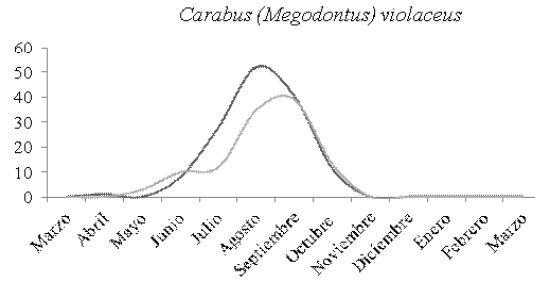
7

♂
♀



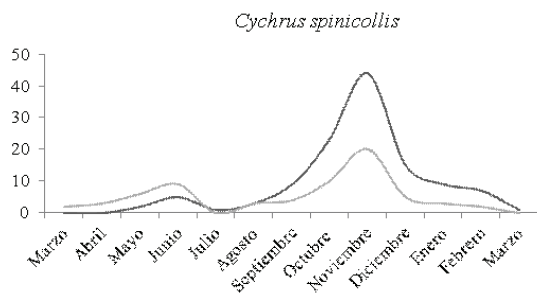
8

♂
♀



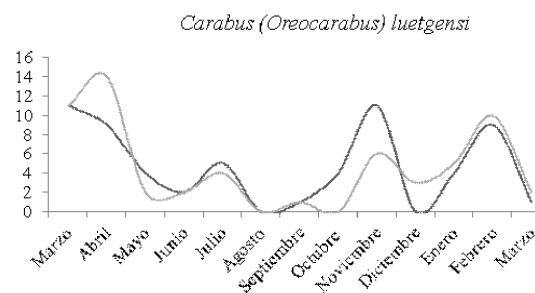
9

♂
♀



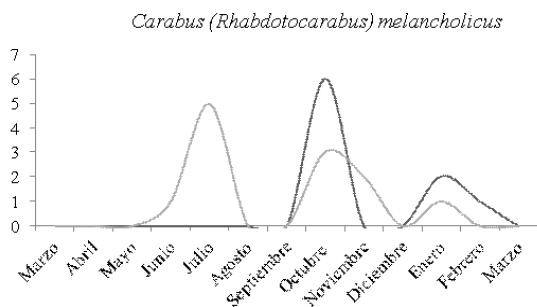
10

♂
♀



11

♂
♀



12

♂
♀

Fig. 6-12. Fenología de: **6.** *Carabus (Chrysocarabus) basilius* Chevrolat, 1836. **7.** *Carabus (Archicarabus) nemoralis* Müller, 1764. **8.** *Carabus (Mesocarabus) macrocephalus* Dejean, 1826. **9.** *Carabus (Megodontus) violaceus* Linnaeus, 1758. **10.** *Cychrus spinicollis* Dufour, 1857. **11.** *Carabus (Oreocarabus) luetgensi* Beuthin, 1886. **12.** *Carabus (Rhabdotocarabus) melancholicus* Fabricius, 1798.

Fig. 6-12. Phenology of *Carabus (Chrysocarabus) basilius* Chevrolat, 1836. **7.** *Carabus (Archicarabus) nemoralis* Müller, 1764. **8.** *Carabus (Mesocarabus) macrocephalus* Dejean, 1826. **9.** *Carabus (Megodontus) violaceus* Linnaeus, 1758. **10.** *Cychrus spinicollis* Dufour, 1857. **11.** *Carabus (Oreocarabus) luetgensi* Beuthin, 1886. **12.** *(Rhabdotocarabus) melancholicus* Fabricius, 1798.

en los meses de invierno en esta localización influenciada por el mar.

C. macrocephalus presenta su máxima actividad epiedáfica en septiembre y octubre debido a temperaturas favorables, coincidiendo con lo descrito para esta especie en el Suevo (Peláez & Salgado, 2007a, 2013) donde tiene una reproducción otoñal. En invierno se observa un cese de la actividad (Figura 8). En Galicia se observa un periodo de quiescencia entre noviembre y marzo (Campos Gómez & Novoa Docet, 2006). Ortuño & Marcos (2003) detectan, para el País Vasco, un máximo poblacional para las hembras en junio y otro de menor magnitud en octubre, y la ausencia de hembras en los meses de diciembre y enero.

C. violaceus presenta una actividad restringida, desde abril hasta octubre, con un máximo en el mes de agosto (Figura 9). Estos datos coinciden con la información obtenida para el País Vasco (Ortuño & Marcos, 2003), coincidiendo en que la especie permanece en sus refugios durante toda la época desfavorable cuando las temperaturas son más bajas. La actividad más acusada tiene lugar en los meses de agosto y septiembre, supuestamente los más calurosos en esta zona, ligeramente desfasada de lo establecido por Ortuño & Marcos (2003) que marcan el máximo poblacional entre julio y agosto como norma general. No obstante Peláez & Salgado (2013) indican que en el Suevo esta especie se reproduce en otoño.

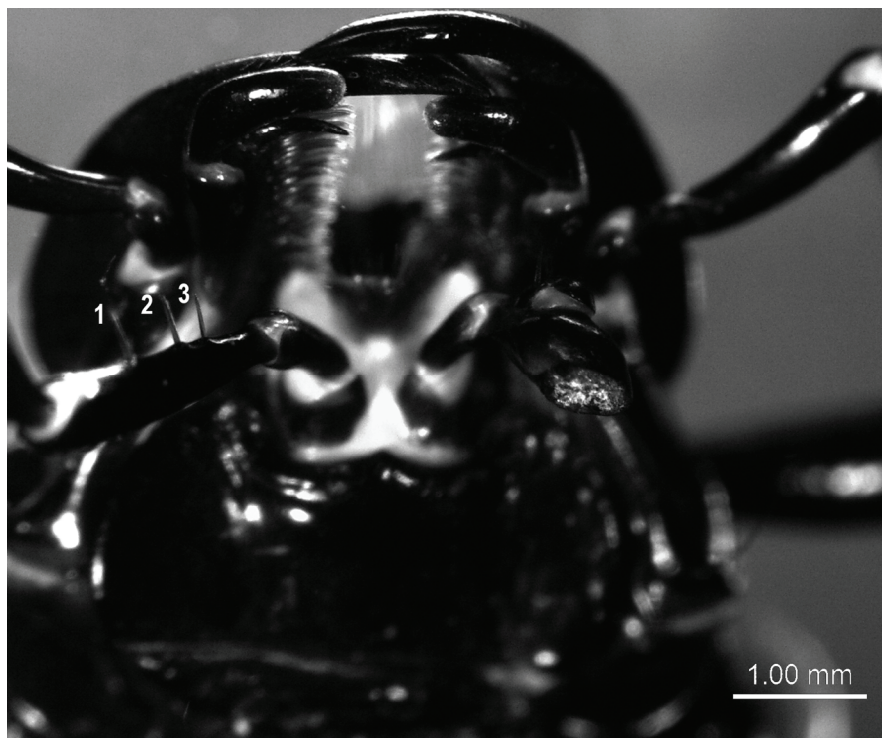


Fig. 13: Ejemplar de *C. nemoralis* con 3 quetas en el palpo labial derecho.

Fig. 13: Specimen of *C. nemoralis* with 3 setae in the right labial palp.

Cychnus spinicollis está presente todo el año con un máximo de actividad en noviembre (Figura 10), probablemente ocasionada por temperaturas templadas y pluviosidad abundante, condiciones adecuadas para su alimentación helicófaga (Ortuño & Marcos, 2003).

C. luetgensis está presente durante todo el año, a excepción del mes de agosto, con momentos de máxima actividad en invierno (noviembre y febrero) y primavera (marzo y abril) (Figura 11). La especie persistió a lo largo del invierno, mientras que en Galicia (Valcárcel *et al.*, 1997) hiberna desde noviembre hasta febrero. En el Suevo no se detectó en los meses de septiembre y octubre (Peláez & Salgado, 2007). En el País Vasco (Ortuño & Marcos, 2003) la actividad de los imagos es máxima en mayo y junio; sin embargo en Oviedo se obtuvo una actividad máxima en abril, coincidiendo con Raynaud (1974) y Forel & Leplat (1998) que sitúan su periodo reproductivo de marzo a mayo.

C. melancholicus presenta una fuerte higrofilia (Ortuño & Marcos, 2003), condicionando su biología. Zaballos (1986) constató que esta especie presenta un claro aumento poblacional durante la primavera, y que durante el otoño e invierno pueden encontrarse activos en lugares resguardados, debido (al igual que un posible descanso estival) a su elevada higrofilia. En este estudio los imagos son fácilmente visibles en primavera y otoño (Figura 12), periodos con bonanza térmica y pluviométrica. Su actividad se detecta a finales de primavera, y se capturaron ejemplares en los meses de invierno debido muy probablemente a temperaturas moderadas y abundantes precipitaciones. De igual forma se han podido recoger hembras en verano debido a las condiciones estivales moderadas de esta localidad.

Modificaciones morfológicas

Se han encontrado numerosos ejemplares de *C. nemoralis* y algún ejemplar de *C. basilicus* con variaciones morfológicas. Según Angulo (1974) los Coleoptera son el orden en el que se registra un mayor número de casos estudiados de teratología. Ortuño & Marcos (2003) también consideran importantes los

casos de modificaciones corporales debido a que pueden ofrecer información importante sobre el ambiente y la influencia de éste sobre las especies y su desarrollo.

–*C. basilicus*: Se han encontrado tres hembras que sufren la pérdida de la protuberancia central del labio (diente labial acuminado). Únicamente persiste una escotadura central en el lugar donde existiría la prominencia. Dos de los ejemplares fueron capturados en dos localidades próximas de la agrupación B1 (PlaCVI y BoliVI), sin embargo el otro ejemplar no parece tener relación con los otros dos casos debido a la lejanía de la parcela donde se capturó (AvAj).

–*C. nemoralis*: La presencia adicional de una queta extranumeraria en alguno de los dos palpos labiales (Figura 13) o en ambos puede condicionar su identificación al no corresponderse con lo descrito para esta especie. Observando el elevado número de ejemplares detectados con este rasgo (7,03%) cobra sentido la idea de una transmisión genética del carácter debido a la ausencia de presión de selección en contra de éste, y/o procesos de consanguinidad. Sin embargo las correlaciones parciales, entre las variables ambientales y el porcentaje de casos, no han aportado ninguna posible explicación, ni se ha visto correlación significativa entre el número de casos y una posible población reducida que favorezca la transmisión genética de este aspecto ($r = -0,187$; $p > 0,05$).

La mayoría de los casos se asignan a la agrupación B1, sin embargo no es exclusivo de este conjunto de parcelas, existiendo casos en todas las agrupaciones salvo en C, D y E. Parece que esta reiteración del carácter es más frecuente en bosques y plantaciones, sin embargo también es en estos hábitats donde se ha recogido un mayor número de ejemplares. La aparición de este carácter no parece estar relacionada con una mayor antropización de las parcelas.

Teniendo presente que el carácter parece establecerse en una proporción notable de la población y en localidades relativamente distantes (3,4 km), se propone la mención de esta modificación morfológica como carácter variable de especie en esta localización.

Tabla IX. Carabinae de Oviedo y del Suevo (Peláez & Salgado 2006b) de bosque (Bosq), bosque mixto (B mix), bosque de ribera (B rib), eucaliptal (Eucal), pinar (Pin), plantación (Plant), prebosque (Preb), matorral (Mat), brezal (Brez), tojal (Toj), borde (Bord), pastizal (Pas), prados (Prad), playa (Play), zarzal (Zarz). Especie G, generalista, F, forestal, A, de hábitat abierto. / **Table IX.** Carabinae of Oviedo and El Suevo (Peláez & Salgado 2006b) of forest (Bosq), mixed forest (B mix), gallery forest (B rib), eucalyptus plantation (Eucalp), pine forest (Pin) and other plantations (Plant), young forest (Preb), shrub land (Mat), heathland (Brez), Gorse (Toj), edge (Bor), pasture (Pas), meadow (Prad), beach (Play) and blackberry (Zarz). G generalist, F forest, A open habitat species.

Especie	OVIEDO									SUEVE										Total
	Bosq.	Plant.	Eucalp.	Preb.	Mat.	Prad.	Bord.	Total		B.rib.	B.mix.	Pin.	Eucalp.	Brez.	Toj.	Zarz.	Past.	Prad.	Playa.	
1. <i>C. basilius</i>	G	954	363	145	175	86	1	15	1739	17	49	8	10		1	19		9		113
2. <i>C. nemoralis</i>	G	138	259	2	37	17	1	1	455	1	22	5		2	15	2		4		51
3. <i>C. macrocephalus</i>	G	124	52	9	94	91	1	3	374	3	32	32		37	12		7	10	2	135
4. <i>C. violaceus</i>	G	98	57	18	55	16	1	7	252	19	15	21	40	51	46	5	4	24		225
5. <i>Cychrus spinicollis</i>		68	53	23	28	14			186	1	7	2	20		2			7		39
6. <i>C. luetgensi</i>	GF	3	73	7	24	14			121		9	26		9	3	1	2	7		57
7. <i>C. melancholicus</i>			2		12	7			21								2	2		4
8. <i>C. cancellatus</i>							2		2						24	14	1	151	2	192
<i>C. deyrollei</i>	G									1				9	8		1			19
<i>C. lusitanicus</i>	F																			
<i>Calosoma maderae</i>	A																			
Total		1385	859	204	425	245	6	26	3150	42	134	94	70	108	111	41	17	214	4	835
nº especies/habitat		6	7	6	7	7	5	4		6	6	6	3	5	8	5	6	8		
nº sitios		6	4	1	5	4	2	2		7	15	8	3	4	6	7	4	10	4	
Media especies/sitio		4,5	5,5	6	4,6	4,25	2,5	2,5		2	3,13	3,3	2	4	3,5	1,57	1,75	2,4	0,75	

Discusión

No se detectó en Oviedo ninguna especie de *Calosoma* ni ejemplares de las especies *Carabus (Eucarabus) arvensis deyrollei* Gory, 1839 y *Carabus (Tachypus) auratus auratus* Linnaeus, 1761, pese a estar descritas en Asturias (Serrano, 2003, 2013; Peláez & Salgado, 2006a, 2006b, 2013).

Con el análisis de agrupamiento según la abundancia se evidenciaron aquellos puntos con fauna similar de Carabinae. Los puntos de los grupos B1 y B2 correspondieron a formaciones arbóreas naturales y plantaciones (*Quercus robur*, *Quercus pyrenaica*, *Castanea sativa*) y a dos puntos cercanos entre sí en el Monte Naranco (el prebosque de rebollos y el brezal-tojal del Naranco), los cuales están en franca evolución a bosque oligótrofo de roble, de la variedad con rebollo. Las agrupaciones B1 y B2 tuvieron abundantes *C. basilius* y riqueza de cinco ó seis especies. La diferencia más aparente entre grupos fue en B2, donde no apareció *C. violaceus* y en una de sus parcelas se capturó *C. melancholicus*. El ANOSIM reveló que estos grupos tuvieron heterogeneidad interna apreciable.

Los grupos A1 y A2 tuvieron menor abundancia de *C. basilius* que los grupos B1 y B2. A1 reúne a tres sitios de hábitats más abiertos localizados en El Viole: brezal, tojal y sebo de sauces, con composición de carabinos peculiar y rica, de cinco y seis especies. A diferencia del grupo A2, A1 presentó *C. luetgensi* y *C. melancholicus*, con la ausencia de *Cychrus spinicollis*.

El grupo A2 reunió cuatro tipos de hábitats, tres de ellos bastante abiertos y uno forestal de localidades distantes: prebosque de rebollos de El Viole, bosque éutrofo y orla de avellanos de Ajuyán, y una orla de equisetos de Ules. Con la presencia de *C. spinicollis*.

El grupo C reunió a dos bosques en la ribera del río Nora en Brañes, próximos entre sí, con mucha humedad y baja temperatura (ver Anexo A). Se detectó una riqueza de dos y cuatro especies con muy baja “verdadera diversidad” y careció de *C. violaceus*, *C. luetgensi* y *C. melancholicus*. Lo único que predominó fue *C. basilius*.

Los grupos D y E agrupan localizaciones calcáreas, entre las que se encuentra el aulagar del Naranco, el prebosque de laurel y el prado de siega de Ajuyán. En ellos se reco-

gieron de dos a cuatro individuos, mientras que el resto de agrupaciones reunieron sitios en los que se recogieron entre 26 y 526 individuos, la mayoría con más de 100. En D y en E no estuvieron presentes *C. spinicollis*, *C. luetgensi* ni *C. melancholicus*.

El grupo E incluyó sólo el prado de El Cristo, con únicamente dos ejemplares capturados, ambos de la especie *C. cancellatus*, una especie que no apareció en ningún otro punto de muestreo.

Las conclusiones derivadas de las correlaciones nos ofrecen información importante acerca de la caracterización de algunas de las especies. Tal es el caso de *C. nemoralis*, cuya distribución nos muestra una mayor afinidad por lugares con humedad ambiental considerable pero con suelos con buena permeabilidad. Así mismo estos datos puede dar explicación a la distribución de estas especies en otras localidades, como es el caso de las dos únicas especies de Carabinae encontradas en la reserva natural integral de Muniellos (Ocharan *et al.*, 2003), *C. spinicollis* y *C. basilius*, las cuales presentaron una alta afinidad por la altitud y la humedad respectivamente, características identificativas de esta reserva.

El análisis de las asociaciones biogeográficas logra aportar información sobre las especies integradas dentro los elementos septentrionales, los cuales, según los resultados, tienen preferencia por hábitats con suelos fríos pero secos, y ambientes húmedos con temperaturas moderadas.

Varias parejas de especies se correlacionan entre sí debido a coincidencias en las condiciones ambientales de su elección por el hábitat, sin embargo estas especies con correlación significativa quedaron muy alejadas en el análisis MDS (Fig. 4), en el que la abundancia tiene bastante peso.

Asociar las variables ambientales con las especies y éstas entre sí permite la predicción de la distribución de los Carabinae aquí tratados en localidades con un ambiente similar al del estudio. De igual forma, a partir de la información obtenida, es posible la comparación faunística entre localidades, permitiendo detectar posibles diferencias en la composición y distribución de las especies debido a factores ambientales o alteraciones del hábitat.

La Tabla IX condensa los datos de Carabinae de Oviedo y las capturas con trampas de caída del Suevo (Peláez & Salgado, 2006b) y facilita su comparación. Las ocho especies de

Tabla X. Carabinae de León recogidos en medio forestal de *Q. pyrenaica* (Reboll) y pinar (Taboada *et al.* 2011b), en brezal (Cuesta *et al.*, 2006) y en praderas seminaturales (Taboada *et al.* 2011a) pequeñas e inmersas (pradP) o grandes y adyacentes (pradG) a rebollares (Re) o a hayedos (Ha). Entre paréntesis el número de puntos de captura. Especie G, generalista, F, forestal, A, de hábitat abierto. / **Table X.** Carabinae of León of *Q. pyrenaica* (Reboll) and pine (pinar) forest (Taboada *et al.* 2011b), of heathland (Brezal, Cuesta *et al.*, 2006), and of little interior or gap (pradP) or big exterior (pradG) seminatural-grasslands (Taboada *et al.* 2011a) beside *Q. pyrenaica* (Re) or beech (Ha) forest. Number of capture sites put in brackets. G generalist, F forest, A open habitat species.

Especie		Reboll.	Pinar	Brezal	pradP. Re.	pradG. Re.	pradP. Ha.	pradG. Ha.
1. <i>C. basilicus</i>	G	X(2)	X(4)	6(2)			19(3)	6(2)
2. <i>C. nemoralis</i>	G	X(4)	X(1)					
3. <i>C. macrocephalus</i>	G		X(2)	43(4)			107(4)	96(2)
4. <i>C. violaceus</i>	G						45(2)	62(3)
6. <i>C. luetgensi</i>	GF	X(4)	X(4)	13(2)	1(1)		53 (3)	14 (2)
<i>C. deyrollei</i>	G		X(1)	3(2)				
<i>C. lusitanicus</i>	F	X(2)				1(1)		
<i>Calosoma</i> spp.	A	X(3)				1(1)		
nº species/habitat		5	5	4	1	2	4	4

Oviedo se encuentran también en el Suevo, que tiene una especie más, *C. arvensis deyrollei*. El volumen de Carabinae recogidos en Oviedo triplica al del Suevo. Pese a mostrar ambas localizaciones características geológicas y ambientales diferentes existen puntos de muestreo con vegetación semejante.

En Oviedo *C. basilicus* tuvo un predominio aplastante especialmente en zonas forestales, notablemente mayor en bosques, seguido de los prebosques y las plantaciones; también fue importante en matorrales. En el Suevo tuvo predominio en los bosques mixtos y en las zarzas. En el Suevo el carabino más abundante fue *C. violaceus*, con un predominio en áreas abiertas -prados, tojales y brezales- y en eucaliptales. En Oviedo no predominó en ningún sitio. A pesar de considerarse generalistas, ambas especies mostraron preferencias muy diferentes.

C. nemoralis presentó en Oviedo mayor densidad en plantaciones y en bosques aunque no en los bosques de ribera. En el Suevo se recogió un número elevado en bosques mixtos y escasísimo en los bosques de ribera.

C. macrocephalus en Oviedo tuvo un ligero predominio en matorrales y un número apreciable en prebosques y bosques. En el Suevo su número fue apreciable en brezales, pinares y bosques mixtos.

Cychrus spinicollis tuvo una representación moderada, destacando en los eucaliptales del Suevo. En Oviedo estuvo presente en bosques, prebosques y plantaciones, pero ausente en las zonas abiertas de El Violeo y en áreas calizas del grupo D.

C. luetgensi se encontró en Oviedo en plantaciones y prebosques, escasamente en los bosques y moderadamente en los matorrales y prebosque de A1. En el Suevo fue importante en pinares.

C. cancellatus se encontró con abundancia en tojales y prados en el Suevo, mientras que en Oviedo sólo se capturaron dos especímenes.

C. melancholicus sólo se distribuye en Oviedo por brezales, tojo, prebosque de sauces y la plantación madura de roble y castaño, teniendo en el Suevo un patrón aún más restringido, sólo presente en los prados y cuevas.

La Tabla IX permite comprobar que la riqueza específica media por sitio en los grupos de vegetación de Oviedo es superior a la del Suevo. Los lugares con mayor riqueza fueron en ambos lugares bosques y matorrales. Los bosques de ribera y los prados-pastizales, que en Oviedo destacan por su poca riqueza media, en el Suevo son dos de los hábitats con un mayor número de especies. De igual forma es interesante

mencionar que el eucaliptal de Oviedo, con 6 especies, presenta una gran riqueza, con *C. nemoralis* y *C. macrocephalus* como especies más comunes, mientras que en los del Suevo la riqueza media fue de dos especies y estas dos especies citadas no estuvieron presentes.

Los estudios realizados en León (Tabla X) sobre bosques o plantaciones de diferente edad de rebollos y de pinares (Taboada *et al.*, 2011b) arrojaron una riqueza de Carabinae de cinco especies en cada uno de los hábitats analizados. En brezales de León caracterizados por *Calluna vulgaris* (Cuesta *et al.*, 2006) el número total fue de cuatro especies. En prados seminaturales (Taboada *et al.*, 2011a) de tamaños pequeños y grandes, incluidos o alejados de bosques de rebollo, fue de una y dos especies respectivamente; y en los prados próximos a bosques de haya, la riqueza fue de cuatro especies, tanto en los pequeños como en los grandes. La composición de especies de la Tabla X muestra que en los prados cercanos a hayedos todas las especies coincidían con las encontradas en Oviedo, mientras que en brezales, pinares y rebollares aparecieron tres especies adicionales. En ninguno de los trabajos citados aparecieron *Cychrus spinicollis*, *C. melancholicus* ni *C. cancellatus*. *C. violaceus* apareció exclusivamente en los prados cercanos a los hayedos de León, más propios de la región eurosiberiana.

La discusión anterior permite afirmar que la riqueza de los hábitats de Oviedo, muchos de ellos en parcelas pequeñas o muy pequeñas, fue claramente superior a las de las áreas próximas del Suevo y de León. Las especies *C. basilicus*, *C. nemoralis*, *C. macrocephalus* y *C. luetgensi* son especies consideradas generalistas (Taboada *et al.*, 2011a) y que junto con *C. violaceus* constituyeron el grueso de las capturas.

Niemelä (2001) considera para entornos boreales que *C. violaceus* es una de las especies forestales más especializadas, predominando aquí en lugares más abiertos. También se comprobó en países nórdicos que *C. nemoralis* se adentra dos metros al interior de campos cultivados, mientras que aquí tuvo una mayor importancia en zonas arboladas. Niemelä *et al.* (2007) enmarcan a *C. cancellatus* como especie típica de hábitats abiertos, corroborándose esto mismo con lo visto en Oviedo y el en Suevo; y consideran a *C. nemoralis* como especie generalista y *C. violaceus* como especie forestal, mientras que los datos del presente estudio indican que, para estas latitudes, las preferencias de estas dos especies son diferentes.

Agradecimiento

A la Consejería de Educación y Ciencia del Gobierno del Principado de Asturias por la concesión de una beca predoctoral (Ref.

BP08039) a través del Programa “Severo Ochoa”, con cargo a fondos de la Fundación para el Fomento en Asturias de la Investigación Científica Aplicada y la Tecnología (FICYT), que ha permitido la realización de este trabajo. A Tomas Díaz González y José Antonio Fernández Prieto por sus importantes aportes bibliográficos relacionados con la vegetación y la interpretación de las unidades vegetales. A Francisco J. Ocharan y Antonio Torralba por ofrecer su colaboración en todo momento.

Bibliografía

- ANDERSON, M.J., T.O. CRIST, J.M. CHASE; M. VELLEND, B.D. INOUE, A.L. FREESTONE, N.J. SANDERS, H.V. CORNELL, L.S. COMITA, K.F. DAVIES, S. P. HARRISON, N.J.B. KRAFT, J.C. STEGEN & N.G. SWENSON 2011. Navigating the multiple meanings of diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, **14**: 19-28.
- ANGULO, A. O. 1974. Endogamia, endemismo y teratología en insectos. *Bol. Soc. Biol. Concepción*, **47**: 297-301.
- CAMPOS GÓMEZ, A. M. & F. NOVOA DOCET 2006. *Los Carabidae (Orden Coleoptera) de Galicia (N.O. de España). Catálogo, distribución y ecología*. NACC, Biología. Monografías, num. 2. Servizo de publicacións da Universidade de Santiago de Compostela.
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY 2006. *PRIMER v6: User manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd. Plymouth.
- CUESTA, D., A. TABOADA, L. CALVO & J.M. SALGADO 2006. A preliminary investigation of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages and vegetation community structure in *Calluna vulgaris* heathlands in NW Spain. *Entomologica Fennica*, **17**: 241-247.
- DÍAZ GONZÁLEZ, T. E. & J. A. FERNÁNDEZ PRIETO 1994. El Paisaje Vegetal de Asturias. Guía de la IX Excursión Internacional de Fitosociología. *Itinera Geobotanica*, **8**: 5-242.
- EYRE, M. D., D. A. LOTT & A. GARSIDE 1996. Assessing the potential for environmental monitoring using ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) with riverside and Scottish data. *Ann. Zool. Fenn.*, **33**: 157-64.
- FOREL, J. & J. LEPLAT 1998. *Faune des Carabus de la Péninsule Ibérique. Magellanes*. Paris. 167 pp.
- GAUBLOMME, F. HENDRICKX, H. DHUYVETTER & K. DESENDER 2008. The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. *Biological Conservation*, **141**: 2585-2596.
- GOTELLI, N. J. & R. K. COLWELL 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, **4**: 379-391.
- HALME, E. & J. NIEMELÄ 1993 Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Ann. Zool. Fennici*, **30**: 17-30.
- HELIÖLÄ J., M. KOIVULA & J. NIEMELÄ 2001. Distribution of Carabid Beetles (Coleoptera, Carabidae) across a Boreal Forest-Clearcut Ecotone. *Conservation Biology*, **15**(2) 370-377.
- HILL, M.O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and its Consequences. *Ecology*, **54**(2): 427-432.
- HORTAL, J. P. GARCÍA-PEREIRA & E. GARCÍA-BARROS 2004. Butterfly species richness in mainland Portugal: Predictive models of geographic distribution patterns. *Ecography*, **27**: 68-82.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & J. HORTAL 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Iberica de Aracnología*, **8**: 151-161.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., J. MARTÍN CANO & M. L. MUNGUIRA 2004. Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Natural de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *Animal Biodiversity and Conservation*, **27**(2): 15-24.
- JURASINKI, G., V. RETZER & C. BEIERKUHNLIN 2009. Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia*, **159**: 15-26.
- KOIVULA, M. J., 2011. Useful model organisms, bioindicators, or both? Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) reflecting environmental conditions. *Zookeys*, **100**: 287-317.
- KOTZE, D. J., P. BRANDMAYR, A. CASALE, E. DAUFFY-RICHARD, W. DEKONINCK, M. J. KOIVULA, G. L. LÖVEL, D. MOSSAKOWSKI, J. NOORDIJK, W. PAARMANN, R. PIZZOLOTO, P. SASKA, A. SCHWERK, J. SERRANO, J. SZYSZKO, A. TABOADA, H. TURIN, S. VENN, R. VERMEULEN & T. ZETTO 2011a. Forty years of carabid beetle research in Europe –from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *Zookeys*, **100**: 55-148.
- KOTZE, D. J., T. ASSMANN, J. NOORDIJK, H. TURIN, R. VERMEULEN (Eds.) 2011b. *Carabid beetles as bioindicators: Biogeographical, ecological and Environmental Studies*. Proceedings of the XIV European Carabidologists Meeting, Westerwork, 14-18 September 2009. *Zookeys (Special Issue)*, **100**: 1-574.
- LÖVEL, G. & K. SUNDERLAND 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annu. Rev. Entomol.*, **41**: 231-56.
- MÉNDEZ-BEDIA, I. 1976. *Biofacies y litofacies de la formación Moniello-Santa Lucía (Devónico de la cordillera Cantábrica, NW de España)*. Tesis, Universidad de Oviedo. 196 pp.
- MORENO, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M & T –Manuales & Tesis, SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- MORENO, C. E. & G. HALFFTER 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *J. Appl. Ecol.*, **37**: 149-158.
- MORENO, C. E. & G. HALFFTER 2001. On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *J. Appl. Ecol.*, **38**: 487-490.
- NIEMELÄ, J. 2001 Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *Eur. J. Entomol.*, **98**: 127-132.
- NIEMELÄ, J. & D.J. KOTZE 2009 Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landscape and Urban planning*, **92**: 65-71.
- NIEMELÄ, J., Y. HAILA, E. HALME, T. LAHTU, T. PAJUNEN, P. PUNTILLA & H. TUKIA 1988. The distribution of carabids Beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. *Ann. Zool. Fenn.*, **25**: 107-119.
- NIEMELÄ, J., M. KOIVULA & D. J. KOTZE 2007. The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *J. Insect Conserv.*, **11**: 15-18.
- OCHARAN LARRONDO, F.J., M.A. ANADÓN ÁLVAREZ, V.X. MELERO CIMAS, S. MONTESERÍN REAL, R. OCHARAN IBARRA, R. ROSA GARCÍA & M.T. VÁZQUEZ FELECHOSA 2003. *Invertebrados de la Reserva Natural Integral de Muniellos, Asturias*. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias y KRK ediciones. Oviedo, 355 pp.
- ORTUÑO, V. M. & J. M. MARCOS 2003. *Los Caraboidea (Insecta: Coleoptera) de la Comunidad Autónoma del País Vasco* (1). Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 573 pp.
- PELÁEZ M. C. & J. M. SALGADO 2006a. Los Carabidae (Coleoptera) del Macizo del Sueve (Asturias): estudio faunístico y biogeográfico. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, **38**: 121-139.
- PELÁEZ M. C. & J. M. SALGADO 2006b. Los Carabidae (Coleoptera) del Macizo del Sueve (Asturias): análisis ecológico y biogeográfico en relación con la vegetación. *Bol. Asoc. esp. Ent.*, **30**(3-4): 131-183.
- PELÁEZ M. C. & J. M. SALGADO 2007a. Ecología de algunas especies de Carabidae (Coleoptera) del macizo del Sueve (Asturias, España): estudios fenológico y de fluctuación anual. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, **40**: 333-350.

- PELÁEZ M. C. & J. M. SALGADO 2007b. Los Carabidae (Coleoptera) del macizo del Suevo (Asturias): análisis ecológico y biogeográfico en relación con la litología. *Boletín Asoc. esp. Ent.*, **31**(3-4): 215-258.
- PELÁEZ M. C. & J. M. SALGADO 2013. Ecological analysis of the Carabid community (Coleoptera, Carabidae) from the Suevo Massif (North-West Spain). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, **53**: 243-252.
- RAINIO, J. & J. NIEMELA 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity & Conservation*, **12**(3): 487-506.
- RAYNAUD, P. 1974. Carabidae de la Péninsule Iberique (Article 1). Tableau synoptique des espèces du sous-genre *Oreocarabus* Géhin, *Archicarabus* Seidlitz *Dichocarabus* Reitter, *Xistrocara* Reitter, *Ctenocarabus* Thomson (Col. Carabidae). *Entomops*, **35**: 65-81.
- SCHLUTER, D. & R. E. RICKLEFS 1993. Species diversity: an introduction to the problem. In: *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. R.E. Ricklefs & D. Schluter, Eds. The University of Chicago Press, Chicago, 1-10.
- SERRANO J. 2003. *Catálogo de los Carabidae (Coleoptera) de la Península Ibérica*. Monografías de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.), 9. Zaragoza, 130 pp.
- SERRANO, J. 2013a. *New catalogue of the family Carabidae of the Iberian Peninsula*. Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones. Murcia. 192 pp.
- SERRANO, J. 2013b. *Proyecto Webs. Carabidae*. Universidad de Murcia. Tabla actualizada general de especies, categorías, regiones, pen. Ibérica. Última actualización 11 julio 2013. webs.um.es/jserrano/miwiki/doku.php?id=carabidae.
- SOTO, F. 1986. Asociaciones coralinas del Devónico astur-leonés (Cordillera Cantábrica, NO de España). *Trabajos de Geología*. Universidad de Oviedo, **16**: 25-35.
- STATSOFT, 2001. *STATISTICA (data analysis software system and computer program manual)*. Versión 6. StatSoft, INC., Tulsa, OK.
- TABOADA, A., D. J. KOTZE & J. M. SALGADO 2004. Carabid beetle occurrence at the edges of oak and beech forests in NW Spain. *Eur. J. Entomol.*, **101**(4): 555-563.
- TABOADA, A., D. J. KOTZE, R. TÁRREGA & J. M. SALGADO 2006. Traditional forest management: Do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in an oak mosaic landscape? *Forest Ecology and Management*, **237**: 436-449.
- TABOADA, A., D.J. KOTZE, J.M. SALGADO & R. TÁRREGA 2011a. The value of semi-natural grasslands for the conservation of carabid beetles in long-term managed forested landscapes. *Journal of Insect Conservation*, **15**(4): 573-590.
- TABOADA, A., R. TÁRREGA, L. CALVO, E. MARCOS & J.M. SALGADO 2011b. Plant and carabid beetle species diversity in relation to forest type and structural heterogeneity. *Eur. J. Forest Res.*, **129**: 31-45.
- TUOMISTO, H. 2010a. A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, **164**: 853-860.
- TUOMISTO, H. 2010b. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, **33**: 2-22.
- TUOMISTO, H. 2011. Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia*, **167**(4): 903-911.
- VALCÁRCEL, J. P., F. PRIETO, C. MEJUTO & S. DEVESA 1997. Aportaciones al inventario de los Caraboidea de Galicia (NO de la Península Ibérica). Familias Carabidae, Nebriidae, Notiophilidae, Omphronidae, Elaphridae y Loroceridae. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, **17**: 15-26.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**(2/3): 213-251.
- ZABALLOS, J. P. 1986. Notas fenológicas sobre los Carabidae (Coleoptera) de la Península Ibérica. *Anales de Biología (Biol. Anim. 2)*, **7**: 11-15.

Anexo A / Annex A

Abreviatura del punto de muestreo, vegetación, coordenadas y características medidas: altitud (msnm), temperatura media y humedad relativa media. / Abbreviation of the sampling point, vegetation, coordinates and measured characteristics: altitude, (m.a.s.l.), average temperature and average relative humidity.

Punto de muestreo (Abrev.)	Vegetación	Zona	Coordenadas MGRS	Altitud	Temperatura Media anual (°C) Suelo / Ambiente	Humedad Media anual (%) Suelo / Ambiente
1.- AuNc	Aulagar	M. Naranco (caliza)	30TTP68540715	460	13,32 / 13,29	67,28 / 58,74
2.- TjNc	Brezal-Tojal	M. Naranco (silíceas)	30TTP68860738	547	15,47 / 14,89	66,09 / 57,66
3.- RebNc	Prebosque rebollos	M. Naranco (silíceas)	30TTP68850736	540	12,56 / 12,54	67,05 / 61,16
4.- PlaJU	Plantación joven roble castaño	Ules (silíceas)	30TTP66130690	350	15,2 / 14,74	64,46 / 60,73
5.- PlaMU	Plantación madura roble y castaño	Ules (silíceas)	30TTP66050699	379	13,84 / 13,72	71,15 / 63,46
6.- EquU	Comunidad de equisetos	Ules (silíceas)	30TTP66090691	355	16,83 / 16,58	65,34 / 55,37
7.- EuclU	Plantación de eucalipto	Ules (silíceas)	30TTP65940694	363	16,81 / 17,4	74,37 / 60,82
8.- BrezVI	Brezal	El Violeto (silíceas)	30TTP64420848	428	15,4 / 15,5	68,47 / 59,08
9.- SauVI	Prebosque sauces	El Violeto (silíceas)	30TTP64380849	423	14,4 / 14,86	66,74 / 60,15
10.- BtjVI	Borde de tojo	El Violeto (silíceas)	30TTP64380856	421	16,32 / 16,7	67,03 / 57,82
11.- BeuVI	Bosque eútrofo	El Violeto (caliza)	30TTP64460854	418	15,1 / 15,3	70,48 / 61,74
12.- PlaCVI	Plantación castaños	El Violeto (silíceas)	30TTP64430867	411	13,23 / 13,21	64,65 / 63
13.- RebVI	Prebosque rebollos	El Violeto (silíceas)	30TTP64060879	339	16,84 / 16,79	68 / 59,82
14.- BoliVI	Bosque oligótrofo.	El Violeto (silíceas)	30TTP64090915	354	13,06 / 12,89	73 / 69,44
15.- BeuBñ	Bosque eútrofo	Brañes (caliza)	30TTP63941067	126	10,64 / 10,58	82,9 / 71,76
16.- BmxBñ	Bosque mixto	Brañes (caliza)	30TTP63881062	126	11,6 / 11,6	82,13 / 76,33
17.- AliBñ	Aliseda	Brañes (caliza)	30TTP63871063	125	12,36 / 12,4	84,72 / 75,72
18.- AvAj	Orla de avellanos	Ajuyán (caliza)	30TTP65291025	242	13,85 / 13,81	73,62 / 68,48
19.- LauAj	Prebosque laurel	Ajuyán (caliza)	30TTP65521040	231	10,76 / 10,74	78,31 / 74,3
20.- PdAj	Prado siega	Ajuyán (caliza)	30TTP65671040	226	10,08 / 10,12	76,16 / 71,67
21.- BeuAj	Bosque eútrofo	Ajuyán (mixta)	30TTP65811069	199	10,69 / 10,46	75,02 / 71,44
22.- PlaRCAj	Plantación roble y castaño	Ajuyán (mixta)	30TTP65800992	244	13,55 / 13,99	70,89 / 67,3
23.- OrtOv	Borde de ortigas	Oviedo, Parque de Invierno (mixta)	30TTP68610392	224	16,5 / 15,6	68,4 / 66,66
24.- PdOv	Prado siega	Oviedo, El Cristo (mixta)	30TTP67060432	314	16,64 / 16,26	63,68 / 53,65