Revista Ibérica de Aracnología, nº **40** (30/06/2022): 57–62.
Grupo Ibérico de Aracnología (S.E.A.). ISSN: 1576 - 9518.

REANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE OPILIONES DEL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO (HUESCA, ESPAÑA)

Izaskun Merino-Sainz[1] & Carlos E. Prieto[2]

[1] Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, Calle Catedrático Rodrigo Uría s/n, 33071 Oviedo, Asturias, Spain. izaskunmerino82@gmail.com
[2] Departamento de Zoología y Biología Celular Animal, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU); carlos.prieto@ehu.eus

Resumen: Se ha analizado la estructura de las comunidades de los opiliones recogidos por Rambla & Perera (1989) en 16 localidades del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, basado en 314 especímenes de 11 especies. La riqueza esperada calculada por los estimadores oscila entre 13-14,8. La especie más abundante es *Phalangium opilio* y *Odiellus troguloides* la más frecuente, ambas con los mayores valores de amplitud de nicho (N_2). Las localidades más diversas son dos hayedos y un pinar subalpino. Según el análisis NMDS, los pastos secos son las localidades más homogéneas por su composición faunística y también es el grupo con mayor similitud interna, según el análisis ANOSIM, con *P. opilio* como especie indicadora de dichos hábitats.
Palabras clave: Opiliones, distribución espacial, nicho ecológico, Pirineos, España.

A fresh analysis of the communities of Opiliones of the Ordesa y Monte Perdido National Park (Huesca, Spain)
Abstract: The community structure of the Opiliones collected by Rambla & Perera (1989) at 16 sites in the Ordesa and Monte Perdido National Park, based on 314 specimens of 11 species has been analysed. The expected richness calculated by estimators ranges between 13-14.8. The most abundant species is *Phalangium opilio* and *Odiellus troguloides* the most frequent, both with the highest niche breadth index values (N_2). The most diverse localities are two beech forests and a subalpine pine forest. According to the NMDS analysis, the most homogeneous localities regarding fauna composition are dry pastures and the group with the greatest internal similarity too, according to the ANOSIM analysis, with *P. opilio* as the indicator species.
Key words: Opiliones, spatial distribution, spatial niche, Pyrenees, Spain.

Introducción

Los opiliones afrontan condiciones de vida rigurosas en los ecosistemas alpinos debido a las bajas temperaturas y a la cobertura nival durante gran parte del año. Varios estudios demuestran que la riqueza y la abundancia de opiliones decrecen con la altitud (Almeida *et al*., 2006; Beron, 2008, 2018; Stašiov, 2008), principalmente debido a restricciones impuestas por la temperatura, humedad y exposición, que son los principales factores que limitan la distribución espacial y la estructura de la comunidad, y alteran el ciclo fenológico (Todd, 1949; Mitov & Stoyanov, 2005; Curtis & Machado, 2007; Mitov, 2007; Belozerov, 2012). Realmente, más que por la altitud, la riqueza y la abundancia vienen determinadas por los factores abióticos y bióticos relacionados con la elevación, como la rigurosidad de los factores climáticos o la menor diversidad de hábitats (D'Amico & Besson, 1995; Mitov & Stoyanov, 2005; Almeida-Neto *et al*., 2006; Merino-Sainz & Anadón, 2015). No obstante, las estrategias de subsistencia de los opiliones en zonas alpinas merecen estudios más profundos, como el papel de *Phalangium opilio* en los ecosistemas de pastos de alta montaña, o la gran plasticidad ecológica en distribución altitudinal de *Mitopus morio* (D'Amico & Besson, 1995; Stašiov, 2008).

La línea de bosque marca la transición entre los niveles subalpino y alpino, que se establece entre los 1900-2200 m s.n.m. en Europa meridional dependiendo de la orientación (Beron, 2018). En los Pirineos centrales, el ecotono se sitúa a 2200 m s.n.m., y elevándose en las últimas décadas (Camarero *et al*., 2015). El nivel forestal subalpino ofrece más recursos y mayor diversidad de microhábitats, debido a su mayor complejidad estructural, por lo que alberga biocenosis más ricas y diversas que los ambientes abiertos alpinos, más expuestos a los factores climatológicos y con menos recursos y variedad de microhábitats (D'Amico & Besson, 1995; Curtis & Machado, 2007; Mitov, 2007; Merino-Sainz & Anadón, 2015).

En la última década, se ha avanzado en el estudio de las comunidades ibéricas de opiliones, con trabajos como Merino-Sainz & Anadón (2015) para la Reserva Natural Integral de Muniellos (RNIM) en Asturias, Merino-Sainz & Anadón (2018) para Monte Naranco en Oviedo (MNO), y Merino-Sainz *et al*. (2020) para Monte Pedroso en Santiago de Compostela (MPS). Una línea de trabajo con potencial es el reanálisis de trabajos faunísticos previos. Por ejemplo, Merino-Sainz & Prieto (2021) reanalizaron desde un punto de vista ecológico los datos publicados por Rambla (1985) para el Macizo de San Juan de la Peña (MSJP) en Huesca. Sin embargo, los hábitats alpinos han recibido poca atención, de hecho, el primero es el trabajo de Ana Perera y colaboradores (Rambla & Perera, 1989), quienes hicieron una campaña de muestreo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), en el Pirineo de Huesca (Fig. 1), en agosto de 1987. El objetivo fue estudiar una zona con una gran riqueza de dominios climáticos "que permanecía todavía inédita", lo que hacía presuponer una gran diversidad de opiliones, y, por otra parte, contrastar los resultados con los obtenidos por Rambla (1985) del muestreo del Macizo de San Juan de la Peña (MSJP), ya que la ausencia de algunas especies en MSJP podía ser debida, según Rambla & Perera (1989), a las limitaciones en el método de muestreo. No obstante, las autoras sólo esbozaron la ecología de las comunidades de opiliones ibéricos de zonas montañosas, de forma que este reanálisis contribuye a ampliar dicho conocimiento.

El presente trabajo analiza la estructura de comunidades de los datos cuantitativos de Rambla & Perera (1989). Los

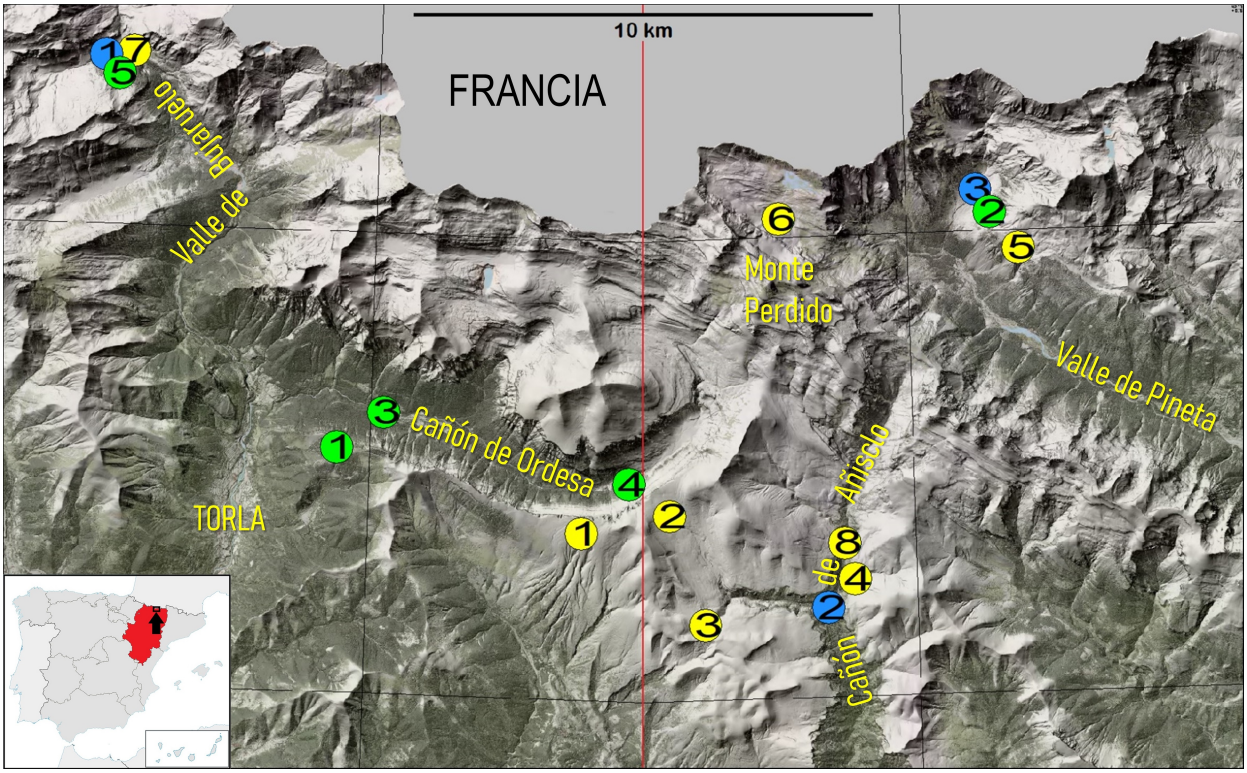


Fig. 1. Localidades muestreadas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por Rambla & Perera (1989). En amarillo, localidades del grupo 1; en verde, grupo 2; en azul, grupo 3. Los números que identifican las localidades siguen el orden mostrado en la Tabla I. / ***Fig. 1.*** *Localities sampled in the Ordesa and Monte Perdido National Park by Rambla & Perera (1989). In yellow, localities of group 1; in green, group 2; in blue, group 3. The numbers that identify the localities follow the order shown in Table I.*

objetivos son: (1) estudiar la diversidad alfa y gamma del PNOMP y la dominancia en las localidades muestreadas, (2) analizar la distribución de las especies en los diferentes biotopos, (3) caracterizar los nichos espaciales y las especies indicadoras de cada tipo de vegetación, así como (4) aportar datos sobre la ecología de los opiliones en zonas montañosas.

Material y métodos

Área de estudio. El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) está situado en el Pirineo central aragonés, con máxima elevación en la cima de Monte Perdido (3348 m s.n.m.), siendo un enclave en el que se mezclan varios pisos bioclimáticos: submediterráneo continental, montano continental, oromediterráneo y alpino (Benito Alonso, 2005). El muestreo se realizó en 16 localidades que representan seis biotopos (Tabla II) del Valle de Bujaruelo y del PNOMP, e incluyen el Valle de Ordesa, el Cañón de Añisclo, la cabecera del Valle de Pineta y los puertos de Góriz, Cuello Gordo y Cuello Arenas (Fig. 1).

Muestreo. El muestreo original se describe en Rambla & Perera (1989). Brevemente, se realizó en la primera quincena de agosto de 1987, mediante búsqueda directa, tamizado de hojarasca, paraguas japonés y, esporádicamente, trampas de caída con líquido conservante, aunque no indicaron en qué localidades, ni el número de trampas o el periodo de trampeo.

Actualización taxonómica. Rambla & Perera (1989) obtuvieron 315 ejemplares de 12 especies de Palpatores. En primer lugar, cuatro especies las reasignamos a otros taxones: *Anelasmocephalus* sp. a *A. pyrenaicus* (Martens, 1978), *Oligolophus* sp. a *O. hansenii* (Kraepelin, 1896), *Lacinius* sp. a *Odiellus simplicipes* (Simon, 1879) y *Dicranopalpus martini* a *D. pyrenaeus* Dresco, 1948 (Tabla I). El juvenil de *Anelasmocephalus* sp. fue citado por Rambla (1998) como *A. pyrenaicus*, especie precisamente descrita por Martens (1978) del valle de Ordesa (Huesca), por lo que se asigna a dicha especie, que es simpátrica en todo su rango geográfico con *A. cambridgei* (Prieto & Las Heras, 2020). De *Oligolophus* sp. Rambla & Perera (1989) sólo citaron juveniles, que adscribimos a *O. hansenii* ya que así fueron redeterminados por Rambla (1998), quien también la cita de MSJP (Rambla 1985). Igualmente, Rambla & Perera (1989) sólo citaron juveniles y hembras de lo determinado como *Lacinius* sp., un género que ha sido descartado de la Península (Prieto, 2008) por reubicación de sus especies en el género *Odiellus*. Para el reanálisis los atribuimos a *O. simplicipes*, la cual ya había sido citada como *Lacinius echinatus* por Rambla (véase en Prieto (2008) la argumentación para *L. ruentalis*, que Sánchez-Cuenca & Prieto (2014) sinonimizan con *O. simplicipes*) y ha sido señalada de Monte Perdido por Kraus (1961). Rambla & Perera (1989) citaron también *D. martini*, una especie descrita de Portugal (Simon, 1878). Para este reanálisis atribuimos estos ejemplares a *D. pyrenaeus*, una especie abundantemente citada en la vertiente norte de Pirineos (Dresco, 1948; Marcuzzi & Biondi, 1980; D'Amico, 1988; D'Amico & Besson, 1995) y que las autoras no consideraron. *Eudasylobus* sp. (únicamente un juvenil de Cuello Arenas, a 1900 m s.n.m.) se descartó en el tratamiento de los datos. *Eudasylobus* sp. es un sinónimo de *Dasylobus* (Prieto, 2003). Aunque Rambla (1985) citó *D. echinifrons* de MSJP, las citas aragonesas de esta especie se sitúan a altitudes inferiores a 1000 m s.n.m., y dicho espécimen podría ser incluso un juvenil de *Phalangium opilio*, por lo que se descarta del análisis.

En total, se analizaron 314 ejemplares de 11 especies (Tabla I).

Tabla I: Distribución de las especies de opiliones en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (subrayadas las citadas de MSJP), con su abundancia (N, número de especímenes), frecuencia (R, número de localidades), amplitud del nicho espacial (N_2, índice de Hill), y la contribución (%) de cada especie a la disimilitud entre los grupos de localidades calculado por el análisis ANOSIM. Los grupos 1, 2 y 3 se han establecido *a priori* según el biotopo de las localidades. Los nombres completos de las localidades en Tabla II. / ***Table I:*** *Distribution of the Ordesa and Monte Perdido National Park harvestmen species (underlined those cited from MSJP), with their abundance (N, no. of specimens), frequency (R, no. of localities), niche breadth index (N_2, Hill index), and the contribution (%) by each species to the dissimilarity among groups in the ANOSIM analysis. Groups 1, 2 and 3 have been established a priori according to the biotope of the localities. See full names of the localities in Table II.*

	Grupo 1								Grupo 2					Grupo 3						
Localidades **Altitud** (x100) **Especies**	**Ps Mo 22**	**Ps CG 21**	**Ps CA 19**	**Ps Añ 17**	**Ps Pi 20**	**Ps Ma 25**	**BE Bu 16**	**Bj Añ 15**	**Pi MR 20**	**Pi Pi 18**	**Hy Or 12**	**HA Or 17**	**Hy Bu 16**	**Ph Bu 16**	**Vr Añ 14**	**Vr Pi 16**	**N**	**R**	**N_2**	**Contrib. %**
Phalangium opilio	8	28	15	27	9	·	2	·	6	15	·	·	11	8	·	2	131	11	7,3	36,5
Odiellus troguloides	2	4	2	2	4	·	2	·	10	5	4	2	·	1	2	1	41	13	8,4	13,7
Mitopus morio	1	·	1	·	·	4	·	·	·	4	·	·	22	·	·	·	32	5	2	8,9
Dicranopalpus pyrenaeus	·	·	·	·	·	·	·	4	·	12	1	1	3	·	9	·	30	6	3,6	15,7
Megabunus diadema	·	·	·	·	1	·	·	·	·	·	2	·	3	·	·	·	6	3	2,6	3
Oligolophus hansenii	·	·	·	·	·	·	·	·	2	·	·	7	49	·	·	·	58	3	1,4	15,3
Leiobunum rotundum	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2	·	·	·	1	3	2	1,8	2,8
Centetostoma scabriculum	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1	·	·	1	·	·	·	2	2	2	0,6
Anelasmocephalus pyrenaicus	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1	·	·	·	·	1	1	1	0,8
Odiellus simplicipes	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	9	·	·	·	9	1	1	1,5
Homalenotus quadridentatus	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1	·	·	1	1	1	0,9
Abundancia	**11**	**32**	**18**	**29**	**14**	**4**	**4**	**4**	**18**	**37**	**7**	**13**	**98**	**10**	**11**	**4**	**314**			
Riqueza/ Diversidad alfa	**3**	**2**	**3**	**2**	**3**	**1**	**2**	**1**	**3**	**5**	**3**	**5**	**7**	**3**	**2**	**3**				
Riqueza total/Diversidad gamma																	**11**			

Tabla II: Índices de diversidad, con las localidades ordenadas según la Tabla I. S_{OBS}: riqueza observada (diversidad alfa); N, número de especímenes; H', índice de equidad de Shannon-Wiener; ʎ, índice de dominancia de Simpson; $_2$D 'verdadera' diversidad de Tuomisto. Parámetros de la curva de acumulación, estimadores paramétricos y no-paramétricos de la diversidad gamma. S_{ESP} , riqueza esperada (diversidad gamma esperada) según la ecuación de Clench; R_2, coeficiente de determinación; p, pendiente final de la curva de acumulación; q, proporción inventa- riada, y V.E.%, varianza explicada. / ***Table II****: Diversity indices, localities ordered accorded to Table I.* S_{OBS}*: observed richness (alpha diversity); N, number of specimens; H', Shannon-Wiener equity index; ʎ, Simpson dominance index;* $_2$*D, Tuomisto 'true' diversity. Accumulation curve, parametric and non-parametric estimators' parameters used.* S_{ESP} *expected richness (expected gamma diversity) by Clench equation;* R^2*, coefficient of determination; p, final slope of the accumulation curve; q, inventoried proportion, and V.E.%, explained variance.*

		LOCALIDADES	S_{OBS} (D. alfa)	N	H'	ʎ	$_2$D
Grupo 1	**PsMo**	Pastos secos (Mirador de Mondicieto)	3	11	0,8	0,6	1,7
	PsCG	Pastos secos (Puerto de Cuello Gordo)	2	32	0,4	0,8	1,2
	PsCA	Pastos secos (Cuello Arenas)	3	18	0,6	0,7	1,4
	PsAñ	Pastos secos (Cañón de Añisclo)	2	29	0,2	0,9	1,1
	PsPi	Pastos secos (Valle de Pineta, La Estiva)	3	14	0,8	0,5	2
	PsMa	Pastos secos (Valle de Pineta, lago Marboré)	1	4	0	1	1
	BEBu	Bojeda y erizón (Valle de Bujaruelo)	2	4	0,7	0,5	2
	BjAñ	Bojeda (Cañón de Añisclo)	1	4	0	1	1
Grupo 2	**PiMR**	Pinar subalpino (Mirador del Rey)	3	18	0,9	0,4	2,5
	PiPi	Pinar subalpino (Valle de Pineta, La Estiva)	5	37	1,3	0,3	3,3
	HyOr	Hayedo (Cañón de Ordesa)	3	7	1	0,4	2,5
	HAOr	Hayedo-Abetal (Cañón de Ordesa)	5	13	1,3	0,3	3,3
	HyBu	Hayedo (Valle de Bujaruelo)	7	98	1,4	0,3	3,3
Grupo 3	**PhBu**	Pastos húmedos (Valle de Bujaruelo, ríos Ara y Ordiso)	3	10	0,6	0,7	1,4
	VrAñ	Vegetación de ribera (Cañón de Añisclo, río Bellos)	2	11	0,5	0,7	1,4
	VrPi	Vegetación de ribera (Valle de Pineta, río Real)	3	4	1	0,4	2,5
Abundancia Total			--	**314**	--	--	--
Diversidad gamma			**11**				

Parámetros estimadores paramétricos y no-paramétricos

S_{ESP} (D. gamma)	13,7
R^2	0,9
p	0,14
q	0,8
V.E.%	99,6
Chao1	13
Chao2	13,25
Jack1	13,8
Jack2	14,8

Tratamiento de datos. Se establecen tres grupos *a priori* en base a la vegetación de las localidades (Tabla I), el grupo 1 lo forman las localidades más abiertas y soleadas (bojeda, bojeda-erizón y pastos secos), el grupo 2 para las forestales (hayedos, hayedo-abetal y pinares subalpinos), y el grupo 3 para las localidades con vegetación riparia y pastos húmedos de Bujaruelo. Para abordar el primer objetivo, los componentes alfa y gamma de la biodiversidad se han determinado según la riqueza específica observada. Además, se ha calculado la riqueza específica total (diversidad gamma) esperada utilizando curvas de acumulación, un estimador paramétrico y cuatro estimadores no-paramétricos. La curva de acumulación para el conjunto de datos se ha obtenido usando el número de ejemplares como unidad de esfuerzo de muestro, y se han aleatorizado 999 veces con el programa PRIMER® (Clarke & Gorley, 2006). La asíntota de dicha curva se obtiene ajustando el modelo paramétrico de la ecuación de Clench a la curva mediante el método de Simplex y Quasi-Newton

(Jiménez-Valverde & Hortal, 2003) con el programa STATISTICA® (StatSoft 2011). Se han utilizado tres estimadores no-paramétricos basados en la incidencia (Chao2, Jacknife 1 y 2), y uno basado en la estructura (Chao1), con PRIMER®. Para cada localidad (diversidad alfa) y para el conjunto de datos (diversidad gamma) se han calculado el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') mediante Primer6®, y ^2D (inverso del índice de Simpson, 1/λ), que Tuomisto (2010) considera la 'verdadera' diversidad. Además, para estudiar la dominancia se ha empleado el índice de Simpson (ʎ) calculado con el programa Primer6®. Para abordar el segundo objetivo, se han utilizado los datos de abundancia en los siguientes análisis. Se ha realizado un análisis de similitud ANOSIM para contrastar la hipótesis nula de la falta de agregaciones diferentes de opiliones entre los grupos de localidades, empleando el índice de Sorensen, mediante el programa PRIMER®. Se ha hecho un análisis SIMPER para conocer la similitud interna de cada grupo, la disimilitud entre grupos y la contribución de cada especie a dicha disimilitud, utilizando el índice de Bray-Curtis con el programa PRIMER®. Se ha realizado un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) con el paquete "vegan" del entorno de programación R (R Development Core Team 2012). Para el tercero, la amplitud espacial del nicho de las especies se ha estimado mediante el índice de Hill (N_2) con el programa Primer6®, y el análisis de valor indicador mediante el paquete "indicspecies" para R (De Cáceres *et al*., 2012). Y para el cuarto objetivo se han revisado los trabajos sobre áreas montañosas en las que se encuentran especies de amplia distribución que se citan en este estudio.

Resultados

Diversidades alfa y gamma. Se ha obtenido una diversidad media de tres especies por localidad (Tabla I y II). La máxima diversidad se ha encontrado en el hayedo de Bujaruelo, con siete especies, y la mínima en las bojedas de Añisclo y en los pastos secos del lago Marboré, con una especie (Tabla I y II). Las localidades más diversas, con mayor equidad y menor dominancia son tres formaciones boscosas: el hayedo de Bujaruelo, el hayedo-abetal de Ordesa y el pinar subalpino de Pineta (Tabla II).

La ecuación de Clench ha mostrado un buen ajuste a la curva de acumulación, con un coeficiente de determinación cercano a 1 (R^2= 0,99) (Tabla II). Aunque, el valor de la proporción inventariada es mayor de 0,7 (q= 0,8), lo cual indica que las estimas de la riqueza asintótica son estables, y el porcentaje de varianza explicada es cercano al 100 % (V.E.% = 99,6), la pendiente de la curva es mayor de 0,1 (p = 0,14) (Tabla II), lo que sugiere que el inventario es incompleto (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). La diversidad gamma observada es de 11 especies y la riqueza esperada según la ecuación de Clench (S_{ESP}) es de 13,7, y entre 13 y 14,8 según los estimadores no-paramétricos (Tabla II).

Comunidades de opiliones de los distintos biotipos. El análisis de similitud ANOSIM no ha encontrado diferencias significativas entre la composición específica de los tres grupos de localidades ($p > 0,05$) (Tabla III), lo cual sugiere que tienen una composición faunística similar. El análisis SIMPER indica que el grupo 2 es el que mayor porcentaje de disimilitud muestra con los otros dos grupos (Tabla III), siendo *P. opilio, D. pyrenaeus* y *O. hansenii* las especies que contribuyen en un 67,6 % a la disimilitud entre los grupos (Tabla I). El análisis NMDS indica un estrés de 0,12. Con excepciones debidas principalmente a localidades con una sola especie, las localidades del grupo 1 son las que se sitúan más próximas entre sí, separadas del resto en el lado negativo a lo largo del primer eje de ordenación, y en el lado positivo a lo largo del segundo eje. Según el análisis SIMPER es el grupo que mayor porcentaje promedio de similitud interna posee (40,8%). Las localidades del grupo 3, con un porcentaje de similitud interna de 35,3 % según el análisis SIMPER, se separan, en el lado positivo del primer eje de ordenación, de las del grupo 1, en el lado negativo. Por último, las localidades del grupo 2, con el menor porcentaje de similitud interna (33,6 %) según SIMPER, son las que más separadas se encuentran en el NMDS (Fig. 2).

Tabla III: ARRIBA: Análisis de similitud ANOSIM entre grupos de localidades con datos de abundancia (índice de Sorensen). n.s., no significativo ($p > 0,05$). ABAJO: Test SIMPER del promedio de disimilitud (%) entre cada grupo de localidades con datos de abundancia (índice Bray-curtis).
Table III: *ABOVE: ANOSIM similarity analysis between groups of localities based on abundance data (Sorensen index). n.s., no differences (p > 0,05). BELOW: SIMPER test of average dissimilarity (%) between groups of localities based on abundance data (Bray-Curtis index).*

	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
Grupo 1	–	**n.s.**	**n.s.**
Grupo 2	67	–	**n.s.**
Grupo 3	59,6	67	–

En las localidades forestales se recogieron 173 ejemplares de diez especies (riqueza media, 4,6) (Tabla I). Las principales especies asociadas a este biotopo son *Odiellus troguloides, O. simplicipes*, *O. hansenii*, *Megabunus diadema*, *Centetostoma scabriculum* y *D. pyrenaeus* (Fig. 2). En las localidades abiertas se recogieron 117 ejemplares de seis especies (riqueza media, 2,3) (Tabla I), las principales especies asociadas a este biotopo son *P. opilio* y *O. troguloides*, junto con *D. pyrenaeus* y *Mitopus morio* (Fig. 2). En las localidades riparias se recogieron 25 ejemplares de cinco especies (riqueza media, 2,3) (Tabla I). Las principales especies asociadas a este biotipo son *D. pyrenaeus*, *Leiobunum rotundum* y *Homalenotus quadridentatus* (Fig. 2).

Amplitud de nicho. Las dos especies más frecuentes, *O. troguloides* y *P. opilio,* tienen un nicho amplio ($N_2 > 4$) (Tabla I). El resto de especies tiene un nicho estrecho ($N_2 < 4$) (Tabla I), incluidas tanto las tres encontradas en una única localidad (*A. pyrenaicus*, *H. quadridentatus* y *O. simplicipes*) como *O. hansenii*, pese a ser relativamente abundante.

Especies indicadoras. Sólo se ha identificado una especie indicadora, *P. opilio*, para el grupo 1 formado por los pastos secos y bojedas, con un valor indicador de 0,796 ($p \leq 0,05$).

Distribución altitudinal. Únicamente tres especies, *M. morio, P. opilio* y *O. troguloides,* alcanzan el nivel alpino, aunque también están bien representadas en el nivel forestal (Tabla I). *M. morio* es la única presente en la localidad de mayor altitud (lago de Marboré, 2500 m s.n.m.) (Tabla I). El endemismo pirenaico *D. pyrenaeus* aparece sólo en localidades situadas entre 1400 y 1800 m s.n.m., lo que sugiere una vinculación al nivel forestal.

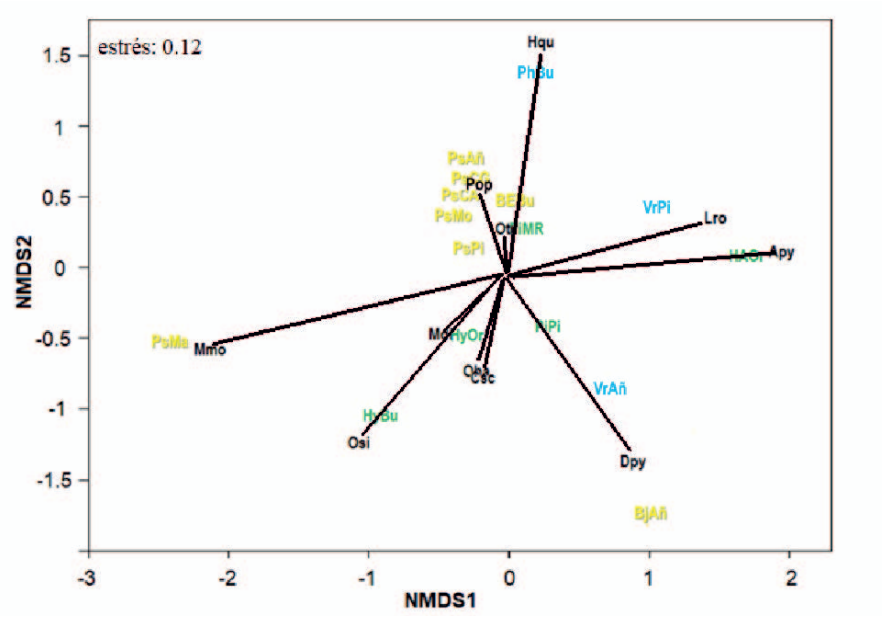


Fig. 2. Análisis NMDS de las localidades y especies de opiliones, basado en los datos de abundancia. Los códigos para las especies se forman con la primera letra del género y las dos primeras de la especie. Los códigos de las localidades (grupo 1 en amarillo, grupo 2 en verde, y grupo 3 en azul) identifican las localidades de los grupos establecidos *a priori* según el biotopo de la localidad.

Fig. 2. *NMDS analysis of localities and harvestmen species, based on abundance data. The species codes are formed with the first letter of the genus and the first two letters of the species. Localities codes (group 1 in yellow, group 2 in green, and group 3 in blue colors) identify the localities of groups established a priori according to the biotope of the locality.*

Discusión

Método de muestreo e inventarios. Rambla & Perera (1989) pretendían comprobar si las ausencias de algunas especies en MSJP (Rambla, 1985) se debieron a la limitación del muestreo mediante trampas de caída, único método aplicado entonces, que resultaron ineficaces para cuatro de las 15 especies de MSJP (*Dasylobus echinifrons, Dicranopalpus ramosus, Gyas titanus* y *M. morio*), que sólo fueron capturadas de forma manual. Por ello, en PNOMP emplearon mayoritariamente métodos directos, aunque también pusieron trampas de caída en algunas localidades, pero no indicaron en cuales, ni el número de trampas o el periodo de trampeo. Dado que en PNOMP no se discriminaron los ejemplares por el método de captura y que en MSJP no se citaron que otras especies, aparte de las expresamente citadas, fueron recogidas por métodos directos, no es posible avanzar en esta cuestión. Generalmente, las trampas de caída son el método más eficaz y comúnmente empleado para opiliones, seguido de la recogida manual, mientras que los otros métodos (barrido de vegetación, paraguas japonés o tamizado de mantillo) son complementarios, permitiendo recoger especies plantícolas o edáficas y reducir el sesgo de las trampas de caída (D'Amico & Besson, 1995; Almeida-Neto *et al*., 2006; Stašiov, 2008; Merino-Sainz & Anadón, 2013; Delfosse & Iorio, 2015).

Los estimadores paramétricos y no-paramétricos empleados para MSJP sugieren un inventario completo y fiable (Merino-Sainz & Prieto, 2021), mientras que PNOMP se considera insuficientemente muestreado (Tabla II). Aunque el número de especímenes estudiados es mucho mayor en MSJP respecto PNOMP, 5200 vs 315, la diversidad gamma estimada según los estimadores empleados es mayor para PNOMP, 13,7-14,8 vs 8-11 (Tabla II), aunque la riqueza real observada si sumamos las especies capturadas de forma manual sería 15 para MSJP (Merino-Sainz & Prieto, 2021). Ambos inventarios comparten siete especies (ver tabla I), mientras que cuatro están sólo en PNOMP (*A. pyrenaicus*, *D. pyrenaeus*, *C. scabriculum* y *O. simplicipes*) y otras ocho sólo en MSJP (*A. cambridgei, D. echinifrons, D. ramosus, G. titanus, Leiobunum blackwallii, Mitostoma pyrenaeum, Nemastoma bimaculatum* y *Nemastomella bacillifera*).

Distribución, amplitud de nicho, abundancia y frecuencia de las especies. En el análisis NMDS, *O. troguloides* y *P. opilio* se sitúan próximas, al igual que en MSJP (Merino-Sainz & Prieto, 2021), junto a las localidades 'secas' del grupo 1 (Fig. 2), siendo *P. opilio* la especie más abundante y la única que resulta indicadora del grupo, como ocurre en RNIM y MSJP (Merino-Sainz & Anadón, 2015; Merino-Sainz & Prieto, 2021). Son especies ubiquistas con gran capacidad de dispersión y adaptación, capaces de ocupar diferentes biotopos y resistir en zonas áridas y expuestas, de escasa vegetación, y alcanzar las cotas más elevadas en zonas montañosas (Martens, 1978; Rambla, 1985, 1998; D'Amico, 1988; Rambla & Perera, 1989; D'Amico & Besson, 1995; Ledoux *et al*., 1996; Ledoux & Emerit, 2006; Stašiov, 2008; Mitov, 2007; Delfosse & Iorio, 2015). *P. opilio* es la especie más abundante (41,6 % del total), la dominante en seis de las once localidades donde se encontró, y con una gran amplitud de nicho, al igual que en RNIM y MNO (datos inéditos), aunque no fue así en MSJP (Merino-Sainz & Prieto, 2021) ni en MPS (Merino-Sainz *et al*., 2020). *O. troguloides* es la especie más frecuente y la que alcanza mayor amplitud de nicho a pesar de ser mucho menos abundante que *P. opilio*. En MSJP también es abundante y presenta una amplitud de nicho máxima (Merino-Sainz & Prieto, 2021). Dejando aparte a *M. morio* por su presencia esporádica en diferentes biotopos, el resto de especies muestran preferencia hacia las zonas forestales, como indicaron las autoras para algunas de estas especies. *O. hansenii* es la tercera especie más abundante del muestreo (llegando al 84,5% de abundancia en el hayedo de Bujaruelo) pero muestra una baja amplitud de nicho (presente sólo en tres localidades), al igual que en MSJP, donde es la especie más abundante y la indicadora de las localidades forestales (Merino-Sainz & Prieto, 2021). *M. diadema* también presenta baja amplitud de nicho, al igual que en MSJP (Merino-Sainz & Prieto, 2021).

En conclusión, las localidades herbáceas y expuestas son las más similares en cuanto a composición de opiliones, pero también las menos diversas, con menor equidad y con elevada dominancia de *P. opilio*, especie indicadora de estos ambientes. Las localidades forestales presentan mayor diversidad y equidad y menor dominancia. Las cotas más elevadas, correspondientes a tres localidades de pastos secos, son alcanzadas por tres especies ubiquistas, *M. morio*, *P. opilio* y *O. troguloides,* mientras que el resto de especies se localizan en las zonas forestales con mayor humedad y menor altitud.

Bibliografía

ALMEIDA-NETO, M., G. MACHADO, R. PINTO-DA-ROCHA & A. A. GIARETTA 2006. Harvestman (Arachnida: Opiliones) species distribution along three Neotropical elevational gradients: an alternative rescue effect to explain Rapoport's rule? *Journal of Biogeography*, **33**: 361–375.

BELOZEROV, V. N. 2012. Dormant stages and their participation in adjustment and regulation of life cycles of harvestmen (Arachnida, Opiliones). *Entomological Review*, **92**(6): 688–713.

BENITO ALONSO, J. L. 2005. *Flora y vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo central aragonés)*. Tesis de doctorado. Universidad de Barcelona, Facultad de Biología, Departamento de Biología Vegetal. 76 pp.

BERON, P. 2008. High Altitude Isopoda, Arachnida and Myriapoda in the Old World. *Bureschiana* (Series of Monographs) 1: 1–556.

BERON, P. 2018. High-Altitude Arachnida (p. 853-891). In: BERON, P., *Zoogeography of Arachnida*. (Monographiae Biologicae 94, Springer), 987 pp.

CAMARERO, J. J., J. M. GARCÍA-RUIZ, G. SANGÜESA-BARREDA, J. D. GALVÁN, A. Q. ALLA, Y. SANJUÁN, S. BEGUERÍA & E. GUTIÉRREZ 2015. Recent and intense dynamics in a formerly static Pyrenean treeline. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, **47**(4): 773–783.

CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY 2006. PRIMER v6: User Manual/ Tutorial. PRIMER-E Ltd. Plymouth.

CURTIS, D. J. & G. MACHADO 2007. Ecology. In: *Harvestmen. The biology of opiliones*, Pinto-daRocha, R., Machado, G. & G. Giribet (eds). Harvard University Press, Cambridge, pp 280–308.

DE CÁCERES, M., P. LEGENDRE, S. K. WISER & L. BROTONS. 2012. Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, **3**: 973–982.

D'AMICO, F. 1988. Les Opilions de la Vallée d'Ossau (Pyrénées-Atlantiques, France)- Note préliminaire. *Documents d'Ecologie Pyrénéenne*, **7988**: 145–156.

D'AMICO, F. & J. P. BESSON 1995. Les Opilions dans les écosystèmes montagnards Pyrénéens. I. Les Opiliones de la Haute Vallée D'Ossau (Pyrénées-Atlantiques, France). *Pirineos*, **145-146**: 93–102.

DELFOSSE, E. & É. IORIO 2015. Les opilions (Arachnida: Opiliones) du Parc national du Mercantour et des Alpes méridionales françaises, in Daugeron C., Deharveng L., Isaia M., Villemant C. & Judson M. (eds), Mercantour/Alpi Marittime All Taxa Biodiversity Inventory. Zoosystema, **37**(4): 633–666.

DRESCO, E. 1948. Remarques sur le genre *Dicranopalpus* Dol. et description de deux espèces nouvelles (Opiliones). *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle*, Paris, **20**(4): 336–342.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & J. HORTAL 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.*

KRAUS, V. O. 1961. Die Weberknechte der Iberischen Halbinsel (Arach., Opiliones). *Senckenbergiana Biologica*, Frankfurt am Main, **42**(4): 331–363.

LEDOUX J. C., M. EMERIT & G. PINAULT 1996. Les araignées et opilions de Nohèdes (Pyrénées Orientales). *Office pour l'information Eco-entomologique du Languedoc-Roussillon*, 36 pp.

LEDOUX J. C. & M. EMERIT 2006. Araignées et opilions de la réserve naturelle de Prtas de Mollo (Pyrénées Orientales). *Office pour les Insectes et leur environnement*, 21 pp.

MARCUZZI, G. & S. BIONDI 1980. Contributo alla conoscenza della fauna dei Pirenei Occidentali. *Bulletin du Centre d'Etudes et Recherche scientifique*, Biarritz, **13**(1): 23–44.

MARTENS, J. 1978. *Spinnentiere, Arachnida: Weberknechte, Opiliones*. Die Tierwelt Deutschlands, v. 64. G. Fischer Verlag, Jena. 464 pp.

MERINO-SAINZ, I. & A. ANADÓN 2013. La fauna de Opiliones (Arachnida) de Asturias y Cantabria (España): catálogos e importancia de las especies y de los endemismos. *Revista Ibérica de Aracnología*, **23**: 57–77.*

MERINO-SAINZ, I. & A. ANADÓN 2015. Local distribution patterns of harvestmen (Arachnida: Opiliones) in a Northern temperate Biosphere Reserve landscape: influence of orientation and soil richness. *Belgian Journal of Zoology*, **145**(1): 3–17.

MERINO-SAINZ, I. & A. ANADÓN 2018. Land use influences harvestman diversity in northern Spain: a case study involving secondary grasslands and forest plantations (Arachnida: Opiliones). *Journal of Insect Conservation*, **22** (3-4): 363–376.

MERINO-SAINZ, I., Y. GUTIÉRREZ-MOIRÓN, J. C. OTERO, J. HERNÁNDEZ-CORRAL & C. E. PRIETO 2020. Estudio ecológico y fenológico de los Opiliones (Arachnida) de Monte Pedroso (Santiago de Compostela, A Coruña). *Revista Ibérica de Aracnología*, **36**: 119–127.*

MERINO-SAINZ, I. & C. E. PRIETO 2021. Reanálisis de las comunidades de opiliones del Macizo de San Juan de la Peña (Huesca, Jaca). *Revista Ibérica de Aracnología,* **38**: 126–131.

MITOV, P. 2007. Spatial Niches of Opiliones (Arachnida) from Vitosha Mountains, Bulgaria. In: Fet, V. & Popov A. (Eds.), *Biogeography and Ecology of Bulgaria, Monographiae Biologicae*, **82**: 423–446.

MITOV, P. & I. STONAYOV 2005. Ecological profiles of harvestmen (Arachnida, Opiliones) from Vitosha Mountains (Bulgaria): A mixed modeling approach using GAMS. *The journal of Arachnology*, **33**(2): 256–268.

PRIETO, C. E. 2003. Primera actualización de la Check-list de los Opiliones de la Peninsula Ibérica e Islas Baleares. *Revista Ibérica de Aracnología*, **8**: 125–141. *

PRIETO, C. E. 2008. Updating the checklist of the Iberian opiliofauna: corrections, suppressions and additions. *Revista Ibérica de Aracnología*, **16**: 49–65.

PRIETO, C. E. & L. LAS HERAS 2020. Revisión y distribución geográfica de los *Anelasmocephalus* Simon, 1879 (opiliones: Trogulidae) de la Península Ibérica. *Revista Ibérica de Aracnología*, **37**: 165−183.*

RAMBLA, M. 1985. artrópodos epígeos del Macizo de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca). IV. Opiliones. *Pirineos*, **124**: 87–169.

RAMBLA, M. 1998. Opiliones (Arachnida) presentes en la fauna aragonesa. *Catalogus de la Entomofauna Aragonesa*, **17**: 3−7.*

RAMBLA, M. & A. PERERA 1989. Resultados de una primera campaña de prospección de los Opiliones (Arachnida) del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Lucas Mallada*, **1**: 196−202.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2014. R: a language and environment for statistical computing. "Sock it to Me" The R Foundation for Statistical Computing Platform: i386-w64-mingw32/i386 (32-bit).

STAŠIOV, S. 2008. Altitudinal distribution of harvestmen (Eucheliceratа: opiliones) in Slovakia. *Polish Journal of Ecology*, **56** (1): 157−163.

STATSOFT. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10.

STOL, I. 2005. Ecology and body size of the parthenogenetic *Megabunus diadema* (Fabricius, 1779) (Opiliones: Phalangiidae) at Karmoy, Western Norway. *Fauna norvegica*, **25**: 39−44.

SÁNCHEZ-CUENCA, D. & C. E. PRIETO 2014. *Odiellus ramblae* sp. n., una especie nueva de Cataluña (España), junto con una clave de determinación de las especies ibéricas del género *Odiellus* Roewer, 1923 (Opiliones, Phalangiidae). *Revista Ibérica de Aracnología*, **24**: 19−27.*

TODD, V. 1949. The habits and ecology of the British Harvestmen (Arach., Opiliones) with special reference to those of the Oxford. *Journal of Animal Ecology*, **18**(2): 209–216.

TUOMISTO, H. 2010. A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, **164**: 853–860.

* Referencia disponible en www.sea-entomologia.org