CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN DE *Thymus carnosus* BOISS. (LAMIACEAE) EN LA FLECHA DE EL ROMPIDO (LEPE, HUELVA, SUR DE ESPAÑA): BASES PARA LA GESTIÓN

Juan García-de-Lomas[1], María Concepción Saavedra[1], Laura Fernández-Carrillo[1]*, Óscar Romero[1], Ildefonso Martín[1], Carmen Rodríguez-Hiraldo[2], Enrique Martínez-Montes[3]

[1] *Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.*
[2] *Departamento de flora y Hongos. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Av. Manuel Siurot 50, 41071, Sevilla.*
[3] *Paraje Natural Marismas del Odiel. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.*

Recibido: 1 de diciembre de 2015. Aceptado (versión revisada): 8 de febrero de 2016. Publicado en línea: 11 de febrero de 2016.

Characterization of the *Thymus carnosus* Boiss. population (Lamiaceae) in El Rompido spit (Lepe, Huelva, South of Spain): bases for management.

Palabras claves: *Thymus carnosus*, distribución, vigor, demografía, sexo, *Retama monosperma*, dunas costeras.
Keywords: *Thymus carnosus*, distribution, vigor, demography, sex, *Retama monosperma*, coastal dunes.

Resumen

El tomillo carnoso, Thymus carnosus *Boiss. (Lamiaceae) es un pequeño arbusto endémico de la costa suroeste de la Península Ibérica, catalogado como "en peligro crítico" en Andalucía y protegido por la legislación vigente. La Flecha de El Rompido, en la costa onubense de Lepe, alberga el principal núcleo poblacional en España. La expansión del retamar (*Retama monosperma*) supone una amenaza que compromete su conservación. En este trabajo se aportan características de* T. carnosus *en la Flecha de El Rompido en lo que respecta a su distribución local, vigor, sex-ratio, demografía y comunidad vegetal acompañante.* T. carnosus *ocupa preferentemente dunas fijas por vegetación herbácea, entre el sotavento de la duna primaria y el matorral costero más maduro. La abundancia de* T. carnosus *varió entre los núcleos estudiados (n = 1136 y 226 individuos en los núcleos 1 y 2, respectivamente), asociándose a diferencias significativas en la cobertura de* Retama *y la composición de la vegetación acompañante. El núcleo 1, asociado a una menor densidad de* Retama*, presentó una estructura de tamaños menor, con evidencias de reclutamiento y una proporción de individuos hermafroditas 3,3 veces superior a la de hembras. Por su parte, el núcleo 2, inmerso en una duna fija colonizada por retamar maduro y más cerrado, presentó un mayor tamaño medio, con mayor proporción de pies hembras (hermafroditas/hembras = 1,9) y sin reclutamiento. El vigor fue similar en ambos núcleos. Estos resultados suministran un conocimiento actualizado de* T. carnosus *en el extremo Este de su distribución natural y sirven de base para la planificación de las actuaciones de conservación de la especie y de recuperación de sus hábitats favorables por parte de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, en el marco del proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCÍA.*

Abstract

Thymus carnosus *Boiss. (Lamiaceae) is a small shrub endemic of the southwest coast of the Iberian Peninsula, which is listed as "critically endangered" in Andalusia and protected by law. El Rompido Spit, in the coast of Lepe (Huelva), houses the main population in Spain. The expasion of the native shrub* Retama monosperma *threatens its conservation. In this paper, the main characteristics of* T. carnosus *in El Rompido Spit are provided, with regard to local distribution, vigor, sex-ratio, demography and accompanying plant community.* T. carnosus *preferably occupies fixed dunes with herbaceous vegetation, between the lee of the primary dune and the mature coastal scrub. The abundance of* T. carnosus *was different between the patches studied (n = 1136 and 226 individuals in the patches 1 and 2, respectively) and was associated with significant differences in the coverage of* Retama *and composition of the accompanying vegetation. Patch 1 was associated with a lower density of* Retama*, showed significant smaller sizes, and evidence of recruitment. The proportion of hermaphrodites was 3.3 times higher than females. In contrast, Patch 2 occupied a mature and closed Retama shrub, older individuals, a higher proportion of females (hermaphrodites / females = 1.9) and no recruitment. The vigor was similar in both patches. These results provide an updated characterization of* T. carnosus *in the East end of its natural range and provide a basis for action planning to preserve the species and recovery of its favorable habitats, which are being carried out by the Regional Environmental Council, under the LIFE project CONHABIT ANDALUSIA.*

*Autor para correspondencia. Email: lfernandezca@agenciamedioambienteyagua.es

Introducción

Thymus carnosus Boiss. (Labiatae) es un arbusto de 15-30 cm de altura, gimnodioico y endémico de la costa suroeste de la Península Ibérica. Se distribuye desde Huelva (en la costa sur de España) hasta Quarteira (en el Algarve Portugués) y desde Lisboa a Sines en la costa oeste de Portugal (IUCN 2013). *T. carnosus* está considerado como "casi amenazado" a nivel global (IUCN 2014) y "en peligro crítico" en Andalucía (Cabezudo et al. 2005). Está protegido por la Directiva 92/43/CEE del Consejo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre (Anexo II) y la legislación española y autonómica vigente (Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna Silvestres; Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas; y Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats). En el territorio español, la especie ocupa el límite este de su distribución natural, donde es característica de dunas fijadas por vegetación herbácea (cod. 2130) (Gracia y Muñoz, 2009). Ha experimentado una pérdida de hábitat debido al desarrollo de urbanizaciones costeras, industrias químicas, nuevas explotaciones agrícolas (p.ej., campos de fresas), así como programas forestales a lo largo del siglo XX (Martínez et al. 2004; Gracia et al. 2011). Aunque no hay información sobre cuántos núcleos españoles de *T. carnosus* (en adelante *Thymus*) han desaparecido, sí hay evidencias de una reducción de sus hábitats favorables (dunas costeras).

La mayor proporción de las poblaciones de *Thymus* en el territorio español se encuentran en la Flecha de El Rompido (Lepe, Huelva, sur de España), con una área de ocupación de aproximadamente 153 ha. En este enclave, la expansión de retama blanca, *Retama monosperma* (L.) Boiss (Fabaceae) es uno de los principales factores que compromete la conservación de *Thymus*. La retama blanca es un arbusto nativo, propio de la provincia biogeográfica gaditano-onubo-algarviense y costa noroeste de África (Valdés et al. 1987). Alcanza 3,5 m de altura y hasta 9 m de diámetro y es fijadora de nitrógeno. De acuerdo a la fotointerpretación de series de fotografías aéreas, la retama blanca ha mostrado una rápida expansión en las últimas décadas, pasando de 15 ha en 1956 a 117 ha en 2001 (Muñoz-Vallés, 2009; Gallego et al. 2010; Muñoz-Vallés et al. 2013). *R. monosperma* (en adelante *Retama*) forma densos pies que modifican el hábitat favorable para *Thymus*, a través de una reducción de la penetración de la luz y la temperatura del aire e incremento de la humedad relativa bajo sus copas (Esquivias et al. 2015) y del incremento de la concentración de nutrientes en el suelo (Gallego et al. 2010). Estos cambios ambientales dan lugar a: (i) una competencia directa entre *Retama* y *Thymus* por el agua, especialmente en las estaciones secas y años relativamente secos (Esquivias et al. 2014, 2015); (ii) una competencia añadida con las nuevas especies favorecidas por el desarrollo de retama (Muñoz-Vallés et al. 2011); y (iii) menores tasas fotosintéticas de *Thymus* en el interior del sotobosque de retama que en ambientes expuestos (Esquivias et al. 2015). En consecuencia, la mortalidad de los pies de *Thymus* que se encuentran bajo las copas de *Retama* es mayor que en dunas expuestas (Esquivias et al. 2015).

La herbivoría silvestre (conejos) y doméstica (ganado caprino) presente en la Flecha puede ejercer un papel directo o indirecto en la conservación de *Thymus*. De este modo, el conejo tiene un importante papel en la dispersión de semillas de *Retama* mediante endozoocoria, incrementando las tasas de germinación respecto a las obtenida directamente de los frutos (Dellafiore et al., 2006, 2010). El ganado caprino que frecuenta la porción oeste de la flecha afecta a *Thymus* si bien no es por predación sino por pisoteo bajo las retamas (Zunzunegui et al. 2012). A estos factores de amenaza habría que sumar la acción de pisoteo de los visitantes a las playas y los desbroces debidos a la práctica de la caza de aves silvestres con reclamo (Alés et al. 2003), aunque se desconoce la importancia relativa de cada factor en la actualidad.

Por tal motivo, en el marco del proyecto Life Conhabit Andalucía (ref. LIFE13/NAT/ES/000586) se han planteado acciones encaminadas a: (i) mejorar el estado de conservación de *Thymus carnosus* presente en Andalucía y de los hábitats y lugares de interés comunitario presentes en la Flecha de El Rompido (LIC: ES6150006); (ii) evaluar cómo afecta la eliminación de la retama a las comunidades vegetales propias de los sistemas dunares de la Flecha litoral, con especial atención a *Thymus*; (iii) evaluar el efecto del pastoreo y la herbivoría natural (conejos) en los sistemas dunares que albergan al tomillo carnoso. Para ello, y como paso previo al diseño de las actuaciones, se evaluó el estado de conservación de *Thymus* en la Flecha de El Rompido, en base a su distribución local, vigor, sex-ratio, demografía y comunidad vegetal acompañante. Se seleccionaron dos núcleos que representan las distintas situaciones que se dan en esta localidad en su conjunto; sobre todo en cuanto a magnitud de la influencia de los factores que a priori afectan su estado de conservación (densidad *Retama*, presión de ganado, etc.). A partir de esta información se obtienen unas bases para la gestión aplicables al gradiente de situaciones de toda la población.

Material y métodos

Área de trabajo

La Flecha litoral de El Rompido (N 37º 12´, W 7º 07´) forma parte del espacio natural protegido "Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido" (Fig. 1). Tiene 12 km de longitud y unas 500 hectáreas y discurre paralelamente a la costa Atlántica de Lepe (Huelva). Una descripción detallada de la localidad incluyendo la flora asociada puede encontrarse en Gallego et al. (2006), Muñoz-Vallés et al. (2009) y Dellafiore et al. (2010). El clima es mediterráneo, con veranos secos y calurosos e inviernos suaves y húmedos. La temperatura y precipitación media en la estación de referencia de Huelva (situada a 17 km del área de estudio) para la serie 1981-2010 es de 18,2ºC y 525 mm, respectivamente (AEMET, 2015). Dentro de la flecha, *Thymus* se encuentra distribuido de manera heterogénea. Hay un núcleo más o menos continuo al oeste de la flecha (unos 2,3 km) entre la urbanización de La Antilla y el acceso a la playa desde El Terrón. Hacia el este hay rodales cada vez más dispersos, siendo de mayor entidad en las proximidades del acceso desde El Terrón y más aislado a 8 km de distancia desde la urbanización de La Antilla (fig. 1). Los núcleos seleccionados están sometidos a una diferente presión de herbivoría por parte del ganado (Zunzunegui et al. 2012) y se ubican en retamares con diferente grado de madurez y grado de desarrollo (Gallego et al. 2010; Muñoz-Vallés et al. 2013). De este modo, el núcleo situado a 3 km de La Antilla (en adelante "núcleo 1"; Fig. 1), ocupa un retamar relativamente joven (aprox. 25 años) establecido sobre la porción de la Flecha más estrecha (300 m), con una presión ganadera baja según Zunzunegui et al. (2012). Por su parte, el núcleo más alejado, a 8 km de la Antilla (en adelante "núcleo 2") ocupa un retamar maduro (edad aproximada = 40 años), establecido sobre la parte más anti-

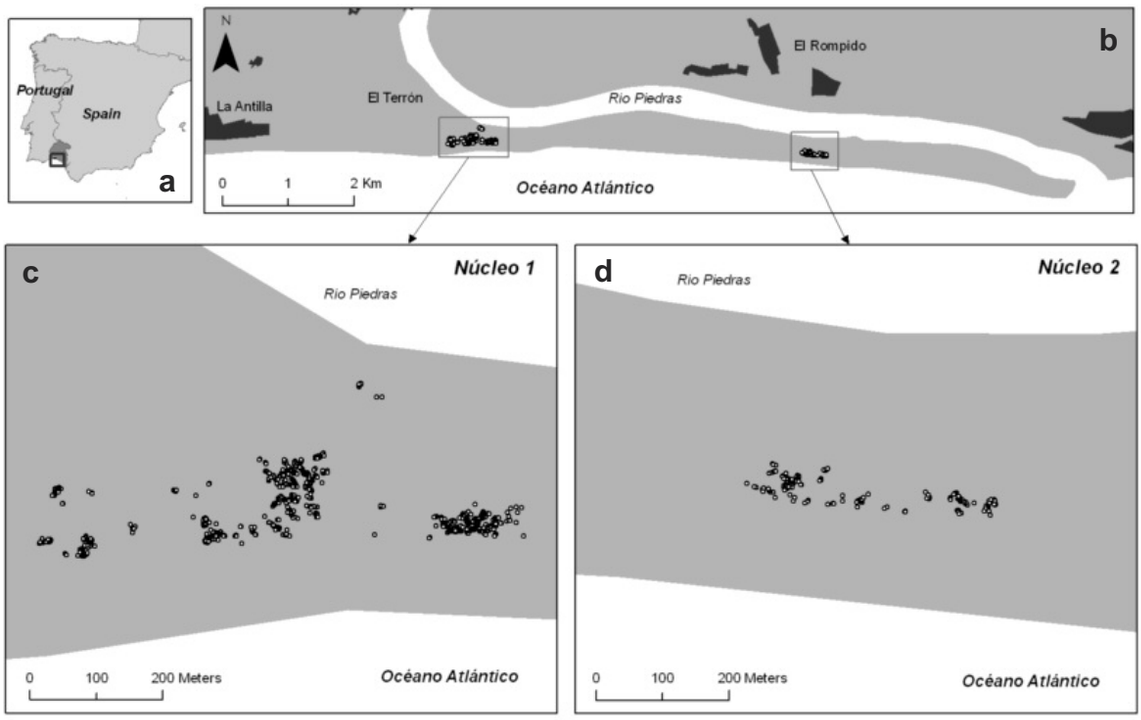

Figura 1. Área de trabajo, mostrando los dos núcleos de *Thymus carnosus* estudiados (a, b). Los puntos en (c) y (d) muestran la distribución de pies *T. carnosus*.

gua de la Flecha (datada entre 855-1045 AD) (Zazo et al. 1994) y con una nula presión ganadera (Zunzunegui et al. 2012).

Características de la población de Thymus carnosus*: distribución, demografía y sex-ratio*

Inicialmente se exploró la distribución de *Thymus* en las zonas seleccionadas, a fin de conocer su densidad y patrón de dispersión/agregación. Para ello se realizaron transectos tanto en los núcleos seleccionados como en sus alrededores, separados una distancia de entre 5-20 m (adaptándose a ña detectabilidad cambiante en función de la densidad de *Retama* y las pendientes del terreno) y registrando el camino (track) seguido mediante GPS (Garmin® etrex Venture HC) para facilitar la orientación. Se georreferenciaron todos los pies de *Thymus* en ambos núcleos (la búsqueda se prolongó hasta completar 200 m sin presencia de *Thymus* en torno a ellos). En ambos núcleos se evaluó el grado de agrupamiento mediante un análisis del vecino más cercano, utilizando para ello la herramienta "average nearest neighbour" de ArcGIS 9.3 y calculado en base a la distancia euclídea. Este análisis ofrece como salida tanto la distancia media entre pies como el ratio (R) del vecino más cercano, calculado como el cociente entre la distancia media observada entre individuos y la distancia media esperada (distribución hipotética aleatoria). Valores del índice $R < 1$ indican un patrón de agregación, mientras que $R > 1$ indica dispersión (ArcGIS Resource Centre; http://help.arcgis.com/es/arcgis-desktop/10.0/help; Mitchell, 2005). En primer lugar, se evaluó el grado de agrupación entre todos los individuos georreferenciados para cada núcleo por separado (n = 1136 pies para el núcleo 1 y n = 226 para el núcleo 2) y, dentro de cada núcleo, entre individuos hembras y hermafroditas por separado (n = 704 para el núcleo 1 y n = 197 para el núcleo 2). El menor tamaño muestral del segundo caso es consecuencia de que un porcentaje (13-17%) de cada núcleo eran pies muertos o que no presentaban flores en el momento del muestreo y, por otro lado, no todos los individuos del núcleo 1 fueron sexados.

Puesto que *Thymus* es una especie gimnodioica (con pies hembras y pies hermafroditas) (Fig. 2), se anotó el sexo de cada pie coincidiendo con la época de floración (segunda quincena de junio, 2015). Se midió el perímetro y el vigor de cada pie en un número suficiente de tomillos de cada núcleo (n = 281 en el núcleo 1 y n = 186 en el núcleo 2). Las plántulas no se incluyeron en las mediciones de talla. Para el vigor, se establecieron 5 categorías en función del porcentaje de tallos verdes (0: 0% – pie totalmente seco-; 1: 1-20%; 2: 21-40%; 3: 41-60%; 4: 61-80%; 5: >81%).

Caracterización de la comunidad vegetal

Se procedió a medir la cobertura de *Retama* en ambos núcleos. Para ello se realizaron 15 transectos de 25 m de longitud por tratamiento y zona (N = 60), anotando la proporción del transecto que ocupaba *Retama* (Kent y Coker 1992). Seguidamente (segunda quincena de abril, 2015) se analizó la composición de la comunidad vegetal, diferenciando dos tipos de subambientes: duna expuesta al sol y sotobosque bajo *Retama*. Los datos en las dunas expuestas estuvieron separados de la retama más próxima al menos 3 metros, que son distancias similares a Muñoz-Vallés et al. (2011) y Esquivias et al. (2015), a fin de minimizar el efecto de sombreado que las retamas pueden ejercer en función de su altura y orientación. En cada subambiente se anotó la presencia de cada especie de planta en quadrats de 1 m de lado distribuidos a lo largo de transectos georreferenciados (n = 200 por subambiente y zona; N = 800 quadrats) y de orientación variable, separados entre sí al menos 25 m. Con los datos de presencia obtenidos

Figura 2. Flores de individuos hermafroditas (a) y hembras (b) de *Thymus carnosus* (Fotos: J. García-de-Lomas).

se calculó el número de especies, *S*, y el índice de diversidad de Simpson, *D*, de acuerdo a Magurran (2004) (ec. 1), expresando los resultados como (1-*D*), de acuerdo a Lande (1996), para que una mayor uniformidad de la comunidad vegetal se corresponda con un mayor valor del índice. La retama se excluyó de los análisis (Wearne y Morgan 2004) para mantener la independencia de la abundancia de esta especie en los parámetros.

$$D = (n_i \cdot [n_i - 1]/N \cdot [N-1]) \quad (1)$$

Donde *ni* es la abundancia de la especie *i* en la muestra (número de presencias de la especie i en 100 quadrats) y *N* es el número total de individuos de todas las especies de la muestra.

Análisis estadístico

Se evaluó la normalidad y homocedasticidad de los datos (cobertura de retama, vigor, perímetro, proporción de sexos) entre las dos zonas de trabajo mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente. Cuando los datos siguieron una distribución normal y las varianzas eran iguales (cobertura de retama, riqueza, perímetro y proporción de sexos) se aplicó un test de la t-student para evaluar las diferencias entre los dos núcleos de trabajo. En caso de que los datos no fueran paramétricos (vigor, índice de diversidad) se aplicó la prueba de la U Mann-Whitney. Se utilizó el software SPSS® para Windows® versión 20. Con los datos de presencia, se comparó la similaridad entre las comunidades de los dos subambientes (duna expuesta y sotobosque de retama) mediante los análisis multivariantes ANOSIM (Analysis of Similarities) y SIMPER (Similarity Percentages (SIMPER) (Warwick, 1988; Magurran, 2004). El análisis SIMPER ofrece como salida el porcentaje de similaridad entre los grupos considerados (obtenido como el índice de similitud de Bray-Curtis, multiplicado por 100) mientras que el test ANOSIM sirve para probar la existencia de diferencias significativas entre grupos predeterminados (Clarke 1993; Hammer 2015). Para realizar estos análisis, se usó el software libre Past®, versión 3.10 (Hammer et al. 2001; disponible en: http://folk.uio.no/ohammer/past/). Los datos no precisaron pretratamiento. Cada especie se incluyó como campo independiente, indicando en un campo de tipo nominal cada subambiente para poder realizar las comparaciones de composición entre subambientes.

Resultados

Características de la población de Thymus carnosus*: distribución, demografía y sex-ratio*

Para ambos núcleos, el análisis del vecino más cercano reveló una distribución claramente agregada. La distancia media observada entre individuos fue de 1,04 m y 1,57 m, con valores de *R* = 0,17 y 0,33, para los núcleos 1 y 2, respectivamente (p = 0,01 en ambos casos) (Tabla 1). Esto muestra que en el núcleo 1 hay varias aglomeraciones de individuos que ocupan en su conjunto una superficie mucho mayor que el núcleo 2 (10,92 y 1,61 hectáreas, respectivamente). Esto da como resultado un menor valor de *R* a pesar de la menor distancia media entre individuos. La presencia de *Thymus* se concentró en dunas expuestas y claros de retamar, desde el sotavento de las dunas primarias hasta el borde de las zanjas de marea, donde la vegetación dunar da paso a vegetación halófila (e.g., *Salsola brevifolia* Desf. y *Arthrocnemum macrostachyum* (Moric.) Moris in Moris y Delponte). Analizando la distribución por sexos, el patrón fue igualmente agregado (Tabla 1). La separación media entre individuos hembras fue mayor que entre hermafroditas, en concordancia con su menor abundancia relativa. No obstante, la mayor proporción de hembras en la zona 2 (véase más abajo) motivó valores de agregación sensiblemente menores entre las hembras del núcleo 2 (*R* = 0,59) que en el núcleo 1 (*R* = 0,24).

Tabla 1. Distancias observadas entre individuos de *Thymus carnosus* de cada núcleo y valor del ratio (*R*), obtenidos mediante el análisis del vecino más cercano (Mitchell, 2005).

Individuos	Distancia entre individuos (m)		*R*	
	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 1	Núcleo 2
Todos	1,04	1,57	0,17	0,33
Hermafroditas	1,54	2,23	0,19	0,4
Hembras	3,71	4,72	0,24	0,59

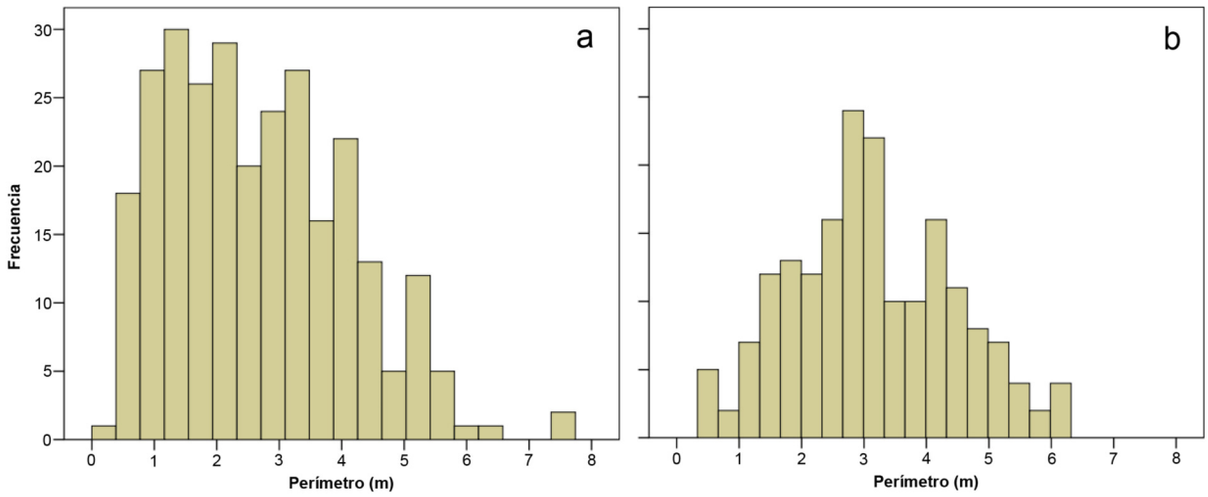

Figura 3. Histograma de tamaños de *Thymus carnosus* en los núcleos 1 (a; *n* = 281) y 2 (b; *n* = 186).

En relación a la demografía, se encontraron diferencias significativas (p < 0,001, t-test) en el perímetro medio de los tomillos entre los dos núcleos analizados. Así, los tomillos del "núcleo 1" muestran un menor tamaño (media ± SD = 2,6 ± 1,4 m) que los del "núcleo 2" (3,1 ± 1,3 m) y una distribución asimétrica positiva en el núcleo 1 (coeficiente de asimetría de Fisher = 0,58 y 0,20 para los núcleos 1 y 2, respectivamente) que da muestra de una mayor representación de pies jóvenes (Fig. 3). La proporción de pies hermafroditas fue superior al de hembras en ambos núcleos, aunque con diferencias notables entre núcleos (hermafroditas/hembras = 3,3 y 1,9 en los núcleos 1 y 2, respectivamente).

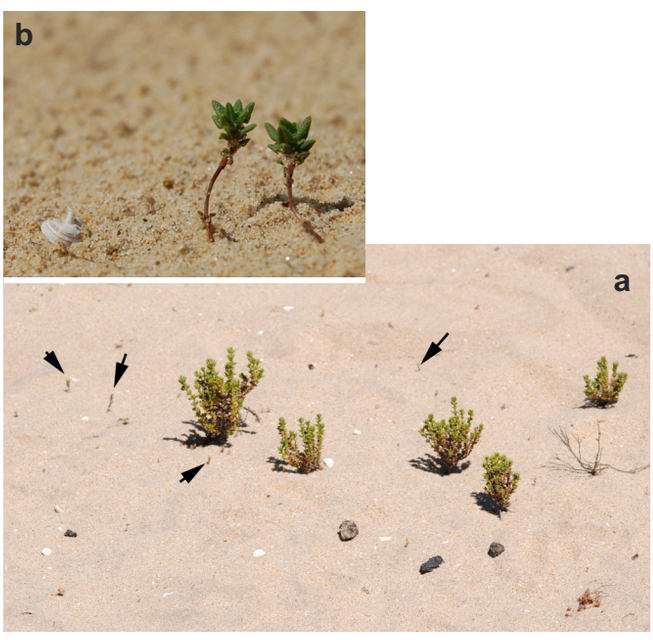

Figura 4. Individuos de *Thymus carnosus* de diferentes tamaños, con evidencias de reclutamiento (las flechas señalan plántulas) (a) y detalle de plántulas (b). Ambas imágenes corresponden al "núcleo 1". El caracol de (b) tiene 5 mm de diámetro (fotos: J. García-de-Lomas).

Aunque no se han realizado mediciones, las flores de los pies hembras son a simple vista más pequeñas que las hermafroditas, al igual que en otras especies del mismo género, como *Thymus vulgaris* (Eckhart, 1999; Escolà-Llorens et al. 2012). Además, en el núcleo 1 se observaron evidencias de reclutamiento, con una mayor representación de pies jóvenes y plántulas (fig. 4), cosa que no se apreció en el núcleo 2.

Respecto al vigor de los tomillos, no se apreciaron diferencias significativas entre los dos núcleos analizados (p = 0,077, U Mann-Whitney), en ambos casos con una categoría de vigor (mediana) = 4, que se corresponde con un 60-80% de los tallos verdes (fig. 5).

Características de la vegetación en los núcleos de actuación

Los dos núcleos analizados se diferenciaron claramente en dos aspectos fundamentales: cobertura de retama y composición de la vegetación. En primer lugar, la cobertura de *Retama* fue significativamente menor (*p* = 0,007; t-test) en el núcleo 1 (cobertura media ± SD = 54 ± 25 %; *n* = 30) que en el núcleo 2 (72 ± 24 %, *n* = 30). Respecto a la caracterización de la comunidad vegetal por subambientes, las dunas expuestas mostraron una riqueza (p<0,001, t-student) y un índice de diversidad (p<0,001, U Mann-Whitney) significativamente mayor que el sotobosque de *Retama*. Además, si comparamos los valores obtenidos en cada subambiente entre los dos núcleos, la riqueza y diversidad de cada subambiente fue significativamente mayor en el núcleo 2 que en el núcleo 1 (Fig. 6).

Respecto a la composición de la flora, se encontraron diferencias significativas entre los subambientes (duna expuesta vs sotobosque de *Retama*) dentro de cada núcleo (p = 0,0001, Anosim) y entre núcleos de *Thymus*. De este modo, el sotobosque de retama del "núcleo 1" fue significativamente diferente (p = 0,0004, Anosim) al sotobosque del "núcleo 2", con una similaridad en su composición del 9,3% (Simper). Las especies que más pesaron a la hora de explicar esta escasa similaridad fueron *Carduus meonanthus* Hoffmanns. & Link Port., con una cobertura media del 30% y 58% en los núcleos 1 y 2, respectivamente; *Pancratium maritimum* L., abundante en el núcleo 1 (cobertura media = 37%) pero prácticamente ausente

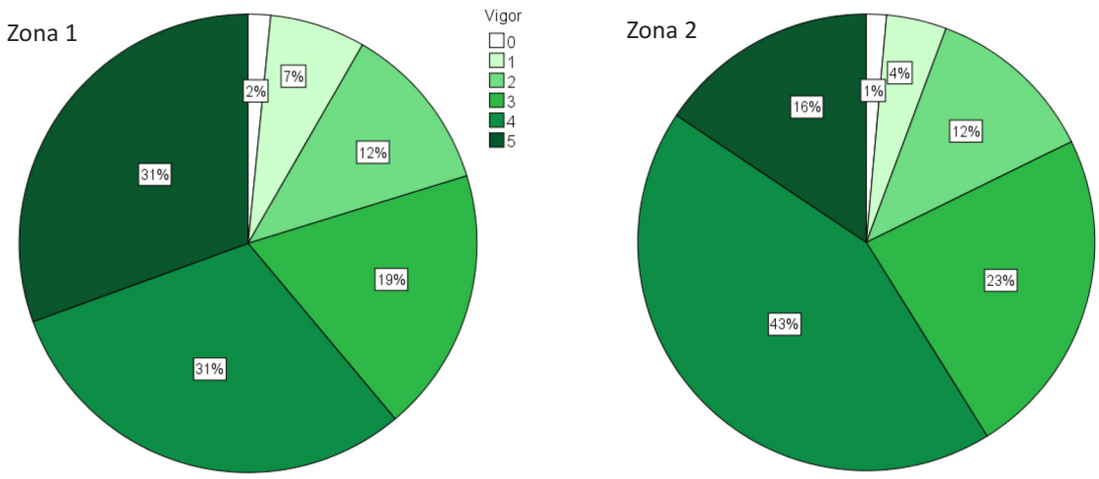

Figura 5. Vigor de *Thymus carnosus* en los dos núcleos analizados. Las categorías de vigor muestran diferentes porcentajes de tallos verdes (0: 0% – pie totalmente seco-; 1: 1-20%; 2: 21-40%; 3: 41-60%; 4: 61-80%; 5: >81%).

en el núcleo 2; *Euphorbia terracina* L., solo presente en el núcleo 2 (cobertura media = 16%); o *Chenopodium murale* L., solo encontrada en el núcleo 1 (cobertura = 7,5%). Por su parte, las dunas expuestas también mostraron diferencias significativas entre núcleos (p = 0,0001, Anosim), compartiendo una similaridad del 19,7% (Simper). Estas diferencias se explican por importantes contrastes en la composición, con especies como *Helichrysum picardii* Boiss. & Reuter en Boiss., que abundan en el núcleo 2 (abundancia media = 30%), pero está prácticamente ausente en el núcleo 1. Por el contrario, especies de menor porte como *Echium gaditanum* Boiss., abunda en el núcleo 1 (abundancia media = 37%) pero carece de representación en el núcleo 2.

Discusión

Distribución y hábitat típico de Thymus carnosus

La población de *Thymus* en la Flecha de El Rompido muestra una distribución heterogénea, con presencia de algunos núcleos relativamente dispersos y alejados de la zona de mayor densidad (Gallego et al. 2006). La prospección inicial realizada en torno a los núcleos seleccionados cubrió la mayor parte del ancho de la Flecha (entre la duna primaria y la marisma), lo que permite aproximar el hábitat típico de *Thymus*. Varias evidencias sostienen que las dunas fijadas por vegetación herbácea (entre el sotavento de la duna primaria y el matorral costero maduro) y con menor densidad de *Retama*, constituyen un ambiente favorable para *Thymus*: (i) Los rodales de mayor densidad de *Thymus* se han detectado tanto en el núcleo 1 como en torno al acceso a la playa desde El Terrón (datos no mostrados), coincidiendo con una densidad baja o intermedia de *Retama*. (ii) Hay una escasa presencia de *Thymus* en el núcleo 2, coincidiendo con un retamar más maduro y cerrado. A este respecto, las series de fotografías aéreas

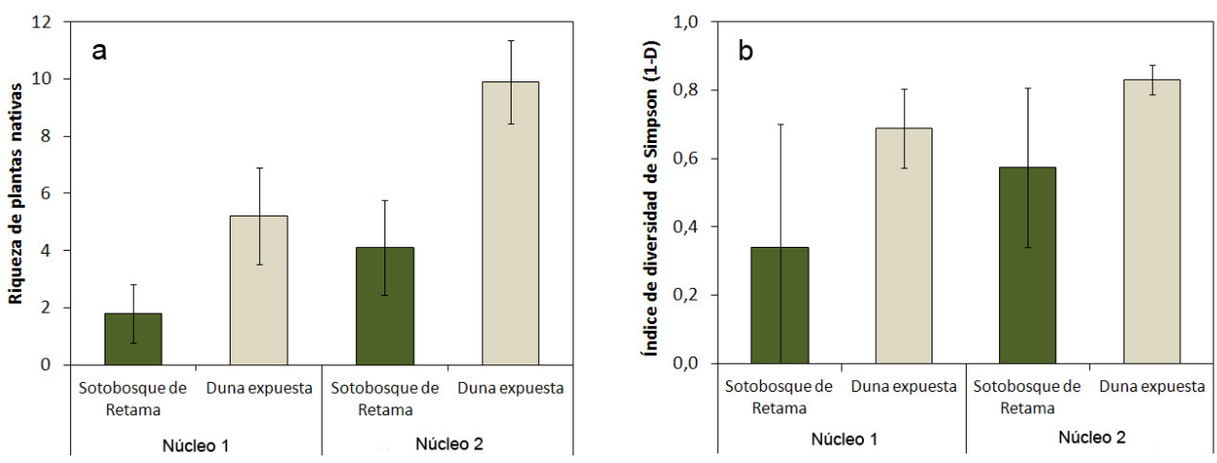

Figura 6. Riqueza (a) e índice de diversidad de Simpson (b) de plantas nativas en los núcleos de T. carnosus estudiados, para cada subambiente (interior del sotobosque de R. monosperma y dunas expuestas). El núcleo 1 corresponde a un retamar joven con baja presión ganadera mientas el núcleo 2 es un retamar maduro sin ganadería.

muestran una expansión del retamar documentada en el periodo 1956-2001, desde el núcleo central de la Flecha en dirección este y oeste (Muñoz-Vallés, 2009; 2013; Gallego et al. 2010), que concuerda con la cobertura media de *Retama* encontrada en cada núcleo. (iii) Los niveles de riqueza, diversidad y composición de plantas encontrados en el núcleo 1, donde *Thymus* es mucho más abundante, son propios de ambientes de transición duna primaria-duna fija, con abundancia de especies como *Echium gaditanum* o *Pancratium maritimum*. En el núcleo 2, las dunas expuestas (donde aparece *Thymus*) presentan una composición relativamente diferente a las del núcleo 1, con dominancia de especies subarbustivas como *Helichrysum picardii*, *Artemisia crithmifolia* o *Anthemis maritima* L. En este caso la elevada densidad de *Retama* altera la composición típica de la duna fija. (iv) La existencia de reclutamiento solo en el núcleo 1 (algo inédito hasta la fecha en *Thymus carnosus*), sugiere que en este hábitat la población encuentra condiciones más favorables para su desarrollo. En cualquier caso, sería recomendable caracterizar el sector occidental de la población donde también se ha observado reclutamiento en los últimos 10 años (JB Gallego, com. pers.) y la presión de ganado es mucho mayor y pueden ser más evidentes los problemas que éstos ocasionan a la conservación de *Thymus*.

Papel de Retama monosperma *sobre* Thymus carnosus*: ¿un caso de Dr. Jekyll y Mr. Hyde?*

Se ha evidenciado que el desarrollo del retamar afecta negativamente la persistencia de *Thymus* (e.g., Muñoz-Vallés et al. 2011; Esquivias et al. 2015). Sin embargo, a la luz de la distribución actual de *Thymus* y a falta de datos históricos de su abundancia, no se puede asegurar si una densidad baja o intermedia de *Retama* podría tener un papel facilitador o igualmente dañino. Desde el punto de vista de la gestión, este aspecto es muy relevante ya que condicionará la decisión de eliminar total o parcialmente *Retama* en los núcleos estudiados. Por un lado, se ha evidenciado que el crecimiento de *Retama* modifica el hábitat, incrementa los nutrientes y la materia orgánica, reduce el pH, la luz incidente y la temperatura respecto a las dunas expuestas y eleva la humedad relativa bajo sus copas (Muñoz-Valles et al. 2011; Esquivias et al. 2015). Estas condiciones conducen a una creciente competencia entre *Thymus* y *Retama* (p.ej., por el agua) y entre *Thymus* y otras especies anuales nitrófilas (Esquivias et al. 2014, 2015). Esto concuerda con el análisis de la composición de la comunidad acompañante, que mostró niveles de similaridad muy bajos entre las dunas expuestas y el sotobosque de *Retama*, así como diferencias significativas entre ambos subambientes. Además, se encontró una reducción significativa de la riqueza y el índice de diversidad de plantas en el sotobosque de *Retama* respecto a las dunas expuestas. Estos resultados contrastan en parte con los obtenidos por Muñoz-Vallés et al. (2011) que encontraron una mayor riqueza bajo la cubierta de *Retama* que en dunas expuestas y no apreciaron diferencias significativas en el índice de diversidad. Aunque ambos análisis se realizaron en primavera, las diferencias encontradas podrían deberse a cuestiones metodológicas como la escala espacial del muestreo (en este estudio: n = 200 quadrats de 1 m^2 por subambiente y 2 zonas, N = 800; en Muñoz-Vallés et al. 2011: n = 4 quadrats por subambiente de 0,25 m^2 por subambiente y 7 zonas, N = 56). Ambos resultados tienen sin embargo en común el enriquecimiento de herbáceas anuales (como *Carduus meonanthus*, *Solanum alatum*, *Urtica membranacea*, etc.) bajo la cubierta de *Retama*. En cualquier caso, el análisis multivariante mediante SIMPER y ANOSIM ofrece a nuestro juicio una evaluación más integral entre las comunidades de cada subambiente, ya que incorpora la identidad de las especies en el análisis, cosa que no hacen otros indicadores como la riqueza o el índice de diversidad.

Estos datos justificarían la decisión de eliminar completamente Retama en los núcleos estudiados. Sin embargo, considerando que la presencia de *Thymus* no es rara en el sotobosque de *Retama*, no queda claro si esta presencia es anterior al pie de *Retama* que lo "acoge", o bien la *Retama* ha facilitado el reclutamiento de *Thymus*. Por tanto, no está claro si *Retama* puede tener un efecto facilitador sobre las plántulas de *Thymus* (Esquivias et al. 2015), como se ha documentado en otras especies leñosas en ambientes costeros (Martínez, 2003). Lo cierto es que la estructura de *Retama* cambia tanto con la edad que podría tener una influencia muy distinta (facilitación vs competencia) sobre *Thymus*. Los pies jóvenes de *Retama* presentan ramas ascendentes muy laxas, que se tornan decumbentes y de diámetro creciente con la edad, aislando progresivamente el suelo bajo sus ramas. Por tanto, no sería de extrañar un posible papel facilitador en el caso de pies pequeños o de tamaño intermedio y más o menos dispersos en el espacio, que se tornaría claramente negativo para *Thymus* conforme *Retama* crece o bien se agregan varias retamas. Este proceso de facilitación a edades tempranas y posterior competencia con el tamaño ha sido documentado con otras especies leñosas en ambientes semiáridos y costeros (Valladares et al. 2008; Armas y Pugnaire, 2009). Considerando que las tasas de mortalidad de *Thymus* son mayores al abrigo de *Retama* que en dunas expuestas (Esquivias et al. 2015), este papel facilitador tendría solo un carácter temporal. A favor de esta hipótesis está la evolución del retamar entre 1956-2001 (Muñoz-Vallés et al. 2013): en 1956 el núcleo 1 carecía prácticamente de vegetación, con vestigios de algunos matorrales concentrados en torno a una antigua edificación. En esta localidad, por tanto, no parecía existir ni *Thymus* ni *Retama*, por lo que no es descartable que la colonización inicial de *Thymus* pueda verse facilitada por una estabilización incipiente del substrato mediada por *Retama*.

Respecto a la decisión de eliminar total o parcialmente *Retama* de los núcleos seleccionados, cabe considerar que la condición fisiológica de los pies de *Thymus* en función del subambiente donde crece. Bajo el sotobosque de *Retama*, *Thymus* presenta un mayor contenido en N y clorofila, pero menores tasas fotosintéticas e índice de área foliar (Esquivias et al. 2015). Por ello, una eventual eliminación total de *Retama* conllevaría a un cambio radical de las condiciones ambientales que, a corto plazo, podría afectar negativamente a los pies de *Thymus* bajo *Retama*. Este efecto sería más delicado en el núcleo 2, donde la densidad de *Retama* es mayor y la abundancia de *Thymus* muy reducida. Estos aspectos recomendarían, por precaución, evitar el clareo total de *Retama* en estos núcleos procediendo en su lugar mediante un clareo parcial y progresivo en el tiempo. Sería por tanto recomendable seleccionar los pies de *Retama* indultados en función de la relación de vecindad con *Thymus*, manteniendo por ejemplo retamas jóvenes o medianas y que acogen *Thymus* a su alrededor. Esto reduciría además el riesgo de posibles daños durante los trabajos de desbroce (pisoteo directo, daños por caída o arrastre de ramas de Retama…).

Proporción y distribución de sexos

Respecto al análisis de los sexos, la gimnodioecia (o ginodioecia) es un sistema reproductivo frecuente en las labiadas, es-

pecialmente en el género *Thymus* (Morales, 1986). Entre posibles ventajas, la presencia de hembras asegura una polinización cruzada, ya que necesariamente reciben el polen de pies hermafroditas (Charlesworth y Charlesworth, 1987; Cuevas y Abarca, 2006). La reducida proporción de hembras encontradas en este trabajo coincide con lo que apuntan Parra et al. (2000), pero contrasta un poco con lo observado en *Thymus* vulgaris en matorrales mediterráneos (Dommée et al., 1978; Escolà-Llorens et al. 2012), donde la proporción de sexos está más equilibrada. No obstante, la proporción de hembras fue mayor en el núcleo 2 (hermafroditas/hembras = 1,9 frente a 3,3 en el núcleo 1), lo que podría sugerir un estado relativamente senescente, ya que los individuos hembra pueden ser más longevos que los hermafroditas (Van Damme y Van Delden, 1984). La agregación de pies hembras y hermafroditas encontrada en ambos núcleos consideramos que es el resultado de una distribución igualmente agregada del conjunto de la población. Esto recomendaría analizar la posible agregación por sexos en zonas de tomillo distribuidas más uniformemente, lo que podría tener consecuencias sobre los patrones de floración, el flujo genético y el comportamiento de los polinizadores (Kunin, 1993; Eckhart et al. 1999; Ehlers y Thompson, 2004). En cualquier caso, sería recomendable realizar estudios adicionales en *Thymus carnosus* (sobre densidad de flores, polinización, productividad de semillas y viabilidad) para cada sexo, a fin de entender mejor cómo funciona la población y los motivos del limitado reclutamiento en el núcleo 2.

Los datos demuestran que *Thymus* es una especie localmente abundante en la Flecha de El Rompido, que ocupa un hábitat específico, pero restringida geográficamente. Solo en los núcleos analizados se contaron más de 1.300 pies, mientras que en las inmediaciones del acceso a la playa desde El Terrón se contabilizaron más de 2.500 pies (se desconoce el número total de efectivos). Estas características cumplen los criterios de rareza señalados por Groom (2006) e incrementan su vulnerabilidad a la variabilidad demográfica, ambiental y catástrofes (Dunning et al. 2006). Los núcleos estudiados tienen un riesgo añadido de extinción debido principalmente a varios factores: (i) se encuentran en el extremo de su distribución mundial; (ii) están relativamente aislados, son de pequeño tamaño (especialmente el núcleo 2 donde se observan signos de senescencia); (iii) persisten amenazas, como la expansión de matorrales costeros y la ganadería doméstica (Gallego et al. 2010; Muñoz-Vallés et al. 2011, 2013; Zunzunegui et al. 2014); (iv) no se aprecia reclutamiento en uno de los núcleos. Se confirma el efecto negativo de retamares desarrollados sobre *Thymus*, en consonancia con trabajos previos. Todo ello justifica la realización de acciones encaminadas a frenar el avance de *Retama* y preservar estos núcleos más alejados del núcleo principal (especialmente el núcleo 2), así como adaptar las soluciones a las características de cada núcleo concreto. Asimismo, este estudio permite tener un conocimiento inicial (a modo de "foto 0") de núcleos de *Thymus* en La Flecha de El Rompido para evaluar a posteriori el efecto de las acciones de conservación que se llevarán a cabo en el marco del proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCIA.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con el proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCÍA, coordinado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, y está cofinanciado al 60% a través del programa LIFE+, instrumento financiero de la Unión Europea para el medio ambiente. Agradecemos a María Dolores Ramos su ayuda en los trabajos de campo.

Bibliografía

Aemet. 2015. http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos? l=4642E&k=and; acceso el 9 de julio de 2015).

Alés EE, Sánchez-Gullón E, Peña J. 2003. Consideraciones sobre la categoría de amenaza para *Thymus carnosus* en el suroeste de España. Conservación Vegetal. Boletín de la comisión de flora del comité español de la IUCN 8: 9-10.

Armas C, Pugnaire FI. 2009. Ontogenetic shifts in interactions of two dominant shrub species in a semi-arid coastal sand dune system. Journal of Vegetation Science 20: 535-546.

Charlesworth D, Charlesworth B. 1987. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 18: 237-268.

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143.

Cuevas E, Abarca CA. 2006. Origen, mantenimiento y evolucion del ginodioicismo. Boletín de la Sociedad Botánica de México 78: 33-42.

Dellafiore C, Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB. 2006. Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* (L.) Bois seeds in a coastal dune system. Ecoscience 13: 5-10.

Dellafiore CM, Gallego-Fernández JB, Muñoz-Vallés S. 2010. The rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) as a seed disperser in a coastal dune system. Plant Ecology 206: 251-261.

Dommée B, Assouad MW, Valdeyron G. 1978. Natural selection and gynodioecy in *Thymus vulgaris* L. Botanical Journal of the Linnaean Society 77: 17-28.

Dunning JB, Groom MJ, Pulliam HR. 2006. Species and landscape approaches to conservation. En: Groom MJ, Meffe GK & Carroll CR (eds.) Principles of conservation biology, 3rd edn. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 419-465.

Eckhart VM. 1999. Sexual dimorphism in flowers and inflorescences. En: Geber MA, Dawson TE, Delph LF (eds.), Gender and sexual dimorphism in flowering plants. Berlin: Springer-Verlag; pp. 123-148.

Ehlers BK, Thompson JD. 2004. Temporal variation in sex allocation in hermaphrodites of gynodioecious *Thymus vulgaris* L. Journal of Ecology 92: 15-23.

Escolà-Llorens A, Barril-Graells H, Martín A, Primante C, Rodrigo A, Bosch J. 2012. Recursos florals, insectes pol·linitzadors i èxit reproductiu femení en l´especie ginodioica *Thymus vulgaris*. VI Monografies del Garraf i d´Olèrdola, pp. 113-124.

Esquivias MP, Zunzunegui M, Díaz-Barradas MC, Álvarez-Can-

sino L. 2014. The role of water use and uptake on two Mediterranean shrubs´ interaction in a brackish coastal dune ecosystem. Ecohydrology 7: 783-793.

Esquivias MP, Zunzunegui M, Díaz-Barradas MC, Álvarez-Cansino L. 2015. Competitive effect of a native-invasive species on a threatened shrub in a Mediterranean dune system. Oecologia 177: 133-146.

Gallego-Fernández JB, Muñoz-Vallés S, Dellafiore C. 2006. Flora and vegetation on Nueva Umbria Spit (Lepe, Huelva). Ayuntamiento de Lepe, Huelva, 134 pp.

Gallego-Fernández JB, Muñoz-Vallés S, Dellafiore C. 2010. Expansión de un arbusto nativo-invasivo en dunas costeras: causas y consecuencias ecológicas. Revista Chagual 8: 41-48.

Gracia FJ, Alonso C, Del Río L, Abarca JM, Anfuso G, García de Lomas J. 2011. Las dunas del litoral gaditano. En: Sanjaume E, Gracia FJ (eds.), Las dunas de España. Sociedad Española de Geomorfología. pp. 359-384.

Gracia FJ, Muñoz JC. 2009. 2130 Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises). En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Groom MJ. 2006. Threats to biodiversity. En: Groom MJ, Meffe GK, Carroll CR (eds.), Principles of Conservation Biology, 3rd edn. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 66-109.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontol Electron 4(1): 9pp.

Hammer Ø. 2015. PAST Paleontological Statistics Version 3.10. Reference Manual. Natural History Museum, University of Oslo. 248 pp.

IUCN. 2013. *Thymus carnosus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3.

IUCN. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 07 May 2015.

Kent M, Coker P. 1992. Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach. John Wiley and Sons, Chichester.

Kunin WE. 1993. Sex and the single mustard: population density and pollinator behavior effects on seed-set. Ecology 74: 2145-2160.

Lande R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. Oikos 76: 5-13.

Magurran AE. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Company, Victoria, Australia.

Martínez ML. 2003. Facilitation of seedling establishment by an endemic shrub in tropical coastal sand dunes. Plant Ecology 168: 333-345.

Martínez F, Montero G, Ruiz-Peinado R, Cañellas I, Candela JA. 2004. Geobotánica e historia de los pinares de pino piñonero. Junta de Andalucía.

Mitchell A. 2005. La Guía de ESRI para el análisis SIG, Volumen 2. Esri Press.

Muñoz-Vallés S. 2009. Composición y estructura de la vegetación de la Flecha Litoral de El Rompido, Huelva: Estudio de la expansión de *Retama monosperma* (L.) Boiss. y su efecto sobre las comunidades del sistema dunar. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.

Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB, Dellafiore C. 2009. Estudio florístico de la Flecha Litoral de El Rompido (Lepe, Huelva). Análisis y catálogo de la flora vascular de los sistemas de duna y marisma. Lagascalia 29: 43-88.

Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB, Dellafiore C, Cambrollé J. 2011. Effects on soil, microclimate and vegetation of the native-invasive *Retama monosperma* (L.) Boiss. in coastal dunes. Plant Ecology 212: 169-179.

Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB, Dellafiore C, Cambrollé J. 2013. Long-term spatio-temporal expansion of the native-invasive *Retama monosperma* on coastal dunes: importance of land-use and natural dispersal vectors. Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 208: 259-267.

Parra R, Valdés B, Ocaña ME, Díaz-Lifante Z. 2000. *Thymus carnosus* Boiss. En: Blanca G, Cabezudo B, Hernández-Bermejo JE, Herrera CM, Muñoz J, Valdés B (eds.). Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía, Vol 2: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, pp. 355-357.

Valdés B, Talavera S, Fernández-Galiano E. 1987. Flora Vascular de Andalucía Occidental, vol. 2. Ketres Editora, S.A.

Valladares F, Zaragoza-Castells J, Sánchez-Gómez D, Matesanz S, Alonso B, Portsmuth A, Delgado A, Atkin OK. 2008 Is shade beneficial for Mediterranean shrubs experiencing periods of extreme drought and late-winter frosts? Annals of Botany 102: 923-933

Van Damme JMM, Van Delden W. 1984. Gynodioecy in *Plantago lanceolata* L. IV. Fitness components of sex types in different life cycle stages. Evolution 38: 1326-1336.

Warwick RM. 1988. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. Marine Ecology Progress Series 46: 167-170.

Wearne LJ, Morgan JW. 2004. Community-level changes in Australian subalpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. Journal of Vegetation Science 15: 595-604.

Zazo C, Goy JL, Somoza L, Dabrio CJ, Belluomini G, Improta S, Lario J, Bardaji T, Silva PG. 1994. Holocene sequence of sea-level fluctuations in relation to climatic trends in the Atlantic-Mediterranean linkage coast. Journal of Coastal Research 10: 933-945.

Zunzunegui M, Esquivias MP, Oppo F, Gallego-Fernández JB. 2012. Interspecific competition and livestock disturbance control the spatial patterns of two coastal dune shrubs. Plant Soil 354: 299-309.