

Pérdida de diversidad en la comunidad de micromamíferos del Parque Nacional de Doñana durante las últimas cuatro décadas

Sacramento Moreno^{1*}, L. Javier Palomo², M. Carmen Fernández², Cristina Sánchez-Suárez¹ & Simone Santoro¹

1. Estación Biológica de Doñana, CSIC, C/ Américo Vespucio s/n, 41092 Sevilla, España
2. Universidad de Málaga, Departamento de Biología Animal, 29071 Málaga, España

*Autor para correspondencia: smoreno@ebd.csic.es

Resumen

En este estudio se presentan los cambios acaecidos a partir de 1978 en la comunidad de micromamíferos de Doñana, y su posible relación con los cambios climáticos locales registrados. Los datos fueron obtenidos mediante técnicas de captura, marcaje y recaptura durante un total de 16 años, distribuidos a lo largo de las últimas cuatro décadas. Los resultados obtenidos reflejan claramente una pérdida importante de diversidad y un empobrecimiento de la comunidad de micromamíferos, con la práctica desaparición de *Eliomys quercinus* y *Rattus rattus*, la disminución acentuada de *Apodemus sylvaticus* y el progresivo dominio de *Mus spretus*, lo que constituye un proceso preocupante, ya que los micromamíferos constituyen, tras el conejo, el grupo de presas más consumida por carnívoros y rapaces de Doñana. Los cambios detectados podrían tener una cierta relación causal con el progresivo incremento de las temperaturas detectado durante el periodo de estudio en Doñana, lo que vendría avalado por el hecho de que las especies en clara regresión son las de origen euroasiático y distribución más septentrional, *E. quercinus* y *R. rattus*, mientras que la especie dominante en la actualidad, *M. spretus*, tiene un origen norteafricano y una distribución esencialmente mediterránea. Otra posibilidad, no excluyente, es que la extrema rarefacción del conejo puede haber provocado cambios en las relaciones interespecíficas de la comunidad de vertebrados, y que el impacto ejercido por carnívoros y rapaces ha podido desviarse progresivamente hacia las especies de menor tamaño (de conejos, a ratas y lirones) determinando una disminución gradual de su abundancia.

Palabras clave: cambio global, diversidad biológica, Doñana, micromamíferos, Roedores

Abstract

In this study, we analyze the changes occurred since 1978 in the community of small mammals of Doñana and the relationship with local climatic changes. Capture-mark-recapture methods were carried out for a total of 16 years, distributed over the last four decades. The results clearly reflect a significant loss of diversity and decline of the community of small mammals, with the virtual disappearance of *Eliomys quercinus* and *Rattus rattus*, the sharp decline of *Apodemus sylvaticus* and the progressive domination of *Mus spretus*, which is a worrying process because the small mammals are, after the rabbit, the most commonly group of prey consumed by carnivores and raptors in Doñana. The detected changes could have a certain causal relationship with the progressive increase in temperature detected during the study period in Doñana, which would be supported by the fact that species in clear regression are those of eurasian origin and northern distribution *E. quercinus* and *R. rattus*, while the current dominant species, *M. spretus*, has a North African origin and a Mediterranean distribution. Another possibility, not exclusive, is that extreme rarefaction of rabbit may have caused changes in interspecific relationships of the community of vertebrates, and that the impact caused by carnivores and raptors could deviate progressively towards smaller species (from rabbits, to rats and dormice) determining a gradual decline in their abundance.

Keywords: biodiversity, Doñana, global change, small mammals, Rodents.

Introducción

La modificación del clima a escala global o regional, generada tanto por causas naturales (Crowley & North 1988) como antrópicas (Oreskes 2004), es actualmente un fenómeno aceptado por la comunidad científica y cuyo efecto sobre la fauna silvestre ha sido constatado en numerosos estudios (Walther *et al.* 2002, Bond-Lamberty & Thomson 2010, Brose *et al.* 2012). Por ejemplo, se han detectado cambios en la distribución geográfica de muchas especies (Walther *et al.* 2005, Parmesan 2006, Pasini *et al.* 2009), en su dinámica poblacional (Ozgul *et al.* 2010), en su fenología (Ådahl *et al.* 2006, Jonzen *et al.* 2006), así como disminución de la biodiversidad en diferentes lugares (Pasini *et al.* 2009). Este último es, posiblemente, uno de los efectos más nocivos del calentamiento sobre el medio ambiente. Conocer la dinámica de estos procesos es crucial para la conservación de los ecosistemas naturales, de tal manera que el IPCC (2007) recomienda investigar cómo la distribución y abundancia de las especies se ve afectada por los cambios globales, especialmente en áreas de alta biodiversidad.

En este trabajo presentamos información sobre la comunidad de micromamíferos del Parque Nacional de Doñana (PND) desde el año 1978 al 2016. Este área es una gran zona protegida ubicada en el suroeste de España, y forma parte de La Cuenca Mediterránea, que es uno de los principales “*biodiversity hotspot*” o áreas de alta biodiversidad, que están siendo sometidas a una pérdida de hábitat excepcional (Bilton *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000, Sala *et al.* 2000, Fernández 2005, Delibes-Mateos *et al.* 2008). Debido a la elevada presión antrópica, los ecosistemas mediterráneos son especialmente vulnerables al cambio climático y a su impacto sobre la biodiversidad (Szpunar *et al.* 2008).

Los micromamíferos son animales especialmente útiles como bioindicadores de los efectos del cambio climático, debido a su papel en los ecosistemas terrestres (altos valores de biomasa, consumidores primarios y secundarios, base trófica de un importante número de depredadores, renovadores de la flora y difusores de enfermedades), a su facilidad de estudio y a su validez en las reconstrucciones paleoclimáticas (Hernández-Fernández 2001, Szpunar *et al.* 2008, Blois *et al.* 2010). De hecho, diferentes estudios han mostrado los notables impactos del cambio climático sobre poblaciones de micromamíferos de distintos lugares del planeta

(Moritz *et al.* 2008, Myers *et al.* 2009, Morueta-Holme *et al.* 2010).

En el área de Doñana existen claras evidencias de la extinción reciente de ecosistemas completos, como ocurrió con las turberas existentes hasta finales del siglo XIX, la desaparición de especies de plantas acuáticas o la reducción de la abundancia de otras. En cierto modo, es sorprendente y lamentable que no existan estudios que evalúen el efecto del cambio climático sobre las comunidades de vertebrados presentes en el Parque Nacional de Doñana, aunque muchos cambios observados en algunas especies durante los últimos años podrían reinterpretarse a la luz de este fenómeno, como es el caso de la extrema escasez actual de conejos (*Oryctolagus cuniculus*) (Moreno *et al.* 2007) o de lince ibéricos (*Lynx pardinus*) (Palomares *et al.* 2011).

En este estudio pretendemos investigar los cambios acaecidos a partir de 1978 en la comunidad de micromamíferos de Doñana, y su posible relación con los cambios climáticos locales registrados. Presentamos datos obtenidos mediante técnicas de captura, marcaje y recaptura durante un total de 16 años, distribuidos a lo largo de las últimas cuatro décadas. Los objetivos de este estudio son básicamente dos: 1) describir y cuantificar los cambios en diversidad y abundancia de micromamíferos en Doñana durante los últimos 40 años, y 2) discutir las posibles causas y consecuencias de los cambios detectados.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional de Doñana (Huelva, España), un área llana localizada en la margen derecha de la desembocadura del Río Guadalquivir. El clima es de tipo Mediterráneo Subhúmedo, con inviernos suaves y húmedos (temperatura media en enero de 10°C) y veranos secos y calurosos (temperatura media en agosto de 25°C). El periodo de lluvia abarca de octubre a abril y la precipitación media anual es de aproximadamente 600 mm.

Doñana es una de las zonas protegidas más importantes de Europa, es Reserva de la Biosfera desde el año 1980, y cuenta con un estatus de protección especial. Sus ecosistemas son especialmente vulnerables al calentamiento global debido a su situación geográfica y a su geomorfología: es una zona mediterránea, húmeda,

llana, situada al nivel del mar y en el extremo sur de una península ubicada en el límite más meridional de Europa, por lo que constituye el límite de las áreas de distribución de muchas especies.

En Doñana se distinguen tres grandes unidades ambientales: 1) Marisma, zona arcillosa inundable, 2) Dunas móviles, paralelas a línea de costa y 3) Arenas estabilizadas, pobladas fundamentalmente por matorral de tipo mediterráneo. El estudio se ha llevado a cabo en este último biotopo que, en Doñana, se denomina “Monte Blanco” y que se caracteriza por el predominio de Cistáceas, fundamentalmente *Halimium halimifolium*, y abundancia de *Ulex* sp., *Stauracantus genistoides*, *Rosmarinus officinalis* y *Lavandula stoechas*. Los datos proceden concretamente de tres parcelas de matorral mediterráneo localizadas en la Reserva Biológica de Doñana y que no han sido sometidas ni a tratamientos experimentales ni a manejo de ningún tipo a lo largo del periodo de estudio.

Origen de los datos

Los datos proceden de muestreos estacionales realizados mediante técnicas de captura-marcaje-recaptura y llevados a cabo por diferentes equipos durante 16 años, desigualmente repartidos, entre 1978 y 2016. Los periodos de muestreo han sido los siguientes: 1978-1980 (Moreno 1984); 1984-1985 (Kufner 1986); 1986-1987 (datos inéditos); 2005-2007 (Marfil *et al.* 2009) y 2012-2016 (Moreno *et al.* 2015 e inéditos). Aunque cada campaña se realizó con financiación procedente de diferentes proyectos de investigación, la metodología de trampeo y las áreas de estudio se mantuvieron a lo largo del tiempo. Se emplearon trampas de vivo Sherman Modelo LFA, o de tipo artesanal con las mismas dimensiones, cebadas con pan y aceite usado. A lo largo del estudio se produjeron algunas oscilaciones en el esfuerzo de trampeo. Así, el número de parcelas osciló entre 1 y 3, el de trampas/parcela/día entre 50 y 100 y el número de días de cada sesión de trampeo entre 4 y 7. Cada trampa se ubicaba en los nudos de una hipotética red rectangular, con una separación entre trampas de 10-15 m.

De cada ejemplar capturado se anotó la especie, el sexo, el peso, la edad relativa (joven o adulto) y su estado reproductivo (activo o inactivo). Se indicó el lugar exacto de captura así como cualquier otra característica observada. Posteriormente, los animales fueron marcados de forma individual. A

lo largo del periodo de estudio, y dependiendo de la especie y del tamaño del espécimen capturado, se emplearon tres métodos de marcaje individual: (i) amputación de la última falange del dedo, siguiendo un código numérico (método utilizado únicamente durante los primeros años de estudio), (ii) inserción subcutánea de microchips (marca AVIDESP, Barcelona), y (iii) tatuaje con puntos de distintos colores en diferentes zonas de la región ventral de la cola. Tras su manipulación, los animales eran liberados de manera inmediata en el mismo lugar de captura (Sikes *et al.* 2011).

Para homogenizar las diferencias entre periodos, como índice de abundancia de cada especie se ha considerado el número de individuos diferentes capturados en cada sesión de trampeo por cada 1.000 trampas.

Como indicador de diversidad se ha utilizado el número de especies capturadas en cada periodo y la proporción de abundancia de cada especie en relación al total.

Análisis estadísticos

El número de individuos capturados de cada especie en cada campaña se utilizó para testar la existencia de una tendencia lineal a lo largo del periodo de estudio. Para ello, por cada especie, implementamos un análisis loglineal mixto a través del paquete *lme4* (Bates *et al.* 2014) en R (R Core Team 2015) considerando el logaritmo natural del número de individuos capturados (+1) como variable dependiente, el año del comienzo de cada campaña como variable independiente (datos normalizados: promedio= 0, desviación estándar= 1) y, finalmente, la estación como intercepto aleatorio.

Resultados

Las especies capturadas a lo largo de todo el periodo de estudio han sido cinco: lirón careto *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766), ratón de campo *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), musaraña gris *Crocidura russula* (Hermann, 1780), rata negra *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) y ratón moruno *Mus spretus* Lataste, 1883. La abundancia de las diferentes especies presenta valores muy dispares a lo largo del periodo de estudio, sin que sea posible apreciar ningún tipo de pauta o tendencia entre el comienzo y el final del estudio (Tabla 1). Sí existe, sin embargo, una clara reducción del número

Tabla 1. Abundancia relativa (nº ejemplares capturados/1.000 trampas) y absoluta (entre paréntesis el número de ejemplares capturados) de cada especie en función del periodo y estación de muestreo. O: otoño; I: invierno; P: primavera; V: verano.

		<i>A. sylvaticus</i>	<i>M. spretus</i>	<i>E. quercinus</i>	<i>R. rattus</i>	<i>C. russula</i>
1978-80	O	51,56 (99)	0	42,19 (81)	4,69 (9)	2,6 (5)
	I	37,95 (102)	0	24,93 (67)	0	3,72 (10)
	P	2,17 (5)	0	36,02 (83)	0	0
	V	7,1 (15)	0	20,36 (43)	0,95 (2)	0
1984-85	O	20,84 (27)	15,43 (20)	6,17 (8)	0	3,09 (4)
	I	32,41 (42)	6,95 (9)	9,26 (3)	0	0
	P	3,86 (5)	0	4,63 (6)	0	0
	V	3,7 (3)	0	4,94 (4)	0	0
1986-87	O	26,75 (26)	32,92 (32)	9,26 (3)	0	0
	I	33,95 (22)	23,15 (15)	1,54 (1)	0	0
	P	9,25 (6)	6,17 (4)	26,23 (17)	0	0
	V	24,69 (8)	12,35 (4)	9,26 (3)	0	6,17 (2)
2005-07	O	0	36,09 (83)	0	0	0,43 (1)
	I	5,04 (15)	17,14 (51)	0	0	3,36 (10)
	P	3,91 (9)	12,61 (29)	0	0	2,17 (5)
	V	3,89 (7)	0,56 (1)	0	0	0,56 (1)
2012-16	O	1,48 (4)	80,74 (218)	0	0	0
	I	6,89 (21)	65,9 (201)	0	0	0
	P	1,14 (2)	12 (21)	0	0	0
	V	-	-	-	-	-

de especies capturadas a lo largo del periodo de estudio. Durante los primeros años se capturaron cuatro especies diferentes, que pasaron a ser sólo dos durante los últimos años, cuando además, una de ellas, *M. spretus*, supuso casi la totalidad de las capturas (94% de los ejemplares).

Si analizamos los datos de abundancia relativa de cada especie, los resultados son bastante esclarecedores del cambio en la composición de la comunidad de micromamíferos (Fig. 1). El lirón careto fue, durante los años 1978-1980 la especie dominante (53% de las capturas, que corresponde a 19, 11, 17 y 20 ejemplares diferentes en 1978, 1979, 1980 y 1986 respectivamente), pero dejó de ser capturado a partir de 1987. Esta disminución es estadísticamente significativa ($\beta = -1,44$, $t = -7,94$, $p < 0,001$). El ratón de campo ha sido otra de las especies que parece haber experimentado una progresiva, aunque menos marcada ($\beta = -0,57$, $t = -2,86$, $p < 0,01$), disminución en el área de

estudio, en la que llegó a representar entre el 42% y el 55% de los especímenes capturados durante los tres primeros periodos, pero que ha ido reduciendo su abundancia porcentual hasta el último periodo de muestreo (2012-2016), cuando sólo supuso el 6% de las capturas. El caso contrario ha sido el protagonizado por el ratón moruno, una especie ausente de las capturas del primer periodo, que pocos años después representaba un porcentaje importante de los individuos capturados (20%-34% en las campañas 1984-1985 y 1986-1987) y cuya abundancia ha aumentado hasta convertirse en la especie dominante en la actualidad ($\beta = 1,33$, $t = -5,97$, $p < 0,001$), con el 94% de las capturas en 2012-2016. La escasa presencia de *C. russula* y *R. rattus* en los muestreos hace difícil evaluar tendencias en estas especies que de hecho no han mostrado ninguna tendencia significativa a lo largo del periodo de estudio (*C. russula*: $\beta = -0,02$, $t = -0,11$, $p = 0,91$; *R. rattus*: $\beta = -0,2$, $t = -1,56$,

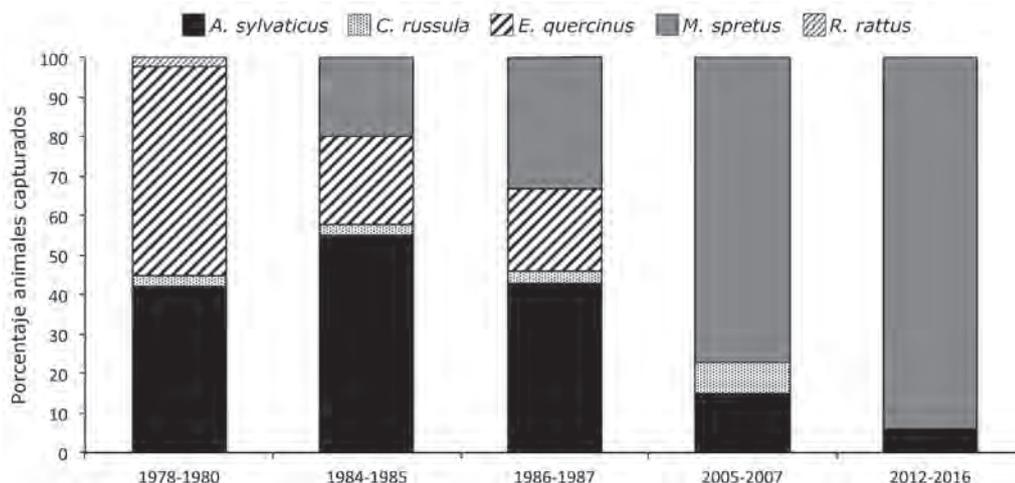


Figura 1. Porcentaje de captura de cada especie en los diferentes periodos de muestreo.

$p = 0,11$). La rata negra se capturó únicamente durante el primer periodo de estudio mientras que la musaraña gris ha estado presente en casi todas las campañas, aunque con porcentajes que oscilan entre el 3% y el 8% del total de capturas.

Desde un punto de vista estacional, los valores más elevados de abundancia se han registrado durante los meses de otoño e invierno, en casi todas las especies excepto *E. quercinus*, ya que durante los años en los que estuvo presente fue más abundante en primavera (Tabla 1).

Discusión

Como es de esperar por la situación geográfica de Doñana, la comunidad de micromamíferos se caracteriza por una diversidad específica relativamente baja (Cagnin *et al.* 1998). A pesar de ello, y de las lagunas temporales de datos, nuestros resultados reflejan claramente una pérdida importante de diversidad y un llamativo empobrecimiento de la comunidad, tal y como se había sugerido en un estudio reciente (Moreno & Rouco 2013). Los resultados del presente estudio muestran la práctica desaparición de dos especies (*E. quercinus* y *R. rattus*), la disminución acentuada de otra (*A. sylvaticus*) y el progresivo dominio de la comunidad por parte de una cuarta (*M. spretus*), lo que constituye un proceso preocupante para la conservación de Doñana, ya que tradicionalmente los micromamíferos son, entre los vertebrados, el tipo de presa más consumida por carnívoros y rapaces después del conejo (Kufner 1986). Existe la posibilidad de que los micromamíferos hayan podido ocupar el papel de presa principal de estos

depredadores, como consecuencia de la cada vez más exigua población de conejos de Doñana apuntada anteriormente.

Un ejemplo llamativo del empobrecimiento de esta comunidad es la práctica desaparición, en el área, de los lirones caretos, muy abundantes hace cuarenta años y probablemente ausentes o extremadamente raros en la actualidad, tal y como habían sugerido Ruíz & Román (1999). Es digno de mención que desde 1987 únicamente se ha capturado un ejemplar de lirón careto, en otoño de 2006 y precisamente en una zona de Doñana relativamente próxima al área de estudio (Marfil *et al.* 2009). De forma similar, se ha detectado la progresiva rarefacción de la otra especie de roedor mayoritaria durante los primeros periodos de muestreo, el ratón de campo, que ha sido sustituido progresivamente por el ratón moruno, raro durante los primeros años, y que sin embargo hoy en día supone la casi totalidad de los especímenes capturados, como gráficamente se observa en la Figura 2.

En cuanto a las variaciones estacionales de las capturas de las diferentes especies, es interesante resaltar el hecho de que durante los primeros años, cuando el ratón moruno estaba ausente o era raro en la zona, el ratón de campo presentaba una mayor abundancia durante el otoño, pero cuando el primero de ellos comenzó a incrementar su abundancia, el segundo retrasó sus máximos poblacionales al periodo invernal (ver Tabla 1). Este patrón estacional se mantiene al desglosar las campañas en función del año de muestreo (datos propios no mostrados) lo que sugiere un posible fenómeno de competencia temporal entre ambas

especies de roedores, en línea con lo apuntado para poblaciones de estas especies en Francia (Bauduin *et al.* 2013).

Los cambios detectados en la comunidad de micromamíferos del área de estudio podrían tener una cierta relación causal con el progresivo incremento de las temperaturas detectado durante el periodo de estudio en Doñana (Fig. 3), de manera análoga a la relación detectada entre el cambio climático y las comunidades de micromamíferos en Yosemite, Estados Unidos (Moritz *et al.* 2008) o Italia (Szpunar *et al.* 2008) y de acuerdo a la hipótesis apuntada por Santoro *et al.* (2016), según la cual, las especies de mayor talla son las que han sufrido una progresiva disminución en abundancia, mientras que han aumentado las de menor tamaño. Además, de forma simultánea al incremento de

la abundancia de *M. spretus*, se ha detectado una disminución del tamaño de los ejemplares de *A. sylvaticus* en el área de estudio (M. Docampo, datos no publicados). Esta variación podría interpretarse como una respuesta al calentamiento global según la regla de Bergmann (Mayr 1970), como se ha podido comprobar en otras especies de vertebrados homeotermos, tanto aves (Yom-Tov 2001, Yom-Tov *et al.* 2006) como mamíferos (Smith *et al.* 1995, Millien 2004). Otro argumento que podría respaldar la hipótesis del impacto del calentamiento sobre los micromamíferos guarda relación con el hecho de que las especies en clara regresión son las de origen euroasiático y con una distribución más septentrional, como es el caso de *E. quercinus* (Moreno 2007) y *R. rattus* (Zamorano & Palomo 2007), y que la especie actualmente dominante,

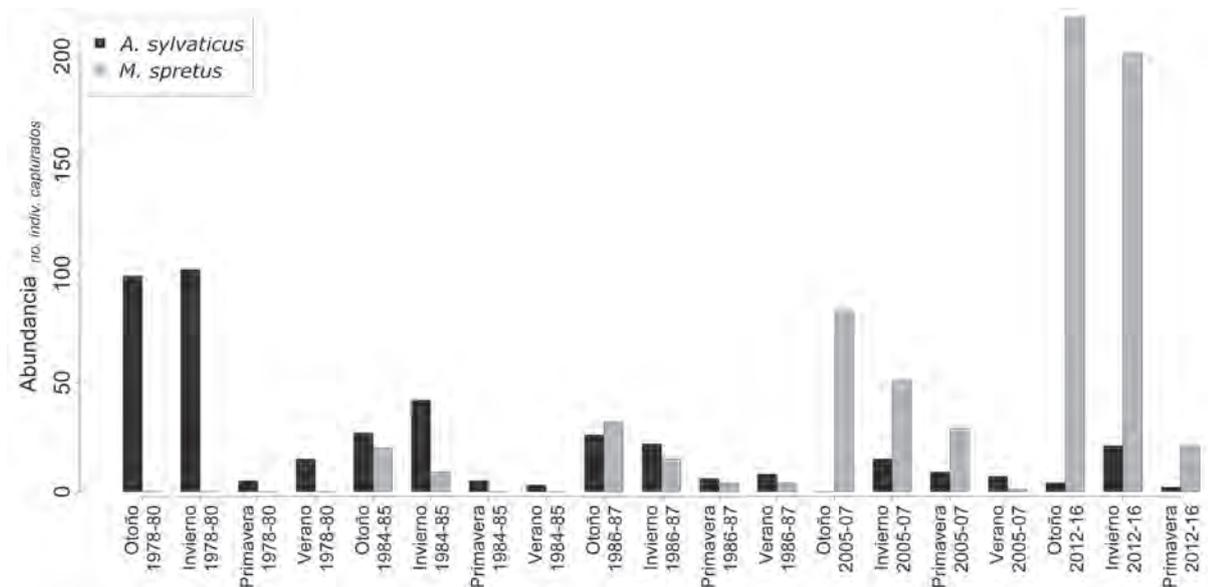


Figura 2. Variación estacional de la abundancia de *Mus spretus* y *Apodemus sylvaticus* en los diferentes periodos de muestreo.

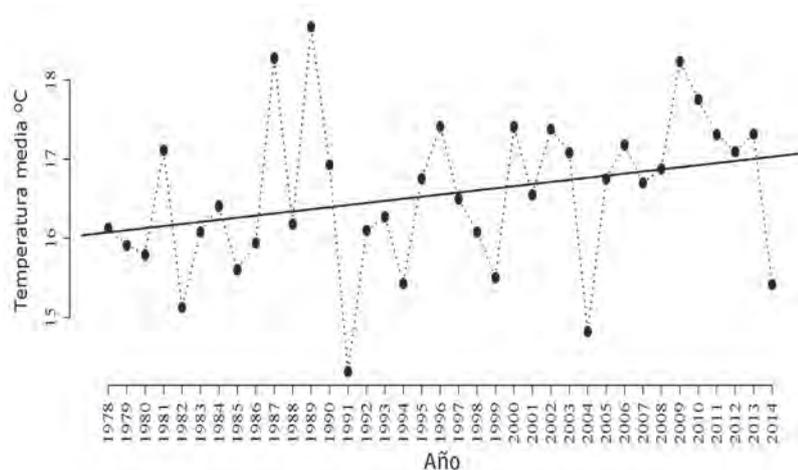


Figura 3. Temperatura media diaria anual (datos obtenidos de la Estación Meteorológica del Palacio de Doñana) a lo largo del periodo de estudio. La línea continua indica la tendencia lineal.

M. spretus, tenga un origen norteafricano y una distribución esencialmente mediterránea (Palomo *et al.* 2009). En el Parque Nacional de Cabañeros, Díaz *et al.* (2007) han puesto de manifiesto un cambio de dominancia de *A. sylvaticus* hacia *M. spretus*, aunque en otras zonas mediterráneas ambas especies parecen haber experimentado una disminución en paralelo (Red de Parques Naturales de la Provincia de Barcelona, I. Torre com.pers.).

En las comarcas catalanas de Osona y del Vallés Oriental el empobrecimiento de la comunidad de micromamíferos podría estar relacionada con cambios en el uso del suelo (Torre *et al.* 2015). Sin embargo, en el área de estudio los usos del suelo no han sufrido modificación, por lo que quizás los cambios en la comunidad de micromamíferos podrían ser consecuencia de un control *top-down* que se podría haber desencadenado a partir de la práctica desaparición del conejo en la zona a partir de 1989 (Moreno *et al.* 2007). La extrema rarefacción del conejo, presa básica hasta ese momento para carnívoros y rapaces (Delibes & Hiraldo 1981, Kufner 1986), puede haber provocado cambios en las relaciones interespecíficas de la comunidad de vertebrados. En este marco, el impacto ejercido por carnívoros y rapaces ha podido desviarse progresivamente hacia las especies de menor tamaño (de conejos, a ratas y lirones) determinando una disminución gradual de la abundancia de las mismas. En este mismo sentido, la disminución del tamaño individual, podría interpretarse como una evasión del “tamaño ración”, para de este modo disminuir su “índice de apetencia”, de acuerdo a las definiciones acuñadas por Valverde (1967). Es de notar que ambas hipótesis, cambios climáticos y control *top-down*, no son excluyentes, sino posiblemente complementarias.

Con los presentes resultados también pretendemos poner de manifiesto la enorme importancia de disponer de series históricas de datos. Aunque estas series se caractericen por tener más heterogeneidad de lo deseable, son imprescindibles para mejorar nuestro conocimiento sobre cómo los procesos ecológicos se ven afectados por los cambios globales actualmente en curso. En el presente estudio presentamos cambios ocurridos durante un periodo de casi cuatro décadas y que, por su relevancia y consistencia, difícilmente se podrían explicar por causas estocásticas o por el tipo de datos recolectados. Al margen de cualquier tipo de sesgo que pueda haber existido en la

metodología empleada en la toma de datos, resulta evidente que la comunidad de micromamíferos de Doñana ha sufrido una marcada reducción en su diversidad. Esperamos que estos resultados sirvan de estímulo para que se evalúen, en base a datos existentes, otros posibles cambios temporales ocurridos en Doñana durante las últimas décadas y que se genere un debate sobre el estado de conservación actual de Doñana y sobre la gestión necesaria en un futuro próximo para minimizar el impacto del cambio global.

Agradecimientos

Entre las muchas personas que han colaborado en las diferentes campañas de captura de micromamíferos, nos gustaría hacer una mención especial a Beatriz Kufner, Viviane Morlanes, Giuseppa Saba y Carlos Marfil, a todos ellos nuestro agradecimiento. A lo largo del periodo de estudio varias instituciones han financiado nuestras actividades, entre ellas el Organismo Autónomo Parques Nacionales, del Ministerio de Medio Ambiente (Proyecto 18/2003) y la Estación Biológica de Doñana, del CSIC (Severo Ochoa Programme in R&D&I, SEV-2012-0262).

Referencias

- Ådahl E., Lundberg P. & Jonzén N. 2006. From climate change to population change: The need to consider annual life cycles. *Global Change Biology*, 12: 1627-1633.
- Amori G., Bertolino S., Masciola S., Moreno S., Palomo L.J., Rotondo C. & Luiselli L. 2015. Aspects of demography in three distinct populations of garden dormouse, *Eliomys quercinus*, across Italy and Spain. *Rendiconti Lincei*, 27: 1-12.
- Bates D., Maechler M., Bolker B. y Walker S. 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-7, <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Bauduin S., Cassaing J., Issam M. & Martin C. 2013. Interaction between the short-tailed mouse (*Mus spretus*) and the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*): diet overlap revealed by stable isotopes. *Canadian Journal of Zoology*, 91: 102-109.
- Bilton D. T., Miról P. M., Mascheretti S., Fredga K., Zima J., Searle J. B. & Universitet U. 1998. Mediterranean Europe as an area of endemism for small mammals rather than a source for northwards postglacial colonization. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 265: 1219-1226.
- Blois J. L., McGuire J. L. & Hadly E. A. 2010. Small mammal diversity loss in response to late-Pleistocene climatic change. *Nature*, 465:771-774.

- Bond-Lamberty B. & Thomson A. 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature*, 464: 579-582.
- Brose U., Dunne J. A., Montoya J. M., Petchey O. L., Schneider F. D. & Jacob U. 2012. Climate change in size-structured ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367: 2903-2912.
- Cagnin M., Moreno S., Aloise G., Garofalo G., Villafuerte R., Gaona P. & Cristaldi M. 1998. Comparative study of Spanish and Italian terrestrial small mammal coenoses from different biotopes in Mediterranean peninsular tip regions. *Journal of Biogeography*, 25: 1105-1113.
- Crowley T. J. & North G. R. 1988. Abrupt Climate Change and Extinctions Events in Earth History. *Science*, 240: 996-1002.
- Delibes M. & Hiraldo F. 1981. The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. Proceedings of the World Lagomorph Conference. University of Guelph, Ontario, pp: 614-662.
- Delibes-Mateos M., Delibes M., Ferreras P. & Villafuerte R. 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean Basin hotspot. *Conservation Biology*, 22: 1106-1117.
- Díaz M., Alonso C. L., Arroyo, L., Bonal R., Muñoz A. & Smit C. 2007. Desarrollo de un protocolo de seguimiento a largo plazo de los organismos clave para el funcionamiento de los bosques mediterráneos. Pp: 29-51. En: L. Ramírez & B. Asensio (eds). *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2003-2006*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- Fernández N. 2005. Spatial patterns in European rabbit abundance after a population collapse. *Landscape Ecology*, 20: 897-910.
- Hernández-Fernández M. 2001. Bioclimatic discriminant capacity of terrestrial mammal faunas. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 189-204.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Synthesis report. Contribution of the Working Groups I, II, and III to Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (R. K. Pachauri & A. Reisinger Eds.). Core Writing Team, Geneva, Switzerland.
- Jonzen N., Linden A., Ergon T., Knudsen E., Vik J.O., Rubolini D., Piacentini D., Brinch C., Spina F., Karlsson L., Stervander M., Andersson A., Waldenstrom J., Lehikoinen A., Edvardsen E., Solvang R. & Stenseth N.C. 2006. Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. *Science*, 312: 1959-1961.
- Kufner M. 1986. Tamaño, actividad densidad relativa y preferencia de hábitat de los pequeños y medianos mamíferos de Doñana, como factores condicionantes de su tasa de predación. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Marfil C., Moreno S., Palomo L. J., Morlanes V. & Fernández M. C. 2009. Impacto de la gestión del hábitat sobre la comunidad de micromamíferos del Parque Nacional de Doñana (Huelva). *Galemys*, 21: 233-243.
- Mayr E. 1970. *Populations, Species, and Evolution: an Abridgment of Animal Species and Evolution*. Harvard University Press, 453 pp.
- Millien V. 2004. Relative effects of climate change, isolation and competition on body-size evolution in the Japanese field mouse, *Apodemus argenteus*. *Journal of Biogeography*, 31: 1267-1276.
- Millien V., Kathleen Lyons S., Olson L., Smith F.A., Wilson A.B. & Yom-Tov Y. 2006. Ecotypic variation in the context of global climate change: Revisiting the rules. *Ecology Letters*, 9: 853-869.
- Moreno S. 1984. Datos sobre la reproducción del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) en la Reserva Biológica de Doñana. *Acta II Reunión Iberoamericana de Conservación y Zoología de Vertebrados, Cáceres*, 1980: 329-339.
- Moreno S. 2007. *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766), Lirón careto. Pp: 392-394. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Moreno S., Beltrán J.F., Cotilla I., Kuffner B., Laffite R., Jordán G., Ayala J., Quintero C., Jiménez A., Castro F., Cabezas S. & Villafuerte, R. 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research*, 34: 652-658.
- Moreno S., Palomo L. J., Fernández M. C., Sánchez-Suarez C. & Santoro S. 2015. Pérdida de diversidad y cambios morfológicos en los micromamíferos de Doñana durante las últimas cuatro décadas. *Resúmenes XII Congreso de la SECEM*, Burgos, pp. 98.
- Moreno S. & Rouco C. 2013. Responses of a small-mammal community to habitat management through controlled burning in a protected Mediterranean area. *Acta Oecologica*, 49: 1-4.
- Moritz C., Patton J. L., Conroy C. J., Parra J. L., White G. C. & Beissinger S. R. 2008. Impact of a Century of Climate Change on Small-Mammal Communities in Yosemite National Park, USA. *Science*, 322: 261-264.
- Morrueta-Holme N., Flojgaard C. & Svenning J. C. 2010. Climate change risks and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *PLoS ONE*, 5.
- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., Fonseca G. A. B. da & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 72.
- Myers P., Lundrigan B. L., Hoffman S. M. G., Haraminac A. P. & Seto S. H. 2009. Climate-induced changes in the small mammal communities of the Northern Great Lakes Region. *Global Change Biology*, 15: 1434-1454.
- Oreskes N. 2004. The Scientific Consensus on Climate Change. *Science*, 306: 1686.

- Ozgul A., Childs D. Z., Oli M. K., Armitage K. B., Blumstein D. T., Olson L. E., Tuljapurkar S. & Coulson T. 2010. Coupled dynamics of body mass and population growth in response to environmental change. *Nature*, 466: 482-485.
- Palomares F., Rodríguez A., Revilla E., López-Bao J. V. & Calzada J. 2011. Assessment of the Conservation Efforts to Prevent Extinction of the Iberian Lynx. *Conservation Biology*, 25: 4-8.
- Palomo L. J., Justo E. R. & Vargas J. M. 2009. *Mus spretus* (Rodentia: Muridae). *Mammalian Species*, 840: 1-10.
- Parmesan C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 37: 637-690. DOI. 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100
- Pasini A., Szpunar G., Amori G., Langone R. & Cristaldi M. 2009. Assessing Climatic Influences on Rodent Density: A Neural Network Modelling Approach and a Case Study in Central Italy. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, 45: 319-330.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ruíz G. & Román J. 1999. ¿Desaparece el lirón careto atlántico (*Eliomys quercinus lusitanicus*) en Doñana? *Resúmenes IV Jornadas SECEM*, Segovia, nº 134.
- Sala O.E. Stuart Chapin III F., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., LeRoy Poff N., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H.. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Nature*, 1770: 1770-1775.
- Santoro S., Sánchez-Suárez C., Rouco C., Palomo L. J., Fernández M. C., Kufner M. B. & Moreno S. (en prensa). Long-term data from a small mammal community reveals loss of diversity and potential effects of local climate change. *Current Zoology*
- Sikes R. S., Gannon W. L. & Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*, 92 (1):235-253.
- Smith F. A., Betancourt J. L. & Brown J. H. 1995. Evolution of Body Size in the Woodrat over the Past 25,000 Years of Climate Change. *Science*, 270: 2012-2014.
- Szpunar G., Aloise G., Mazzotti S., Nieder L. & Cristaldi M. 2008. Effects of Global Climate Change on Terrestrial Small Mammal Communities in Italy. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17: 1526-1533.
- Torre I., Gracia-Quintas L., Arrizabalaga A., Baucells J. & Díaz M. 2015. Are recent changes in the terrestrial small mammal communities related to land use change? A test using pellet analyses. *Ecological Research*, 30: 813–819 DOI 10.1007/s11284-015-1279-x
- Valverde J. 1967. *Estructura de una comunidad mediterránea de vertebrados terrestres*. CSIC, Madrid. 218 pp.
- Walther G. R., Berger S. & Sykes M. T. 2005. An ecological “footprint” of climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272: 1427-1432.
- Walther G.-R. R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J.-M. M., Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.
- Yom-Tov S., Yom-Tov Y., Wright J., Feu R.D. & Lindström J. 2006. Recent Changes in Body Weight and Wing Length among Some British Passerine Birds. *Oikos*, 112: 91-101.
- Yom-Tov Y. 2001. Global warming and body mass decline in Israeli passerine birds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268: 947-952.
- Zamorano E. & Palomo L. J. 2007. *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), Rata negra. Pp: 455-457. En: L. J. Palomo, J. Gisbert & J. C. Blanco (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

Associate editor was Ignasi Torre