

INSECTÍVOROS Y ROEDORES DE LA SERRA CALDERONA (COMUNITAT VALENCIANA). DINÁMICAS DE RECOLONIZACIÓN Y ESTUDIO HELMINTOECOLÓGICO POSTINCENDIO

M. V. FUENTES, M. T. GALÁN-PUCHADES Y A. M. CEREZUELA

Departament de Parasitologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de València.
Avda. Vicent Andrés Estellés s/n. 46100 Burjassot (València).

RESUMEN

En el presente estudio se aportan los primeros datos sobre los micromamíferos (insectívoros y roedores) de la Serra Calderona, una zona de bosque mediterráneo de gran valor e interés ecológico de la Comunitat Valenciana, tanto por su carácter prelitoral como por su cercanía a una gran área metropolitana. El trabajo incluye: a) las primeras aportaciones sobre la ecología y biología de cinco de las siete especies capturadas [*Crociodura russula* Hermann, 1780, *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766), *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), *Mus spretus* Lataste, 1883 y *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758)]; b) las dinámicas de recolonización de dichos micromamíferos en las zonas afectadas por un gran incendio ocurrido en el área de estudio en 1992; y c) la utilización de los helmintos parásitos de los mismos como bioindicadores de los procesos de regeneración postincendio. Los resultados muestran al ratón de campo como pionero de la recolonización en aquellas áreas con una mayor y más rápida regeneración vegetal, pero no significativa hasta el cuarto año postincendio. El ratón mediterráneo destaca por su carácter oportunista en las zonas con regeneración más tardía. La musaraña común se presenta como el marcador fundamental de la calidad de la regeneración de la masa boscosa, fundamentalmente de carácter arbustivo. La diferente bioecología de los tipos de ciclo de los helmintos hallados, tanto en las zonas quemadas como en las testimonio indemnes, es utilizada en el análisis y comprensión de la consecutiva regeneración y recuperación postincendio de la Serra Calderona, mostrando así su utilidad como válidos bioindicadores de este proceso. El presente estudio muestra cómo no existe un único patrón de procesos regenerativos postincendio en zonas mediterráneas, fundamentalmente debido a las particulares condiciones climáticas que se producen en cada zona durante los años subsiguientes al incendio. Por tanto, este tipo de estudios debe realizarse de forma independiente y puntual en cada caso, con la finalidad de llevar a cabo una futura modelización del proceso regenerativo de las áreas quemadas.

Palabras Clave: Comunitat Valenciana, Helmintos, Insectívoros, Recolonización postincendio, Roedores, Serra Calderona.

ABSTRACT

Insectivores and rodents of the serra Calderona (Valencian Community). Post-fire repopulation dynamics and helminthecological study

A report is made of the first data on small mammals (insectivores and rodents) in the Serra Calderona, a region of Mediterranean forest in the Valencian Community (Spain) of great ecological value and interest, due both to its prelittoral character and proximity to a large metropolitan area. The study comprises (a) the first contributions on the ecology and biology of 5 of the 7 species captured [*Crociodura russula* Hermann, 1780, *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766), *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), *Mus spretus* Lataste, 1883 and *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758)]; (b) the recolonization dynamics of these small mammals in the zones affected by a major fire in 1992; and (c) the utilization of the helminth parasite population in these mammals as bioindicators of the postfire regeneration process. The results

obtained point to the field mouse as pioneer in the recolonization of those areas with a greater and faster regeneration of the vegetation cover, though significance is only reached in the fourth postfire year. The Mediterranean mouse is characterized by its opportunistic nature in areas where regeneration occurs later. In turn, the common shrew is the fundamental marker of forest mass regeneration quality (fundamentally as regards bush species). The different cycle bioecologies of the helminths found in both burnt areas and in intact control zones is used in the analysis and comprehension of consecutive postfire regeneration and recovery in the Serra Calderona, thus reflecting their usefulness as valid bioindicators of this process. The present study shows that no single postfire regeneration pattern exists in Mediterranean zones, fundamentally due to the particular climatic conditions found in each area in the years following the fire. Thus, such studies must be conducted on an independent and point basis in each case, with the aim of establishing a future model of the regeneration process in burnt areas.

Key Words: Helminths, Insectivores, Post-fire Repopulation, Rodents, Serra Calderona, Valencian Community.

INTRODUCCIÓN

Tras el paso de un incendio forestal el ecosistema afectado se ve privado de la mayoría de las formas habituales de vida, tanto vegetales como animales. Si grave es el efecto sobre la vegetación, también lo es sobre la fauna, sobre todo la terrestre que además de ver asolado su refugio, tiene pocas probabilidades para escapar a los efectos del fuego.

Una vez pasado el incendio, y con el posible reestablecimiento de la normalidad, los animales que huyeron volverán, y los que murieron serán sustituidos por otros nuevos de las mismas especies o de otras diferentes. Este proceso supone el inicio de la recolonización animal, la cual se producirá de forma paralela a la regeneración vegetal del bosque. No se trata de un proceso firme y seguro sino que está sometido a una gran cantidad de influencias externas como las edafológicas, las climáticas y las vegetacionales, cursando de forma diferente en función de estas variaciones en el propio ecosistema afectado y en su entorno más inmediato.

Numerosos estudios han analizado el impacto del fuego sobre el suelo, la vegetación, las aves, los artrópodos y los micromamíferos en el Mediterráneo (Prodon et al. 1985, 1987; Athias-Binche et al. 1987; Prodon 1987; Fons et al. 1988, 1993, 1996; Arrizabalaga et al. 1993; Haim, 1993; Fuentes y Galán-Puchades 1994, 1995; Arrizabalaga y Llimona 1996). Investigaciones similares han sido también llevadas a cabo en otras zonas de bosque mediterráneo en Australia (Fox 1982, 1983, 1990; Fox et al. 1985; Sprat 1987; Kemper 1990; Wilson 1991; Higgs y Fox 1993), en Norteamérica (Kaufman et al. 1983, 1989; Fox et al 1985; Clark y Kaufman 1990) y en Sudáfrica (Fox et al 1985). En general todos estos estudios concluyen que los micromamíferos se convierten, a través del proceso de recolonización, en bioindicadores muy válidos de la regeneración del bosque. Cabe resaltar también su importantísimo papel dentro de la cadena trófica, ya que son presa fácil de carnívoros y rapaces y base de su dieta alimenticia. Pero, además, juegan un no menos importante papel en la diseminación de semillas, de la presencia de las cuales tam-

bién dependerán los propios micromamíferos. Es por tanto que ambos procesos son paralelos y van tan ligados que la alteración de uno de ellos puede hacer sucumbir el otro. Este efecto ha podido ser recientemente comprobado (Fuentes y Galán-Puchades 1995; Fuentes et al. 1995 a) en zonas que se han visto de nuevo afectadas por el fuego antes de culminar su regeneración, o que han sufrido impactos adicionales como la extracción inadecuada de madera quemada, la destrucción de banales, las transformaciones agrícolas, o las mismas lluvias torrenciales que arrastran la tierra e incrementan la pérdida de suelo y de cobertura vegetal.

Este reconocido papel como bioindicadores de los micromamíferos tiene sus limitaciones temporales, siendo sustituidos por sus helmintos parásitos (trematodos, cestodos, nematodos y acantocéfalos), los cuales toman el relevo como bioindicadores, en este caso, de la regeneración total y completa del ecosistema afectado por el fuego, debido a sus mayores exigencias bioecológicas, erigiéndose como válidos y verdaderos marcadores biológicos de este proceso. Este aspecto ha quedado demostrado en los diferentes estudios llevados a cabo en este sentido por Galán-Puchades et al. (1988, 1990, 1992, 1993, 1996), Feliu et al. (1992, 1993) Fuentes et al. (1993, 1995 a, b), Galán-Puchades y Fuentes (1996) y Cerezuela et al. (1997 a, b). En ellos se pone de manifiesto como los efectos del fuego sobre los mamíferos repercuten de forma directa o indirecta sobre sus helmintos parásitos. Los estadios evolutivos de los helmintos, tanto los de ciclo directo o monoxenos, sin hospedadores intermediarios, como los de ciclo indirecto o heteroxenos, con más de un hospedador, mostrarán distintas respuestas al paso del fuego. La desaparición de la totalidad o de gran parte de la fauna de vida libre hace difícil la consecución de los diferentes tipos de ciclos biológicos helmintianos, ya que el parásito no puede alcanzar sus hospedadores habituales. Fundamentalmente, los helmintos que se introduzcan en la zona de regeneración postincendio acompañando a sus hospedadores colonizadores, estarán en condiciones de reiniciar sus ciclos biológicos paralelamente a la recuperación de la fauna y de la cobertura vegetal.

Como ya ha sido demostrado en los estudios anteriormente citados, las relaciones hospedador-parásito y las exigencias ecológicas de los diferentes ciclos helmintianos en ecosistemas quemados, pueden considerarse también como válidos indicadores biológicos del estado de regeneración y cicatrización postincendio.

En el presente estudio se particulariza el caso de la Serra Calderona, uno de los enclaves prelitorales de bosque mediterráneo más importantes de la Comunitat Valenciana, con el objetivo de analizar las dinámicas de recolonización postincendio de los micromamíferos, insectívoros y roedores, y los aspectos ecológicos de sus helmintos parásitos, y de valorar su papel como marcadores del proceso de regeneración postincendio de este paraje forestal valenciano.

MATERIAL Y MÉTODOS

Caracterización de la zona de estudio

La Serra Calderona forma parte de las últimas estribaciones orientales del Sistema Ibérico en su descenso hacia el mar Mediterráneo, ocupando parte de las provincias de València y Castelló, con una superficie total aproximada de 52.000 Ha (figura 1). Esta alineación montañosa sigue la orientación general del sistema NW-SE y separa las cuencas de los ríos Túria y Palància. Sus máximas cotas sobrepasan escasamente los 1000 m, siendo en general la altitud media de sus montañas inferior a 500 m.

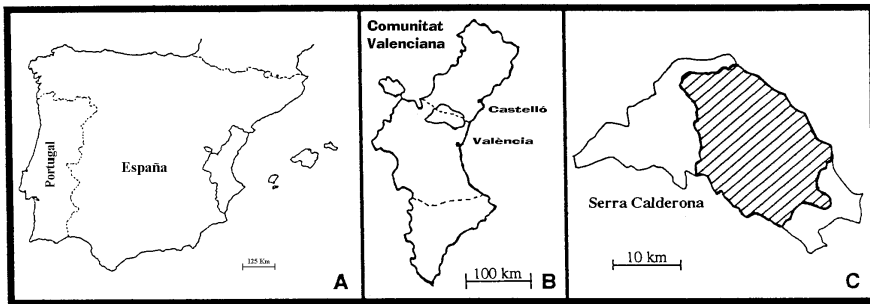


Figura 1. Situación geográfica del área de estudio en la Península Ibérica (A), en la Comunitat Valenciana (B) y en Serra Calderona (C)

Geographical setting of the study area on the Iberian Peninsula (A), in the Valencian Community (B) and in the la Serra Calderona (C)

Los materiales geológicos que afloran en este territorio pertenecen a tres grandes unidades litoestratigráficas: a) Paleozoico, sólo presente de forma puntual; b) Mesozoico, con buenas representaciones del Triásico (areniscas, arcillas, margas y dolomías), cuyos afloramientos se encuentran sobre todo en su mitad oriental, y del Jurásico (calizas y dolomías) en las áreas occidentales, estando el Cretácico escasamente representado y sólo en las áreas septentrionales; c) Cenozoico, casi totalmente localizado, también, en las áreas septentrionales.

Climáticamente se caracteriza por su régimen mediterráneo, con una oscilación moderada de las temperaturas a lo largo del año, la irregularidad de las precipitaciones y la fuerte sequía estival. La parte oriental y meridional del territorio está comprendida dentro del piso bioclimático Termomediterráneo (por tener temperaturas medias anuales superiores a los 17°C) y el ombroclima es seco (por presentar valores de precipitación anual comprendida entre 300 y 600 mm). Mientras que la parte más

occidental y septentrional está comprendida dentro del piso bioclimático Mesomediterráneo (con temperaturas medias anuales de 13-17°C), con precipitaciones un poco superiores, pero sin alcanzar totalmente el ombroclima subhúmedo.

Hidrológicamente cabe destacar que no existen cursos de agua regulares, sino numerosos afloramientos en forma de manantiales que pueden quedar secos en la época estival, y barrancos con cauces típicos de avenidas.

Corológicamente, la vegetación se incluye dentro de la región Mediterránea, subregión Mediterránea occidental, superprovincia Mediterránea Iberolevantina, y provincia Catalano-Valenciano-Provenzal-Balear, viéndose afectada casi la totalidad de la Serra, únicamente, por el sector Valenciano-Tarraconense, y únicamente la parte más meridional por el sector Setabense (Véase Costa 1982, 1986; Costa et al. 1985; Crespo Villalba 1989; García-Fayos 1991). La vegetación climax está representada por cuatro asociaciones, fundamentalmente *Rubio longifoliae-Quercetum rotundifoliae* Costa et al. 1982 (carrascal litoral) y *Asplenio onopteridis-Quercetum suberis* Costa et al. 1985 / *Rubio-Quercetum rotundifoliae-Quercetosum suberis* García-Fayos, ined. (alcornocal), y más puntualmente *Bupleuro rigidi-Quercetum rotundifoliae* Br.-Bl. & O. de Bolòs, 1957 y *Hedero helcis-Quercetum rotundifoliae* Costa et al., 1985 (carrascal continental) y *Violo willkommii-Quercetum fagineae* Br.-Bl. & O. de Bolòs, 1950 (quejigar). Si bien, como consecuencia de la continua degradación, tanto por antropización (cultivo, carboneo, pastoreo, urbanización) como por los numerosos incendios, la vegetación potencial se ha visto relegada en una importante extensión por las diferentes etapas de sustitución, principalmente coscojares litorales (*Quercus cocciferae-Pistacietum lentisci* Br.-Bl. et al., 1935) y coscojares continentales (*Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae* Br.-Bl. & O. de Bolòs, 1957), así como por diferentes matorrales y pastizales vivaces. Cabe destacar, además, que la Serra Calderona es, por su peculiar situación, un área de transición entre sectores corológicos, siendo su flora uno de sus principales valores por la aparición de algunos endemismos compartidos con la vecina septentrional Serra d'Espadà.

Faunísticamente se puede destacar la presencia de importantes poblaciones de especies, tanto en cantidad como en diversidad, hecho especialmente relevante dada su cercanía a un área densamente poblada. Dentro de los invertebrados resalta la existencia de varios endemismos, tanto ibéricos como valencianos (Docavo et al. 1987). Dentro de los vertebrados, la herpetofauna y la avifauna se encuentran bien representadas, atendiendo a su situación geográfica y a su estado de degradación, siendo de destacar la presencia de algunas especies de rapaces (Murgui 1997), como el águila perdicera, cuya existencia se debe resaltar debido al hecho de que en toda la Península Ibérica no hay más de 700 parejas, y el águila culebrera, entre las diurnas, y el buho real. Entre los mamíferos de tamaño medio y grande se puede

citar el jabalí, *Sus scrofa* Linnaeus, 1758, el tejón, *Meles meles* (Linnaeus, 1758), el zorro, *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758), la comadreja, *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766, el gato montés, *Felis sylvestris* Schreber, 1775, y la gineta, *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758). También se encuentra la liebre, *Lepus europaeus* Pallas, 1778 y el conejo, *Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758. En cuanto a los pequeños mamíferos ha sido detectada la presencia de 3 insectívoros: el erizo moruno, *Atelerix algirus* (Lereboullet, 1842), la musaraña común, *Crocidura russula* Hermann, 1780, y la musaraña enana, *Suncus etruscus* (Savi, 1822); y 5 roedores: la ardilla, *Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758, el lirón careto, *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766), el ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), el ratón silvestre, *Mus spretus* Lataste, 1883, y la rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758).

A finales del verano de 1992, la Serra Calderona sufrió un devastador incendio que arrasó 9.500 Ha de bosque mediterráneo y de cultivos abandonados, afectando seriamente a este ecosistema, ya bastante degradado por la acción humana. Como respuesta inmediata a este devastador desastre ecológico, se pusieron en marcha desde la Universitat de València, así como desde otras entidades autonómicas y privadas, diferentes estudios multidisciplinarios encaminados al seguimiento de la regeneración de los ecosistemas afectados por el fuego, entre los cuales se enmarca el presente estudio.

El periodo analizado hasta la fecha es el comprendido entre el invierno de 1994, segundo año postincendio, y el verano de 1997, quinto año postincendio, habiéndose prospectado estacionalmente un total de 106 biotopos.

De acuerdo con la metodología propuesta por Galán-Puchades et al (1999), los estudios de recolonización postincendio de los micromamíferos dentro de una zona quemada han de ser comparados necesariamente con otra zona de características ecológicas similares y que no se haya visto afectada por el fuego, es la zona testimonio. Así, del total de enclaves prospectados, 60 corresponden a la zona quemada, y 46 a la zona utilizada como testimonio, abarcándose todas las posibles variables altitudinales, vegetacionales, edafológicas, de orientación e incluso de diferentes usos antrópicos, presentes en la sierra. La extensión de los biotopos prospectados oscila entre las 3-6 Ha cada uno. Además, cabe diferenciar entre dos tipos de biotopos según su utilización dentro del estudio. Por una parte los llamados cuadrados, los cuales se prospectan estacionalmente cada año y que son utilizados fundamentalmente para el seguimiento de la dinámica poblacional. Y por otra parte los denominados aleatorios, prospectados puntualmente en otras zonas de la sierra, con la finalidad de obtener una mayor información tanto sobre la utilización de los diferentes hábitats por parte de las diversas especies de micromamíferos presentes, como de sus helmintos parásitos.

Los tres biotopos denominados cuadrados representan las características ecológicas mayoritariamente presentes en la sierra. Estos enclaves son aquí descritos por su trascendencia en el seguimiento del estudio poblacional.

Rebalsadors (área quemada): zona boscosa de potencial carrascal litoral con coscojar y con pino blanco. Casi totalmente abancalada. Suelo mayoritariamente calcáreo con afloraciones silíceas puntuales. Altitud de 700-750 m. 3 Ha de superficie.

Barranc de la Saladilla (área quemada): zona boscosa de potencial carrascal litoral muy reducido, con coscojar momentáneamente sustituido por el lastonar, ambos termófilos, y con pino blanco. Totalmente abancalada. Suelo calcáreo con afloraciones silíceas puntuales. Altitud de 550-600 m. 6 Ha de superficie.

Les Llomes (área testimonio): zona boscosa de potencial carrascal litoral, actualmente degradado y con presencia de estepas y pinos blanco y rodeno. Con cultivos muy poco activos pero aún totalmente abancalada. Suelo de tipo silíceo con afloraciones calcáreas. Altitud de 440-480 m. 6 Ha de superficie.

Metodología de prospección y estudio de los micromamíferos

Todas las prospecciones realizadas se han llevado a cabo utilizando trampas para la captura de animales vivos. Se trata de trampas metálicas con base de madera, cubiertas por un enrejado de finos orificios que permite visualizar el contenido interior. Dentro de ellas se dispone el cebo, preferentemente tocino frito, y una gran bola de algodón, con la finalidad de que el animal pueda pasar la noche con alimento suficiente y la posibilidad de abrigo. Este tipo de trampas se dispara automáticamente con la entrada de un animal. Las trampas son depositadas en el biotopo al atardecer y revisadas y/o recogidas a la mañana siguiente, coincidiendo el periodo de trampeo con la actividad más importante de los micromamíferos.

Las prospecciones para el estudio sobre las dinámicas poblacionales se llevan a cabo en los cuadrados, en los cuales se disponen 110 trampas durante dos noches consecutivas, aplicándose el sistema de captura-marcaje-recaptura, con marcaje de cada animal mediante la amputación de la falange terminal de los dedos de los pies posteriores siguiendo un código preestablecido, con la finalidad de reconocerlos fácilmente en caso de recaptura. Las prospecciones se llevan a cabo estacionalmente desde el invierno del segundo año postincendio, si bien durante el verano de este mismo año no pudo ser llevada a cabo este muestreo.

Las prospecciones de tipo aleatorio se llevan a cabo, con similar metodología, con un número medio de 80 trampas y sobre diferentes zonas, las cuales únicamente serán prospectadas de nuevo en función del interés de los resultados obtenidos en ese biotopo.

Todos y cada uno de los micromamíferos capturados han sido determinados específicamente siguiendo las claves de determinación de Gosálbez (1987), sexados, determinada su actividad sexual, pesados y tomadas sus medidas corporales externas (Arrizabalaga y Uribe 1988). Además, también son recogidas las heces depositadas en la trampa por cada animal, con la finalidad de completar el posterior estudio coproparasitológico.

Ante la imposibilidad de obtener otro tipo de información de los animales vivos, la determinación de la edad relativa, dentro de cada especie, se lleva a cabo teniendo en cuenta únicamente las variables anteriormente mencionadas, agrupando los diferentes individuos en las clases de juveniles, subadultos y adultos, y siendo conscientes, además, de las limitaciones que esto conlleva. Únicamente a partir de los animales muertos se podrá contrastar y reajustar esta clasificación, proporcionando además otros datos como el número de embriones, anteriores gestaciones, contenidos estomacales mediante su observación bajo lupa binocular, y un completo estudio helmintológico.

Con el fin de completar los conocimientos del estudio faunístico del área analizada, en cada enclave prospectado son también recogidas las egagrópilas de rapaces, fundamentalmente nocturnas, y las heces de carnívoros.

La tabla 1 muestra las cifras globales correspondientes a las prospecciones, así como a las capturas, tanto en la zona quemada como en la testimonio, de las cinco especies de micromamíferos que comprenden el presente estudio: *Crociodura russula* (Insectívora: Soricidae); *Eliomys quercinus* (Rodentia: Gliridae); *Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus*, y *Rattus rattus* (Rodentia: Muridae).

TABLA 1

Prospecciones y capturas de micromamíferos correspondientes al periodo comprendido entre el invierno del segundo y el verano del quinto año postincendio

Prospections and captures of small mammals in the period between winter of the second and summer of the fifth postfire year

	n. biotopos	n. trampas	n. capturas	n. <i>C.r.</i>	n. <i>E.q.</i>	n. <i>A.s.</i>	n. <i>M.s.</i>	n. <i>R.r.</i>
Fuego	60	9855	774	59	4	618	84	9
Testimonio	46	6611	226	27	5	159	28	7
TOTAL	106	16466	1000	86	9	777	112	16

Los diferentes % de captura han sido analizados mediante el cálculo del test estadístico de χ^2 o de Pearson (Parker, 1981).

Las estimaciones del tamaño poblacional han sido analizadas únicamente para el ratón de campo en los tres cuadrados, ya que es la única especie que ha permitido, por el número de individuos capturados y recapturados, un procesamiento es-

tadístico adecuado. El método de elección ha sido el modelo estocástico de Jolly-Seber, por ser el que mejor permite los estudios poblacionales en medios abiertos y cambiantes con continuas y repetidas recapturas, según la reciente revisión llevada a cabo por Soriguer et al. (1997).

Estudio helmintoecológico

El estudio helmintoecológico se ha realizado para las mismas cinco especies de micromamíferos analizadas en el estudio de las dinámicas poblacionales, con un total de 330 individuos estudiados entre el segundo y el quinto año postincendio, 217 procedentes de la zona quemada y 113 de la testimonio. Los hospedadores estudiados han sido aquellos que fueron destinados al estudio parasitológico postmortem, esto es: los encontrados muertos en la trampa, o los sacrificados, siempre en porcentajes no superiores al 10% total de capturas, con la finalidad de no influir notoriamente en la evolución de sus dinámicas poblacionales.

La recogida minuciosa de las heces obtenidas en cada trampa y su posterior procesamiento en el laboratorio para la determinación de huevos de helmintos, permitirá obtener una mayor y completa información parasitológica de todos y cada uno de los micromamíferos capturados.

El estudio helmintoecológico comparativo se realiza tanto por años de estudio como para el total de la zona quemada, siendo ambos comparados con el total de la zona testimonio.

Dentro del análisis de los diferentes tipos de ciclo biológico se lleva a cabo una diferenciación a nivel de ciclos indirectos o heteroxenos y ciclos directos o monoxenos. Los heteroxenos cuentan con la participación de hospedadores intermediarios, uno en el caso de ciclos diheteroxenos y dos en el de triheteroxenos. En los ciclos monoxenos, es decir, aquellos en los que no participan hospedadores intermediarios, existen diferentes evoluciones en las formas de resistencia en el medio externo. Así, los ciclos directos pueden ser de carácter ageohelminto cuando la forma de resistencia es un huevo ya infestante al ser emitido, por lo que no necesita pasar por el suelo para embrionarse. El ciclo directo pseudogeohelminto implica que el huevo necesita pasar por el suelo para embrionarse, mientras que en los ciclos geohelminthos la forma infestante es una larva de vida libre.

RESULTADOS

Caracterización general de los micromamíferos (insectívoros y roedores)

Siete han sido las especies de micromamíferos detectadas en la Serra Calderona. A las ya citadas de la musaraña común, el lirón careto, el ratón de campo, el ratón

mediterráneo y la rata negra, cabe añadir el erizo moruno, *Atelerix algirus* (Insectívora: Erinaceidae) y la musaraña enana, *Suncus etruscus* (Insectívora: Soricidae). Estos dos últimos insectívoros no han podido ser incluidos en el presente estudio como consecuencia del escaso número de ejemplares interceptados, lógicamente debido a la no concordancia de las trampas utilizadas con el respectivo tamaño de éstos.

Los datos aquí reportados permiten la primera caracterización en la Serra Calderona de las cinco especies analizadas, tanto a nivel biológico: medidas corporales externas y pesos (tabla 2), sex-ratio, actividad sexual y contenidos estomacales; como ecológica: preferencias vegetacionales, edáficas y altitudinales, así como la evaluación del impacto de las diferentes acciones de origen básicamente antrópico sobre sus poblaciones, tratándose los efectos de los incendios forestales sobre éstas en el siguiente apartado.

TABLA 2

Medidas corporales (mm) y peso (g) de los micromamíferos analizados. n = número de individuos estudiados; CC = longitud cabeza-cuerpo; C = longitud de la cola; P = longitud del pie posterior; O = longitud de la oreja

Body dimensions (mm) and weight (g) of the small mammals analyzed. n = number of individuals studied; CC = head-body length; C = tail length; P = hind foot length; O = ear length

	n	CC	C	P	O	Peso
<i>C. russula</i>	36	60-75	31-41	7-14	8-11	5,3-12,0
<i>E. quercinus</i>	7	94-144	81-136	26-28	23-29	23,0-76,0
<i>A. sylvaticus</i>	205	60-111	59-122	20-27	14-20	7,0-38,0
<i>M. spretus</i>	69	60-87	45-73	11-18	12-15	6,8-21,0
<i>R. rattus</i>	16	102-197	127-221	25-38	21-29	34,0-218,5

El estudio por grupos de edad (figura 2), sexos y actividades sexuales (figura 3) se ha llevado a cabo en el ratón de campo, única especie con número suficiente de individuos estudiados. La sex-ratio en este múrido se mantiene 1:1 excepto en el otoño que es 2:1.

El estudio de los contenidos estomacales para la musaraña común y el ratón de campo (figura 4), revela que la alimentación del insectívoro se basa fundamentalmente en artrópodos y gasterópodos de forma casi equilibrada, destacando la dieta más vegetariana por parte del múrido.

La especie mayoritariamente capturada ha sido el ratón de campo, representando un 77,70% del total de capturas. Este múrido es capaz de colonizar todos aquellos enclaves más puramente forestales, fundamentalmente masas boscosas de carrascal litoral y cultivos abandonados, preferentemente a altitudes superiores a los 500 m, y sin verse afectado notoriamente por las influencias climatológicas.

Micromamíferos y helmintos postincendio

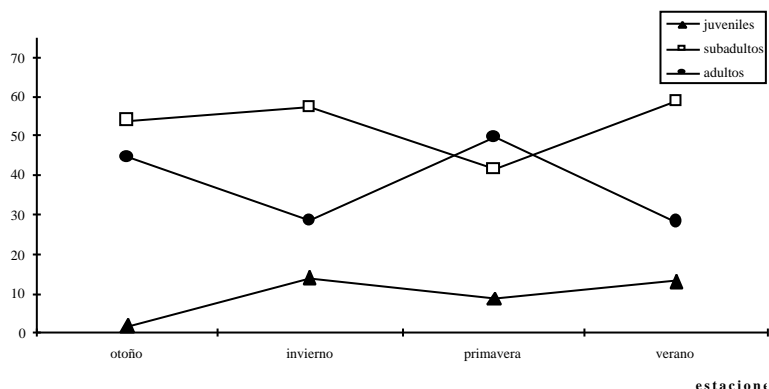


Figura 2. Distribución estacional (%) por grupos de edad en la población global de *Apodemus sylvaticus*

Seasonal distribution (%) by age groups in the global population of Apodemus sylvaticus

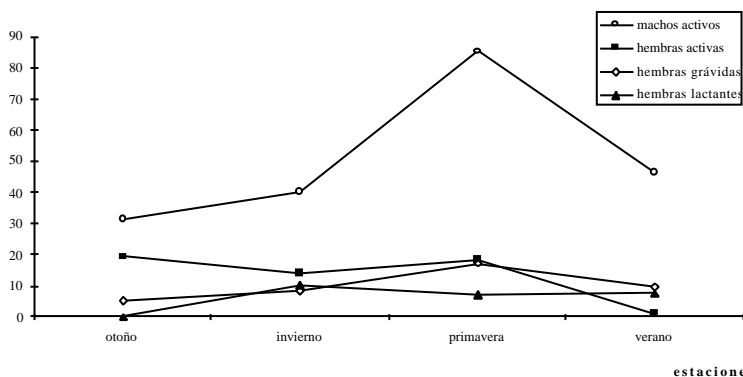


Figura 3. Distribución estacional (%) de las actividades sexuales en la población global de *Apodemus sylvaticus*

Seasonal distribution (%) of the sexual activities in the global population of Apodemus sylvaticus

La segunda especie en importancia cuantitativa es el ratón mediterráneo que representa un 11,20% de las capturas. Sus hábitats preferidos son los cultivos activos, los barrancos con adelfares y las zonas abiertas en regeneración postincendio. Destaca su preferencia por zonas de suelo calcáreo y la influencia negativa de la lluvia observada sobre su actividad.

La musaraña común representa el 8,60% de las capturas, y si bien es capaz de habitar cultivos activos o abandonados y masas boscosas con una mínima cobertura arbustiva, se trata sin duda del micromamífero con mayores exigencias ecoló-

gicas de entre los analizados. Este hecho ha quedado patente tras la desaparición casi total del insectívoro en aquellos enclaves que han sufrido actividades impactantes sobre el medio forestal, tales como la extracción de madera, la destrucción de banales o la limpieza desmesurada del sotobosque.

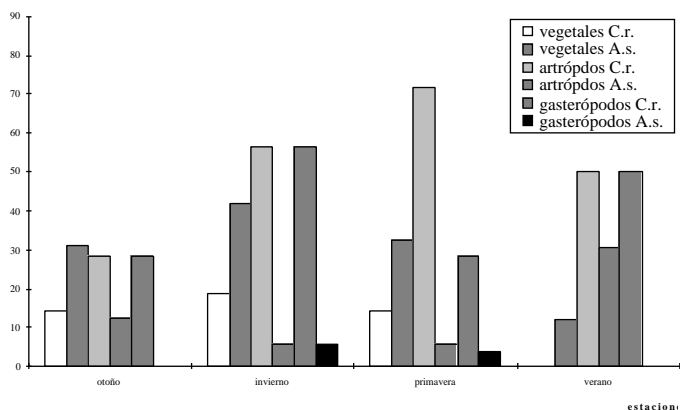


Figura 4. Composición estacional (%) de los contenidos estomacales en las poblaciones globales de *Crocidura russula* y *Apodemus sylvaticus*

*Seasonal composition (%) of the stomach contents in the global population of *Crocidura russula* and *Apodemus sylvaticus**

Por último, tanto la rata negra (1,6%) como el lirón careto (0,9%) presentan poblaciones muy puntuales y reducidas en esta sierra. Si bien cabe destacar el hallazgo de *E. quercinus* a partir de la primavera del primer año, en un enclave recientemente quemado y que con anterioridad había sido utilizado como testimonio. En este mismo enclave ya había sido detectada la presencia del glírido. Contrariamente el múrido tiene una mayor afinidad por zonas que denotan una actividad humana reciente, mientras que el glírido parece estar recluido a las escasas zonas que presentan carrascal continental como vegetación potencial y a sus cultivos periféricos.

Estos resultados no pueden analizarse sin tener en cuenta dos importantes hechos: el proceso de regeneración postincendio, que puede alterar notablemente la composición cualitativa y cuantitativa de la fauna; y que las trampas utilizadas están preferentemente concebidas para la intercepción de pequeños múridos.

Dinámica de recolonización y estudio poblacional postincendio

En general cabe destacar unos porcentajes de captura y un tamaño poblacional no muy diferentes entre la zona quemada y la testimonio a lo largo de los tres primeros años postincendio, siendo a partir de la primavera del cuarto cuando se inicia la verdadera recolonización (tabla 3), detectándose diferencias estadística-

mente significativas entre los % de captura totales, siempre a favor de la zona quemada, desde la primavera del 4to. a la primavera del 5to. año postincendio ($p=0,0001$), así como en el verano del 5to. ($p=0,01$).

TABLA 3
Porcentaje de capturas estacionales postincendio en las zonas quemada y testimonio

Percentage of postfire seasonal captures in the burnt and control zones

Estaciones	Zona Quemada									Zona Testimonio		
	Total			Bnc. Saladilla			Rebalsadors			C.r.	A.s.	M.s.
	C.r.	A.s.	M.s.	C.r.	A.s.	M.s.	C.r.	A.s.	M.s.			
2º invierno	0,13	4,13	0,39	0,00	4,54	0,00	0,30	4,24	0,00	0,61	3,33	0,91
2ª primavera	0,22	1,12	0,11	0,00	0,30	0,00	0,61	2,42	0,00	0,00	0,91	0,00
2º verano	0,00	0,59	1,19	--	--	--	--	--	--	0,00	1,13	1,13
3º otoño	0,13	1,16	0,00	0,00	0,30	1,82	0,00	1,82	0,30	0,00	1,01	0,00
3º invierno	0,09	1,52	1,25	0,00	1,51	1,51	0,00	3,33	0,00	0,88	2,14	0,75
3ª primavera	0,00	3,27	0,50	0,00	2,73	0,91	0,45	6,36	0,00	0,44	3,41	0,00
3º verano	0,13	1,60	1,07	0,00	1,36	1,36	0,45	3,64	0,91	0,53	2,13	0,18
4º otoño	0,43	1,51	0,54	0,00	2,73	0,00	0,45	2,73	0,45	1,36	1,63	0,00
4º invierno	0,46	4,18	0,46	0,91	5,00	0,00	0,00	5,46	0,00	0,25	2,72	1,488
4ª primavera	0,23	19,32	0,68	0,45	18,64	0,00	0,00	20,00	1,36	0,26	1,58	0,00
4º verano	0,45	22,27	0,23	0,91	14,09	0,45	0,00	30,45	0,00	0,00	2,12	0,61
5º otoño	3,39	20,59	4,75	8,33	13,33	1,11	0,00	33,52	2,23	1,28	2,56	0,00
5º invierno	4,09	20,68	0,00	8,18	15,46	0,00	0,00	25,91	0,00	0,30	10,06	0,00
5ª primavera	0,91	15,68	0,91	1,82	9,55	1,36	0,00	21,82	0,45	0,00	1,21	0,20
5º verano	1,36	7,95	1,36	2,27	6,36	0,45	0,45	9,55	2,27	1,00	3,00	1,33

En los enclaves prospectados tipo cuadrado en la zona quemada, se observa una diferente sucesión en cuanto a las especies de micromamíferos. La tabla 3 refleja las fluctuaciones de las capturas de *A. sylvaticus* y *M. spretus* durante el segundo y el tercer año postincendio en el enclave del Barranc de la Saladilla, así como una destacable presencia de la musaraña común a partir del quinto año. Sin embargo en el otro enclave estacional prospectado en el fuego, Rebalsadors (tabla 3), cabe destacar la primacía del ratón de campo, así como las puntuales detecciones del insectívoro y de los otros dos múridos.

El seguimiento de las dinámicas poblacionales del ratón de campo, así como el cálculo estimado del tamaño poblacional según el método de Jolly-Seber (tabla 4), revela una evolución similar a la detectada en los porcentajes de captura, observándose sobresalientes diferencias entre los tres biotopos comparados, a partir del cuarto año postincendio.

TABLA 4

Tamaño poblacional estimado para las poblaciones de *Apodemus sylvaticus*, según el método de Jolly-Seber, en los tres enclaves tipo cuadrado prospectados. ni = tamaño de la muestra; Ni = tamaño poblacional estimado; SE = error estandar

Population size, estimated for the populations of Apodemus sylvaticus according to the method of Jolly-Seber, in the three square-type enclaves prospected. ni = sample size; Ni = estimated population size; SE = standard error

Estaciones	Bnc. Saladilla (zona quemada)		Rebalsadors (zona quemada)		Les Llomes (zona testimonio)	
	ni	Ni ± SE	ni	Ni ± SE	ni	Ni ± SE
2º invierno	12	12,00	10	10,00	9	9,00
2ª primavera	1	1,00	7	7,00	3	3,00
3º otoño	1	1,00	5	5,00	1	1,00
3º invierno	0	0	6	6,00	9	9,00
3ª primavera	4	4,00	12	20,25 ± 7,37	13	26,00 ± 13,01
3º verano	3	3,00	6	14,00 ± 5,18	5	9,17 ± 3,97
4º otoño	4	7,00 ± 2,18	4	9,33 ± 3,78	3	7,50 ± 5,21
4º invierno	9	63,00 ± 40,26	12	39,00 ± 14,44	7	7,00 ± 0,60
4ª primavera	38	161,50 ± 145,32	38	121,60 ± 92,04	6	6,00
4º verano	31	31,00 ± 0,55	61	133,09 ± 63,80	5	5,00
5º otoño	20	20,00 ± 0,45	47	79,08 ± 14,17	2	2,00
5º invierno	28	51,76 ± 10,79	41	63,30 ± 8,27	25	25,000 ± 0,98
5ª primavera	16	16,00 ± 0,12	37	55,50 ± 13,32	6	36,00 ± 37,96

Estos resultados se ven confirmados a través del análisis estadístico realizado entre los % de captura del ratón de campo en los tres enclaves de prospección estacional, detectándose diferencias significativas entre los enclaves de la zona quemada y el de la zona testimonio desde la primavera del 4to. a la primavera del 5to. año postincendio ($p=0,0001$), así como durante el invierno del 5to. ($p=0,0008$). Las diferencias detectadas entre los dos biotopos de la zona quemada son siempre significativas y a favor de Rebalsadors ($p=0,0001$) para este mismo periodo, a excepción de la primavera del 4to. y del verano del 5to. año postincendio en los que no se han detectado diferencias destacables.

En cuanto a la evolución por grupos de edad en la recolonización llevada a cabo por el ratón de campo, destaca el predominio de individuos subadultos, mayoritariamente machos, durante el final del cuarto y el principio del quinto año postincendio (figura 5).

Estudio helmintoecológico postincendio

Las tablas 5, 6 y 7 reflejan los resultados del estudio helmintoecológico para la musaraña común, el ratón de campo y el ratón mediterráneo, respectivamente.

Los resultados obtenidos para el lirón careto y la rata negra no son analizados dado el bajo número de individuos que se ha tenido oportunidad de estudiar helmintológicamente hasta la fecha.

En el múrido *R. rattus* resalta la parasitación de todos los individuos de la zona quemada con un claro predominio de especies heteroxenas, de forma totalmente contraria a lo observado en la zona testimonio.

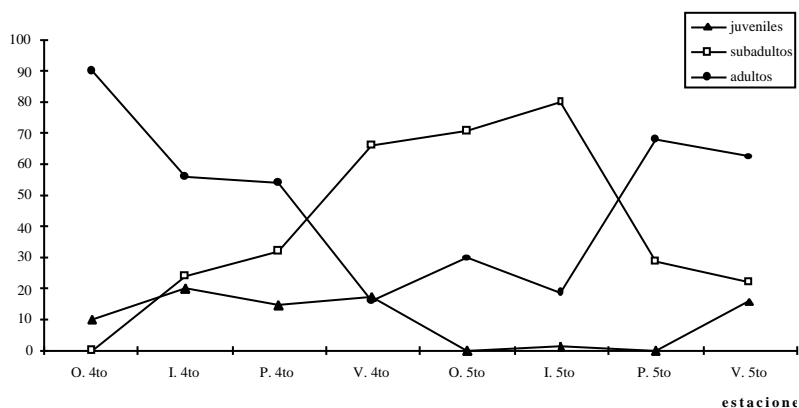


Figura 5. Distribución estacional (%) por grupos de edad en la población de *Apodemus sylvaticus* durante el cuarto y quinto año postincendio en la zona quemada

Seasonal distribution (%) by age groups in the population of Apodemus sylvaticus during the fourth and fifth years postfire, in the burnt zone

TABLA 5
Naturaleza bioecológica de la helmintofauna de *Crocidura russula*
Bioecological analysis of the helminthfauna of Crocidura russula

	2° año PI n = 1	3° año PI n = 2	4° año PI n = 5	5° año PI n = 7	Total Fuego n = 15	Testimonio n = 17
N° helmintos hallado	7	6	8	6	9	14
N° helmintos heteroxenos	6 (85,71%)	5 (83,33%)	7 (87,50%)	5 (83,33%)	8 (88,89%)	10 (71,43%)
Triheteroxenos	-	-	1	-	1	2
ciclo terrestre	-	-	1	-	1	2
a través de gasterópodos	-	-	1	-	1	2
Diheteroxenos	6	5	6	5	7	8
ciclo terrestre	6	5	6	5	7	8
a través invtb. no artrópodos	2	2	1	1	2	2
a través de artrópodos	4	3	4	4	4	5
como hospedador paraténico	-	-	1	-	1	1
N° hosped. con heteroxenos	1 (100%)	2 (100%)	5 (100%)	7 (100%)	15 (100%)	15 (88,24%)
N° helmintos monoxenos	1 (14,29%)	1 (16,67%)	1 (12,50%)	1 (16,67%)	1 (11,11%)	4 (18,57%)
pseudogeohelminfos	1	1	1	1	1	2
geohelminfos	-	-	-	-	-	2
N° hospedadores con monoxenos	1 (100%)	1 (50,00%)	1 (20,00%)	4 (66,67%)	7 (46,47%)	7 (41,18%)

TABLA 6
Naturaleza bioecológica de la helmintofauna de *Apodemus sylvaticus*

Bioecological analysis of the helminthfauna of Apodemus sylvaticus

	2º año PI N = 21	3º año PI N = 19	4º año PI N = 61	5º año PI N = 41	Total Fuego N = 142	Testimonio N = 63
Nº helmintos hallado	14	13	12	11	15	13
Nº helmintos heteroxenos	8 (57,14%)	7 (53,85%)	6 (50,00%)	5 (45,45%)	9 (60,00%)	7 (53,85%)
Triheteroxenos	1	1	1	-	2	2
ciclo terrestre	1	1	1	-	2	2
a través de gasterópodos	-	-	1	-	1	1
como hospedador intermediario	1	1	-	-	1	1
Diheteroxenos	7	6	5	5	7	5
ciclo terrestre	7	6	5	5	7	5
como hospedador intermediario	2	1	1	1	2	1
a través invtb. no artrópodos	1	1	1	1	1	1
a través de artrópodos	4	4	3	3	4	3
Nº hospedadores con heteroxenos	16 (76,19%)	9 (43,37%)	34 (55,74%)	22 (53,66%)	81 (57,04%)	35 (55,56%)
Nº helmintos monoxenos	6 (42,85%)	6 (46,15%)	6 (50,00%)	6 (54,55%)	6 (40,00%)	6 (46,15%)
ageohelmintos	2	2	2	2	2	2
pseudogeohelmintos	3	3	3	3	3	3
geohelmintos	1	1	1	1	1	1
Nº hospedadores con monoxenos	19 (90,48%)	14 (73,68%)	52 (85,25%)	36 (87,80%)	121 (85,21%)	41 (65,08%)

TABLA 7
Naturaleza bioecológica de la helmintofauna de *Mus spretus*

Bioecological analysis of the helminthfauna of Mus spretus

	2º año PI n = 8	3º año PI n = 17	4º año PI n = 8	5º año PI n = 15	Total Fuego n = 48	Testimonio n = 21
Nº helmintos hallado	3	6	3	4	7	6
Nº helmintos heteroxenos	-	3 (50,00%)	1 (33,33%)	2 (50,00%)	3 (42,86%)	3 (50,00%)
Triheteroxenos	-	2	1	1	2	2
ciclo terrestre	-	2	1	1	2	2
a través de gasterópodos	-	1	1	-	1	1
como hospedador intermediario	-	1	-	1	1	1
Diheteroxenos	-	1	-	1	1	1
ciclo terrestre	-	1	-	1	1	1
a través de artrópodos	-	1	-	1	1	1
Nº hospedadores con heteroxenos	-	4 (23,53%)	1 (12,50%)	3 (20,00%)	8 (16,67%)	3 (14,29%)
Nº helmintos monoxenos	3 (100%)	3 (50,00%)	2 (66,67%)	2 (50,00%)	4 (57,14%)	3 (50,00%)
ageohelmintos	1	1	1	1	1	1
pseudogeohelmintos	1	1	1	1	2	1
geohelmintos	1	1	-	-	1	1
Nº hospedadores con monoxenos	7 (87,5%)	3 (17,65%)	5 (62,50%)	12 (80,00%)	27 (56,25%)	9 (42,86%)

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En general, los bajos porcentajes de capturas obtenidos durante los primeros años de estudio en el conjunto de la Serra Calderona contrastan con los mayores porcentajes obtenidos, según datos conocidos pero no publicados (Mas-Coma com. pers.), en otras áreas cercanas estudiadas como las sierras ibéricas de Javalambre, Gúdar y Albarracín. Este reflejo de bajas densidades poblacionales parece estar debido tanto a la acción de marcadas sequías durante los últimos años de la década anterior y los primeros de la presente, así como a la progresiva degradación a la que se ve sometido este paraje, fundamentalmente por la extensión de las zonas urbanizadas, las transformaciones agrícolas y los continuos incendios forestales. Sin embargo, y a pesar de esta inicial pobreza cuantitativa, cabe resaltar sobre todo la presencia de las especies de insectívoros, así como la del glírido, además de una sorprendente riqueza cualitativa de la helmintofauna.

Dinámica poblacional postincendio

Los resultados globales de la dinámica de recolonización postincendio de los micromamíferos en la Serra Calderona se contraponen, por su retraso, con anteriores estudios llevados a cabo en otras zonas de bosque mediterráneo, pudiéndose explicar éstas a través de las condiciones climatológicas adversas a la regeneración vegetal, además de a los impactos paralelos al paso del fuego.

Tanto la musaraña común como el lirón careto muestran cierta persistencia tras el paso del fuego. El glírido es capaz de refugiarse entre las rocas y los bancales, soportando el invierno en su madriguera y aprovechando la siguiente floreciente primavera tras el incendio, aunque su hallazgo se limita a las zonas donde ya habitaba con anterioridad. Sin embargo, el insectívoro precisa de pequeñas coberturas arbustivas para su supervivencia. Precisamente ésta es la única explicación a su presencia en el biotopo de Rebalsadors desde el invierno del segundo año y a su ausencia hasta el invierno del cuarto en el biotopo del Barranc de la Saladilla. La gran diferencia en cuanto a la regeneración vegetal en ambos enclaves se encuentra precisamente en la deficiente regeneración del sotobosque que se produce en el segundo de estos biotopos durante los tres primeros años postincendio. Las continuas fluctuaciones de la musaraña común en Rebalsadors se producen como consecuencia de las extracciones de la madera quemada acompañadas de la destrucción de bancales y masiva limpieza de los pequeños arbustos durante el verano del segundo año y la primavera del cuarto. Estas intervenciones eliminaron, sin duda, casi totalmente la población autóctona del enclave que resistió el paso del fuego.

Aunque el insectívoro podría presentarse como indicador de la calidad de regeneración y de la ausencia de nuevos impactos, son los dos múridos más abun-

dantes, el ratón de campo y el mediterráneo, quienes pueden aportar una información más global. En general, y en las zonas donde la cobertura arbustiva se recupera lenta pero paulatinamente, el ratón de campo se convierte en el perfecto recolonizador, sobre todo a través de los individuos machos subadultos. Contrariamente, en las zonas con regeneración arbustiva deficiente y tardía y en las cuales las especies de gramíneas confieren una mayor apertura espacial, el ratón mediterráneo suple en las primeras etapas de recolonización al ratón de campo. Este hecho se ve, también, claramente reflejado en la comparación de la evolución de estas dos mismas zonas quemadas, anteriormente mencionadas.

En conjunto, el análisis de la dinámica poblacional indica que la máxima y verdadera recolonización se lleva a cabo durante el periodo comprendido entre la primavera del cuarto y el otoño del quinto año postincendio, debiéndose analizar los resultados procedentes de los años sucesivos para valorar el descenso poblacional observado en la zona quemada a partir del invierno del quinto año.

Si bien algunas de nuestras apreciaciones ya habían sido citadas anteriormente en otros estudios como los dirigidos por Fons en el Pirineo Oriental y por Arrizabalaga en el Massís del Montseny y de Montserrat, el hecho de que no se siga un patrón único en las dinámicas de recolonización postincendio por parte de los pequeños mamíferos, condicionada sobre todo por la calidad de su regeneración, sugiere que este tipo de estudio se realice de forma independiente y puntual en cada caso. De esta manera podría llevarse a cabo una futura modelización que permita una más fácil y rápida predicción de la regeneración total.

Estudio helmintoecológico postincendio

A través del estudio comparativo entre los ciclos biológicos de las helmintofaunas de los hospedadores se comprueba cómo la naturaleza de éstos refleja el comportamiento diferente de cada especie de micromamífero, tanto en la zona quemada como en la testimonio. En este sentido, los helmintos hallados a lo largo del estudio postincendio, presentan ciclos biológicos diferentes en función de la procedencia de sus hospedadores y del grado de recuperación del hábitat. Esta evolución muestra una similitud entre el segundo año postincendio y el testimonio, debido a la presencia de micromamíferos que resisten el paso del fuego y que conservan sus helmintos, o bien a la llegada de hospedadores desde zonas no quemadas, bien externas o de pequeñas islas internas. Sin embargo, a partir del tercer año se observa una disminución gradual del número de especies helmintianas como consecuencia de la desaparición de algunos ciclos indirectos, por el empobrecimiento de la fauna invertebrada en la zona quemada. Este hecho aparece bien reflejado en las helmintofaunas tanto del ratón de campo como del mediterráneo,

aunque con pequeñas variaciones en este último en función de su oportunismo en la recolonización. En cuanto a la musaraña común, la importante disminución del número de especies helmintianas, con pequeñas fluctuaciones en las de ciclo indirecto, siempre mayoritarias, puede ser fácilmente comprensible teniendo en cuenta la composición de su dieta.

En el estudio de la distribución de las especies de ciclo directo e indirecto en las diferentes poblaciones de micromamíferos se comprueba en general, y en aquellos hospedadores de los que se dispone un número significativo de ejemplares, como en áreas quemadas se aprecia un aumento significativo del número de hospedadores que albergan helmintos de ciclo directo y que además no requieren maduración de las formas de resistencia en el medio externo, es decir, que se transmiten favorecidos por el contacto directo entre sus hospedadores. Este aumento, por tanto, está en consonancia con las mayores densidades poblacionales detectadas en hospedadores de zonas quemadas en regeneración en comparación con las obtenidas en las zonas testimonio. Esta tendencia poblacional en las zonas quemadas favorece la colonización de hospedadores por parte de helmintos cuya transmisión está relacionada precisamente con el contacto entre hospedadores.

Los resultados obtenidos muestran una vez más la utilidad de los helmintos parásitos como válidos bioindicadores del comportamiento de sus hospedadores tras el incendio.

AGRADECIMIENTOS

Estudio financiado por los proyectos PB920-0517-CO2-01 y PB96-0401-CO2-02 de la Dirección General de Investigación Científica y Técnica del Ministerio de Educación y Ciencia de Madrid; Proyecto de Ayuda a la Investigación CPE/073 de la IVEI de València; y Proyecto de la Universitat de València UV97-2216.

REFERENCIAS

- ARRIZABALAGA, A., E. MONTAGUD Y R. FONS (1993). Post-fire succession in small mammal communities in the Montserrat Massif (Catalonia, Sapin). Pp. 281-291. En: L. Trabaud y R. Prodon (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels.
- ARRIZABALAGA, A. Y F. LLIMONA (1996). Efectes del foc sobre la fauna i recuperació de la fauna després del foc. Pp. 173-188. En: J. Terrades (coord.). *Ecologia del Foc*. Edicions Proa, S.A., Barcelona.
- ARRIZABALAGA, A. Y F. URIBE (1988). *Zoologia. Instruccions per als recol·lectors de mamífers. Preparació i documentació*. Generalitat de Catalunya, Departament de Cultura, Barcelona.
- ATHIAS-BINCHE, F., F. BRIARD, R. FONS Y F. SOMMER (1987). Study of ecological influence of fire on fauna in Mediterranean ecosystems (soil and above ground layer). Patterns of post-fire recovery. En: *Influence of fire on the stability of the Mediterranean Ecosystems*. European

- Science Foundations, Project "Forest Ecosystems Research". Network (FERN).
- CEREZUELA, A. M., M. V. FUENTES Y M. T. GALÁN-PUCHADES (1997 a). El modelo hospedador/parásito en la regeneración postincendio de ecosistemas mediterráneos. I. Hospedadores. *Acta Parasitol. Portug.* 4: 47.
- CEREZUELA, A. M., M. V. FUENTES Y M. T. GALÁN-PUCHADES (1997 b). El modelo hospedador/parásito en la regeneración de ecosistemas mediterráneos. II. Helmintos parásitos. *Acta Parasitol. Portug.* 4: 48.
- CLARK, B. K. Y D. W. KAUFMAN (1990). Short-term responses of small mammals to experimental fire in tallgrass prairie. *Can. J. Zool.* 68: 2450-2454.
- COSTA, M. (1982). Pisos bioclimáticos y series de vegetación en el área valenciana. *Cuadernos Geogr.* 31: 129-142.
- COSTA, M. (1986). *La Vegetació al País Valencià*. Colección Cultura Universitaria Popular, nº 5. Universitat de València, València.
- COSTA, M., J. B. PERIS, R. FIGUEROLA Y G. STÜBING (1985). - Los alcornocales valencianos. *Doc. Phytosociol.* 9: 301-308.
- CRESPO VILLALBA, M. B. (1989). *Contribución al estudio florístico, fitosociológico y fitogeográfico de la Serra Calderona*. Tesis Doctoral, Facultat de Ciències Biològiques, Universitat de València, València.
- DOCAVO, I. DIR (1987). *La entomofauna del monte de Porta -Coeli*. Edicions Alfons el Magnànim-IVEI, València.
- FELIU, C., R. FONS, M. T. GALÁN-PUCHADES Y M. V. FUENTES (1992). Les helminthes de micromammifères comme traceurs de la colonisation animale postincendio. *Atelier International sur l'action du feu dans les écosystèmes méditerranéennes*. Banyuls-sur-Mer, Francia, 21-25 de septiembre de 1992.
- FELIU, C., R. FONS, S. MAS-COMA, M. T. GALÁN-PUCHADES, M. V. FUENTES, S. BLASCO Y I. GRABULOSA (1993). The helminth parasites as markers on the dynamics of micromammals recolonization after fire. Pp. 271-279. En: L. Trabaud y R. Prodon (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels.
- FONS, R., I. GRABULOSA, C. FELIU, S. MAS-COMA, M. T. GALÁN-PUCHADES Y A. M. COMES (1993). Postfire dynamics of small mammals community in a Mediterranean forest (*Quercus suber*). Pp. 259-270. En: L. Trabaud y R. Prodon (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels.
- FONS, R., I. GRABULOSA, B. MARCHAND, J. MIQUEL Y C. FELIU (1996). Mammifères et incendie en milieu Méditerranéen: réponses de l'Insectivore *Crociodura russula* (Soricidae) et du Rongeur *Eliomys quercinus* (Gliridae) en subéraie brûlée. *Vie Milieu* 46: 313-318.
- FONS, R., I. GRABULOSA, M. C. SAINT GIRONS, M. T. GALÁN-PUCHADES Y C. FELIU (1988). Fire and regeneration of mediterranean ecosystems. Dynamics of micromammals repopulation. *Vie Milieu* 38: 259-280.
- FOX, B. J. (1982). Fire and mammalian secondary succession in an australian coastal heath. *Ecology* 63: 1332-1341.
- FOX, B. J. (1983). Mammal species diversity in australian heathlands: the importance of pyric succession and habitat diversity. Pp. 473-489. En: E.J. Kruger, D.T. Mitchell y J.U.M. Jarris (eds.). *Ecological Studies, vol. 43: Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin.
- FOX, B. J. (1990). Changes in the structure of mammal communities over successional time scales. *Oikos* 59: 321-329.

- FOX, B. J., R. D. QUINN Y G. J. BREYTENBACH (1985). A comparison of small-mammal succession following fire in shrublands of Australia, California and South Africa. *Proc. Ecol. Soc. Australia* 14: 179-197.
- FUENTES, M. V. Y M. T. GALÁN-PUCHADES (1994). La recolonització dels petits mamífers en àrees cremades i llur paper com a bioindicadors de la regeneració postincendi. El cas de la serra Calderona: primeres dades i aportacions. Pp. 104-113. En: *Segon Congrés d'Estudis Comarcals*. Institut d'Estudis Comarcals del Camp de Túria, Benaguasil (València).
- FUENTES, M. V. Y M. T. GALÁN-PUCHADES (1995). Regeneració dels bosc i recolonització dels petits mamífers, dos processos postincendi d'evolució paral·lela: el cas de la serra Calderona. En: *Congrés Jaume I de Medi Ambient al País Valencià*. Acció Ecologista-Agró i Fundació Ausiàs March, València.
- FUENTES, M. V., M. T. GALÁN-PUCHADES, A. CEREZUELA Y S. MAS-COMA (1995 a). Estudio helmintoecológico postincendio de la Sierra Calderona (Comunidad Valenciana, España). I. Hospedadores y parásitos. *IV Congreso Ibérico de Parasitología*. Santiago de Compostela, 24-28 de julio de 1995. Libro de Resúmenes: 98.
- FUENTES, M. V., M. T. GALÁN-PUCHADES, A. CEREZUELA Y S. MAS-COMA (1995 b). Estudio helmintoecológico postincendio de la Sierra Calderona (Comunidad Valenciana, España). II. Resultados helmintológicos en el tercer año tras el fuego. *IV Congreso Ibérico de Parasitología*. Santiago de Compostela, 24-28 de julio de 1995. Libro de Resúmenes: 98-99.
- FUENTES, M. V., M. T. GALÁN-PUCHADES, A. CEREZUELA, S. MAS-COMA, C. FELIU Y R. FONS (1993). Análisis helmintoecológico del ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae) en un área quemada de bosque mediterráneo. *Acta Parasitol. Portug.* 1: 190.
- GALÁN-PUCHADES, M. T., R. FONS, C. FELIU, M. TORREGROSA, A. M. JIMÉNEZ Y M. V. FUENTES (1990). Étude bioécologique de l'helminthofaune d'*Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) dans les écosystèmes perturbés par l'incendie. *Vie Milieu* 40: 263-264.
- GALÁN-PUCHADES, M. T. Y M. V. FUENTES (1996). Parasites and Fire. *Parasitol. Today* 12: 327.
- GALÁN-PUCHADES, M. T., R. FONS, C. FELIU Y M. TORREGROSA (1988). Repercussions de l'incendie de certains écosystèmes méditerranéens sur l'évolution de l'helminthofaune d'*Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae). *V European Multicollloquium of Parasitology*. Budapest, Hongría, 4-9 de septiembre de 1988. Abstracts: 183.
- GALÁN-PUCHADES, M. T., M. V. FUENTES, A. CEREZUELA Y S. MAS-COMA (1996). Dynamique de la recolonisation et étude helminthoécologique postincendie de mammifères (Insectivores et Rongeurs) de la Chaîne Calderona (Comunidad Valenciana-Espagne). *Vie Milieu* 46: 377.
- GALÁN-PUCHADES, M. T., M. V. FUENTES, A. M. CEREZUELA, R. FONS Y S. MAS-COMA (1999). Methodolgy for the use of helminths parasites as biological tags in the study of postfire ecosystem regeneration processes. *Vie Milieu* 49: en prensa.
- GALÁN-PUCHADES, M. T., M. V. FUENTES, S. MAS-COMA, C. FELIU Y R. FONS (1993). Estudio de la recuperación de dos áreas mediterráneas quemadas mediante el análisis de las helmintofaunas del ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae). *Acta Parasitol. Portug.* 1: 191.
- GALÁN-PUCHADES, M. T., S. MAS-COMA, M. V. FUENTES, A. M. JIMÉNEZ Y R. FONS (1992). Dinámica de la comunidad helmintiana parásita de poblaciones del ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae) en ecosistemas perturbados por el fuego. Pp. 467-480. En: S. Hernández (ed.). *"In Memoriam" al Profesor Doctor D.F. de P.*

- Martínez Gómez*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba, Córdoba.
- GARCÍA-FAYOS, P. (1991). La vegetación silicícola de la Sierra Calderona (Comunidad Valenciana). *Lazaroa* 12:317-332.
- GOSÁLBEZ, J. (1987). *Insectívors i rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i catàleg faunístic*. Ketres editora, Barcelona.
- HAIM, A. (1993). Resilience to fire of rodents in an East-Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel. Pp. 293-301. En: L. Trabaud y R. Prodon (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels.
- HIGG, P. y B. J. FOX (1993). Interspecific competition: a mechanism for rodent succession after fire in wet heathland. *Australian J. Ecol.* 18: 93-201.
- KAUFMAN, D. W., G. A. KAUFMAN y E. J. FINCK (1983). Effects of fire on rodents in tallgrass prairie of the Flint Hills Region of Eastern Kansas. *Prairie Nat.* 15: 49-56.
- KAUFMAN, D. W., G. A. KAUFMAN y E. J. FINCK (1989). Rodents and shrews in ungrazed tallgrass prairie manipulated by fire. Pp. 173-177. En: T. Braggy y J. Stubbendieck (eds.). *Proceedings of the Eleventh North American Prairie Conference*. University of Nebraska Printing, Lincoln (Nebraska).
- KEMPER, C. M. (1990). Small mammals and habitat disturbance in open forest of Coastal New South Wales (Australia). I. Population parameters. *Australian Wildl. Res.* 17: 195-206.
- MURGUI, E. (1997). Aproximación al conocimiento de la avifauna invernante de la Sierra Calderona. *El Serenit* 1: 2-18.
- PARKER, R. E. (1981). *Estadística para biólogos*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona.
- PRODON, R. (1987). Fire bird conservation and land management in the North-Mediterranean area. *Ecol. Medit.* 13: 127-133.
- PRODON, R., R. FONS y F. ATHIAS-BINCHE (1987). The impact of fire on animal communities in mediterranean area. Pp. 121-157. En: L. Trabaud (ed.). *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing, The Hague.
- PRODON, R., R. FONS y A. M. PETTER (1985). L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromammifères dans diverses formations méditerranéennes des Pyrénées-Orientales. Premiers résultats. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 39: 129-158.
- SORIGUER, R., J. M. PÉREZ y P. FANDOS (1997). Métodos en Mastozoología. *Galemys* 9: 15-37.
- SPRATT, D.M. (1987). Helminth communities in small mammals in southeastern New South Wales. *Int. J. Parasitol.* 17: 197-202.
- WILSON, B. A. (1991). The ecology of *Pseudomys novaehollandiae* (Waterhouse, 1843) in the Eastern Otway Ranges, Victoria. *Wildl. Res.* 18: 233-247.