



MÁSTERES de la UAM

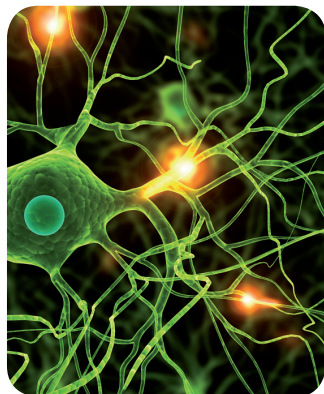
Facultad de Ciencias /11-12

Máster en Ecología



Influencia de una vía pecuaria en en- tornos agrícolas sobre la diversidad de hormigas

Violeta Hevia Martín



En ningún lugar se encuentra la naturaleza en su totalidad tanto como en sus más pequeñas criaturas.

Plinio

Influencia de una vía pecuaria en entornos agrícolas sobre la diversidad de hormigas

Violeta Hevia Martín (violeta.hevia@estudiante.uam.es)

Resumen

Las vías pecuarias son un componente esencial de la trashumancia, y por ello presentan una fuerte implantación territorial en países como España, en los que esta práctica ganadera ha estado vigente durante siglos. Las vías pecuarias con uso ganadero activo podrían ejercer importantes efectos sobre el mantenimiento de las funciones y servicios de los ecosistemas. En la actualidad, sin embargo, numerosos tramos de vía pecuaria se han abandonado y han sido absorbidos por los sistemas del entorno. En este trabajo se compara el efecto de una vía pecuaria con uso ganadero activo (la Cañada Real Conquense) y una vía pecuaria abandonada (la Cañada Real Murciana) sobre las comunidades de hormigas en un ambiente agrícola intensivo. El estudio se realizó mediante muestreos con trampas “pitfall”, que se llevaron a cabo tanto dentro de la vía pecuaria como en los cultivos intensivos adyacentes (leñosos y herbáceos), analizándose los valores de diversidad taxonómica y funcional de hormigas. Además, se ha calculado la composición de especies, así como la presencia de un indicador global de madurez (clasificado en función de los grupos funcionales).

La vía pecuaria que mantiene uso ganadero presentó valores de diversidad taxonómica y funcional de hormigas muy superiores a los de la vía pecuaria abandonada y los cultivos intensivos. Asimismo, se constató la influencia positiva que ejerce la presencia de la vía pecuaria con uso ganadero activo sobre la diversidad taxonómica y funcional de hormigas en los cultivos intensivos colindantes (tanto leñosos como herbáceos). Estos resultados confirman el papel de las vías pecuarias como sistemas ecológicamente singulares y reservorios de biodiversidad, si bien estos efectos son dependientes del mantenimiento de la actividad ganadera extensiva.

Palabras clave: Biodiversidad, bioindicador, Cañada Real Conquense, Cañada Real Murciana, trashumancia.

Abstract

Drove roads are an essential component of transhumance, therefore having a strong presence in countries as Spain, where this livestock management system has been in practice for centuries. Drove roads with active livestock use might exert important effects on the maintenance of ecosystems functions and services. However, some drove roads have been completely or partially abandoned and occupied by other land uses. In this project, we compare the effect of a drove road still in use by livestock (the Conquense Royal Drove Road) and an abandoned one (the Murciana Royal Drove Road) on the communities of ants in an intensive agricultural environment. The sampling was carried out with pitfall traps located inside the drove road and in the adjacent intensive croplands (woody and herbaceous), from which the values of ant taxonomic and functional diversity were obtained. In addition, the species composition and the presence of global indicator of maturity (based on functional groups), were evaluated.

The drove road still in use by livestock presented higher values of taxonomic and functional diversity of ants than the abandoned drove road and the intensive surrounding croplands. The presence of the drove road with livestock use also had a positive influence on the taxonomic

and functional diversity of ants in the intensive adjacent croplands (both woody and herbaceous). These results highlight the role of drove roads as ecologically singular systems and reservoirs of biodiversity, though these effects are dependent on the maintenance of the extensive livestock grazing.

Key words: Biodiversity, bioindicator, Conquense Royal Drove Road, Murciana Royal Drove Road, transhumance.

Agradecimientos

En primer lugar, quiero dar las gracias a mis tres directores de tesis. A Pepe, porque su confianza en mí ha hecho posible todo un camino de aprendizaje académico y vital. Porque siempre me anima a “intentarlo”, por su generosidad... en definitiva, gracias por enseñarme a “ponerle corazón” a la ciencia. A Paco, por abrirme los ojos a un “pequeño mundo” apasionante del que he aprendido mucho; por todo lo que me he divertido en nuestras charlas y por dedicarme mucho de su tiempo (incluso cuando no lo tenía) siempre que le he necesitado. A Elisa, que me apoya con pulso firme desde que nos conocimos, hace ya más de dos años. Con ella he compartido grandes experiencias (y las que nos quedan), y siempre ha sido un referente para superar los momentos de duda. Gracias por su sinceridad, sus consejos y su cariño. Me siento muy afortunada de haber contado con los tres.

A César y María, por su ayuda en el muestreo, formando parte de ese bonito (aunque caluroso) día. A Pedro por su inagotable disposición a ayudar, a Berta por todas las sonrisas que regala y tanto ayudan; y también al resto de miembros del Laboratorio de Socioecosistemas, por tejer ese ambiente de compañerismo e ilusión. Gracias a Ricardo por compartir trabajo y motivación, y celebrar nuestras derrotas mejor que si fueran victorias.

A mis queridos trashumantes, por recibirme siempre con los brazos abiertos, y lograr que cualquiera que les conozca y les acompañe termine enamorado/a sin remedio de la trashumancia. También, mi enorme agradecimiento a los amigos de “La Parrilla” (Raquel, Paco, Julián, Jesús...) por ampliar el significado de la hospitalidad, y porque estar con ellos sirve de refugio, terapia y diversión.

Como siempre, a mi abuelo. Porque su recuerdo me acompaña en cada momento importante. Por todo lo que me enseñó y por regalarme sus ganas de aprender, gracias.

Gracias a mi familia, porque con ellos tengo un apoyo incondicional. A mi madre, todo un ejemplo a seguir, cuya comprensión y afecto siempre me ayudan a dar pasos decisivos. A mi hermano, por los momentos divertidos, y por nuestros eternos debates científicos (y pseudocientíficos) que tanto me hacen pensar.

Gracias a mi pequeña familia de ambientólogos; y especialmente a “mis socios” por compartir ideas, ilusiones y proyectos de futuro. Ana Paula, porque en ella confío a ciegas y jamás me decepciona, por estar siempre y para todo; Esther, porque entendernos y ayudarnos nos resulta inmensamente fácil, y consigue siempre animarme; Carlos, por hacerme reír incluso cuando nos quedamos sin motivos y porque nuestras conversaciones siempre me hacen sentir mejor; Borja, porque es pura bondad y siempre encuentra la palabra, el chiste o el abrazo adecuado.

A mi grupo de amigos de siempre (y las bienvenidas incorporaciones), gracias por ser tan especiales. Por hacerse defensores de la trashumancia, de las hormigas, y de todo aquello que

me haga feliz. Porque llevamos casi media vida (en algunos casos, nuestra vida entera) compartiendo nuestros mejores y peores momentos, gracias.

Gracias a mis compañeros/as de la Fundación Félix Rodríguez de la Fuente, porque este verano me hicieron sentir como en casa; ofreciéndome su ayuda y cariño.

Gracias a mis compañeros/as del máster, por ser una piña durante este año y medio; poniendo siempre buena cara a las adversidades que hemos pasado juntos. Esta experiencia ha sido, sin duda, mucho más intensa e inolvidable gracias a los infinitos mails de apoyo entre nosotros, los ratos de cafetería que tantas veces nos han salvado, las salidas de campo, las quedadas, y todas las maneras que hemos inventado para descargar estrés en forma de puro ingenio.

Por último, agradecer a todas las personas (y son muchas) que, aunque no haya nombrado, han aportado su granito de arena en esta tesis.

Esta tesis se enmarca en el proyecto “Valoración económica de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas ligados a la trashumancia en la Cañada Real Conquense: implicaciones para la gestión de los agroecosistemas mediterráneos en el contexto del cambio global”, financiado por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (expediente nº 079/RN08/02.1), y desarrollado por el Laboratorio de Socio-ecosistemas del Dpto. de Ecología de la UAM.

ÍNDICE

Resumen

Abstract

Agradecimientos

Índice

Índice de tablas e Índice de figuras

| | |
|--|-----------|
| Introducción..... | 1 |
| Objetivos e hipótesis..... | 4 |
| Metodología..... | 5 |
| Área de estudio..... | 5 |
| Procedimiento para la toma de datos..... | 6 |
| Medios necesarios..... | 9 |
| Análisis estadísticos..... | 10 |
| Resultados..... | 13 |
| Diversidad taxonómica..... | 13 |
| ○ Riqueza por trampa..... | 13 |
| ○ Riqueza total de hormigas..... | 16 |
| Composición de especies..... | 17 |
| Diversidad funcional..... | 18 |
| ○ Riqueza total de grupos funcionales..... | 18 |

| | |
|--|-----------|
| ○ Riqueza de especies de cada grupo funcional..... | 20 |
| ○ Indicador global de madurez | 22 |
| Discusión..... | 24 |
| Conclusiones..... | 30 |
| Bibliografía..... | 31 |
| Anexos..... | 35 |
| | |
| Anexo 1. Tabla-resumen del test post-hoc de Tukey para la riqueza por trampa. | |
| Anexo 2. Tabla-resumen del test post-hoc de Tukey para la riqueza total de hormigas. | |
| Anexo 3. Tabla-resumen del test post-hoc de Tukey para la riqueza total de grupos funcionales. | |
| Anexo 4. Tabla-resumen del test post-hoc de Tukey para el ratio de especies de hormigas indicadoras de madurez. | |

ÍNDICE DE TABLAS

- *Tabla 1. Tabla-resumen del número y disposición de trampas “pitfall” colocadas en la fase de muestreo.*
- *Tabla 2. Especies de hormigas encontradas en los dos escenarios estudiados y el grupo funcional al que pertenecen (CCS/SH: Especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra; IE: Invasoras y/o Exóticas; C: Crípticas; GO: Generalistas y/u Oportunistas; HCS/OH: Especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos). *Las dos especies de Myrmica encontradas no pudieron ser identificadas con exactitud, debido al alto grado de dificultad que presenta dicha identificación.*

ÍNDICE DE FIGURAS

- *Figura 1. Mapa de la zona de estudio: Cañada Real Conquense y la Cañada Real Murciana. Con dos rectángulos negros se señala la ubicación de las dos zonas de muestreo en cada una de las cañadas.*
- *Figura 2. Fotografías de dos puntos de las zonas de estudio en un ambiente de cultivos leñosos. A) Tramo de la CRC. B) Tramo de la CRM, invadida por los campos de cultivo.*
- *Figura 3. Representación esquemática del diseño de muestreo. Este método se llevó a cabo en cada una de las ocho zonas pre-seleccionadas en ambos ambientes de los dos escenarios.*
- *Figura 4. Fotografías del muestreo realizado el 27 de julio y el 3 de agosto de 2011. A) Colocación de las trampas B) Trampa pitfall colocada en el suelo C) Recogida de las trampas.*
- *Figura 5. Seis trampas pertenecientes a una observación apareada, tras su recogida.*
- *Figura 6. Esquema-resumen de los análisis estadísticos realizados en el presente estudio.*
- *Figura 7. Riqueza de hormigas por trampa en las dos cañadas estudiadas, fuera de la vía pecuaria (color azul) y dentro de la vía pecuaria (color verde). Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable.*
- *Figura 8. Riqueza de hormigas por trampa (media y desviación típica) para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso y cultivo herbáceo), dentro y fuera*

de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test post-hoc de Tukey).

- Figura 9. Riqueza total de hormigas en las dos cañadas estudiadas, fuera de la vía pecuaria (color azul) y dentro de la vía pecuaria (color verde). Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable.

- Figura 10. Riqueza total de hormigas (media y desviación típica) para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso y cultivo herbáceo), dentro y fuera de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test post-hoc de Tukey).

- Figura 11. Escalado multidimensional de la composición de especies de hormigas. Las disimilitudes fueron calculadas mediante la distancia Euclídea.

- Figura 12. Riqueza total de grupos funcionales en las dos cañadas estudiadas, fuera de la vía pecuaria (color azul) y dentro de la vía pecuaria (color verde). Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable.

- Figura 13. Riqueza total de grupos funcionales (media y desviación típica) para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso y cultivo herbáceo), dentro y fuera de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test post-hoc de Tukey).

- Figura 14. Número de especies de hormigas por cada uno de los cinco grupos funcionales presentes en los escenarios estudiados (cañada activa y cañada abandonada), dentro y fuera de la vía pecuaria. (CCS/SH: Especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra; IE: Invasoras y/o Exóticas; C: Crípticas; GO: Generalistas y/u Oportunistas; HCS/OH: Especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos).

- Figura 15. Proporción de especies de hormigas de cada uno de los cinco grupos funcionales en los escenarios estudiados (cañada activa y cañada abandonada), dentro y fuera de la vía pecuaria. (CCS/SH: Especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra; IE: invasoras y/o exóticas; C: crípticas; GO: generalistas y/u oportunistas; HCS/OH: especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos).

- *Figura 16. Número de especies de cada uno de los tres grupos funcionales que presentaron diferencias significativas según el test de Wilcoxon para esta variable dentro y fuera de la vía pecuaria en la cañada activa. Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable. (HCS/OH: especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos; IE: invasoras y/o exóticas; GO: generalistas y/u oportunistas).*

- *Figura 17. Ratio de especies de hormigas (media y desviación típica) indicadoras de madurez para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso herbáceo), dentro y fuera de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test post-hoc de Tukey).*

Introducción

La trashumancia en España está en claro declive actualmente, siendo percibida de forma general como una actividad relictas, con escasos beneficios asociados (MARM, 2011). Sin embargo, tanto desde las administraciones públicas, como desde organizaciones ecologistas e investigaciones científicas, se reconoce el valor histórico, sociocultural, paisajístico y ecológico de la trashumancia: las tradicionales cañadas ejercen un servicio fundamental como corredores ecológicos (Gómez-Sal, 1996), permitiendo conectar poblaciones animales y vegetales, con lo que se contribuye al mantenimiento de la diversidad genética, mermada por la general fragmentación de los hábitats (una de las principales causas de extinción de muchas especies). El tránsito de ganado por las vías pecuarias sirve de vector para la dispersión de muchas especies vegetales y animales, que son transportadas por el ganado, enriqueciendo la biodiversidad de los territorios conectados (Manzano y Malo, 2006). Además, las vías pecuarias son el escenario de una de las actividades de mayor tradición en nuestro país, por lo tanto, de su conservación depende que la trashumancia perdure como una actividad creadora de nuevos vínculos entre ser humano y naturaleza, compatible con objetivos económicos y sociales, especialmente de las poblaciones locales.

Según establece la *Ley 3/1995, de 23 de marzo de 1995, de Vías Pecuarias*, éstas en su conjunto forman un amplísimo sistema de caminos con distinta denominación, en función de su anchura: las cañadas (con un ancho de 75 m); los cordeles (con un ancho de 37,5 m); y las veredas (con un ancho no superior a 20 m). Se ha estimado que la red de vías pecuarias en nuestro país se extiende por más de 125.000 kilómetros de longitud y abarca un total de 421.000 hectáreas de superficie, es decir, un 0,83% del territorio nacional (Merino y Alier, 2004). Además de tratarse de caminos por los que desplazar a los ganados trashumantes, las vías pecuarias pueden constituir hábitats de gran singularidad, especialmente en función del entorno que atraviesen. Concretamente en entornos agrícolas, las vías pecuarias pueden funcionar como reservorios de biodiversidad (Bunce *et al.*, 2004; Oteros-Rozas *et al.*, en prensa).

Un creciente número de estudios sugieren que la pérdida de diversidad biológica puede alterar las funciones y servicios de los ecosistemas que son importantes tanto para el mantenimiento de los ecosistemas naturales como para aquellos manejados por el ser humano (Chapin *et al.*, 2000; Chapman y Bourke, 2001; Petchey y Gaston, 2006). En los últimos años, se ha prestado especial atención a la relación entre biodiversidad y funciones de los ecosistemas,

aumentando la conciencia sobre el importante papel que desempeña la diversidad de invertebrados (Crist, 2009).

En este sentido, se ha propuesto a las hormigas como un buen grupo indicador de cambios en los ecosistemas, ya que están ampliamente extendidas, son moderadamente diversas, funcionalmente significativas y fáciles de muestrear (Alonso y Agosti, 2000). Las hormigas juegan un importante papel en los flujos ecológicos y participan en multitud de interacciones ecológicas (Hölldobler y Wilson, 1990; Folgarait, 1998; Alonso y Agosti, 2000; Andersen *et al.*, 2004). Las respuestas de las hormigas al estrés ambiental y las perturbaciones son relativamente bien entendidas en comparación con otros invertebrados (Hoffman y Andersen, 2003), siendo además sensibles a la variabilidad del suelo en agrosistemas (Peck *et al.*, 1998). De este modo, se convierten en parte integral del monitoreo que puede llevarse a cabo para analizar los cambios en la fauna debidos a prácticas agrícolas (Perfecto y Vandermeer, 2002; Andersen y Majer, 2004). Asimismo, las hormigas constituyen una parte importante de la biomasa animal, actuando también como especies ingenieras (Folgarait, 1998). Datos recientes demuestran que la presencia de hormigas contribuye positivamente a mejorar algunas características físico-químicas del suelo (presencia de nitrógeno mineral, aumento de la porosidad, infiltración del agua, etc.) en zonas de clima seco con agricultura intensiva (Evans *et al.*, 2011).

De cara a analizar y detectar los cambios en la composición de las comunidades de hormigas, se ha propuesto focalizarse en los grupos funcionales, cuyas abundancias varían en relación al estrés ambiental y las perturbaciones (Andersen, 1999). En este trabajo, por tanto, usaremos el concepto de *grupos funcionales* en el sentido de Gitay y Noble (1997), es decir, como aquellas agrupaciones de especies que responden a las perturbaciones y el estrés de un modo similar. El uso de grupos funcionales facilita la detección de patrones generales que aportan mayor información ecológica que el estudio de las especies individualmente (Azcárate y Peco, 2011).

Todas las características descritas anteriormente hacen del estudio de la diversidad taxonómica y funcional de las hormigas una herramienta interesante para determinar el papel de las vías pecuarias en la conservación de la biodiversidad y las funciones de los ecosistemas, especialmente en entornos fuertemente antropizados, como son los campos de agricultura intensiva.

El presente trabajo surge de la necesidad de profundizar en el conocimiento de la relación entre el uso del territorio, en concreto la trashumancia, y la biodiversidad asociada. Este estudio se centra en el contexto de ecosistemas agrarios, debido a que son estas zonas las que presentan un mayor contraste entre la propia vía pecuaria y el territorio circundante. Concretamente, se estudian zonas predominantemente ocupadas por sistemas agrícolas intensivos de cereal, cebolla, ajo y vid. La presencia de este tipo de cultivos está muy extendida en nuestra geografía, especialmente en la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha; constituyendo un buen ejemplo de actividad antrópica intensiva relacionada con los usos y manejos del territorio.

Objetivos e hipótesis

El objetivo principal de este trabajo es **determinar el efecto de la presencia de una vía pecuaria bien conservada** (es decir, que mantiene el uso ganadero) **sobre la diversidad taxonómica y funcional de hormigas en un entorno de agricultura intensiva**. Se consideran dos escenarios: cañada activa (con uso ganadero) y cañada abandonada (sin uso ganadero), así como dos tipos de ambientes (zonas con cultivos herbáceos y zonas con cultivos leñosos). Para la consecución de este objetivo principal, se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Determinar la riqueza de especies de hormigas en cada ambiente y escenario, dentro y fuera de la vía pecuaria.
2. Determinar los grupos funcionales de hormigas presentes en cada ambiente y escenario, dentro y fuera de la vía pecuaria.
3. Identificar y analizar las diferencias en la riqueza de especies y en los grupos funcionales de hormigas, entre los diferentes ambientes y escenarios, dentro y fuera de la vía pecuaria.

Este estudio nace con el propósito de dar respuesta a dichos objetivos, pero también de obtener resultados que contribuyan a comprender mejor la complejidad de las relaciones ecológicas en el contexto de una actividad antrópica. En relación a los objetivos especificados, las hipótesis de las que se parte son las siguientes:

- a) Existe mayor diversidad taxonómica de hormigas en la cañada con uso pecuario respecto a la cañada sin uso pecuario, en los dos ambientes estudiados.
- b) Existe mayor diversidad funcional de hormigas en la cañada con uso pecuario respecto a la cañada abandonada en los dos ambientes estudiados.
- c) Existe mayor diversidad taxonómica y funcional de hormigas dentro de la vía pecuaria respecto a las zonas de cultivo adyacentes en el escenario de cañada con uso ganadero activo.

Métodos

Área de estudio

Los tramos donde se realizó el muestreo para este estudio, pertenecen a la Cañada Real Conquense (como escenario de cañada conservada y en uso) y la Cañada Real Murciana (como escenario de cañada abandonada) (**Fig.1**).

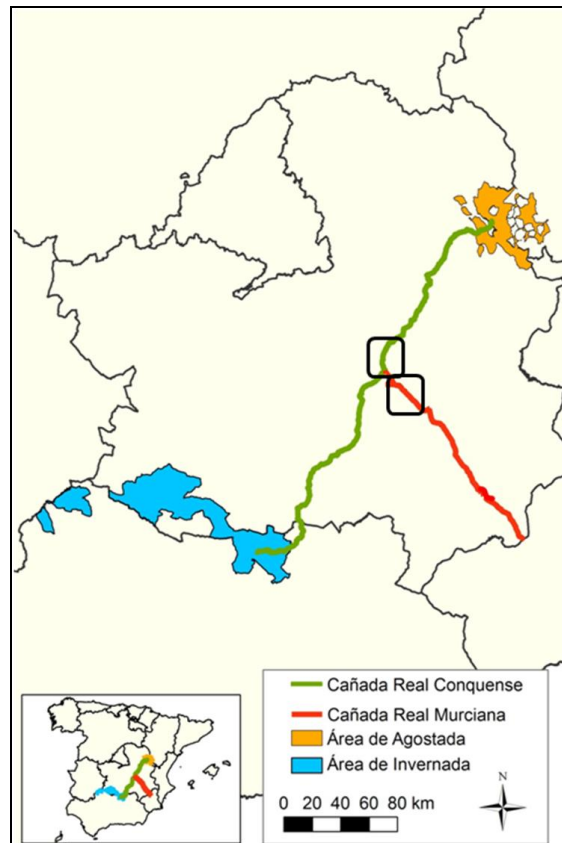


Figura 1. Mapa de la zona de estudio: Cañada Real Conquense y la Cañada Real Murciana. Con dos rectángulos negros se señala la ubicación de las dos zonas de muestreo en cada una de las cañadas.

La Cañada Real Conquense (CRC) es una de las pocas en España que mantiene aún un uso ganadero a pie en todo su recorrido. Atraviesa tres Comunidades Autónomas y cuatro provincias: Teruel (Aragón); Cuenca y Ciudad Real (Castilla-La Mancha) y Jaén (Andalucía), presentando una longitud total de 532 kilómetros (Castán y Serrano, 2004). Según los censos de las Oficinas Comarcales Agrarias (OCAs), en 2009 recorrieron a pie esta cañada un total de 15 ganaderos con 8.886 ovejas y 1.184 vacas (Oteros-Rozas *et al.*, en prensa).

La Cañada Real Murciana o de los Murcianos (CRM) está inactiva actualmente para el uso ganadero. Se encuentra legalmente deslindada y amojonada en su recorrido por las provincias

de Cuenca y Albacete. En concreto, los tramos que conforman la zona de estudio en esta cañada, comenzaron a ser amojonados en marzo de 2010 (*Resolución de 08/01/2010, de la Delegación Provincial de Agricultura y Desarrollo Rural de Albacete*).

La toma de datos del escenario “cañada con uso pecuario” se realizó en un tramo de la CRC perteneciente al municipio de Las Pedroñeras (Cuenca), de 17 km de longitud. Por otro lado, el escenario “cañada sin uso pecuario” se localiza en la cercana Cañada Real de los Murcianos (CRM), en un tramo fronterizo entre los municipios de Casa de los Pinos (Cuenca) y Villarrobledo (Albacete), de 5 Km de longitud (**Fig.2**). En ambos casos, se trata de tramos de cañada deslindados y amojonados (para facilitar la identificación exacta del ancho oficial de la vía pecuaria), y enmarcados en sistemas agrícolas intensivos comparables.

El escenario de “cañada sin uso pecuario” se ha utilizado como zona control, ya que la CRM en el tramo seleccionado, está invadida por los cultivos circundantes (a pesar de encontrarse perfectamente amojonada). Ésta se presenta, por tanto, como una matriz representativa del entorno en el que se enmarca este estudio, constituido por cultivos intensivos, principalmente de vid, cebolla, cereal y ajo.



Figura 2. Fotografías de dos puntos de las zonas de estudio en un ambiente de cultivos leñosos. A) Tramo de la CRC. B) Tramo de la CRM, invadida por los campos de cultivo.

Procedimiento para la toma de datos

Para este trabajo, se cuenta con antecedentes en numerosos estudios que utilizan las hormigas como indicadoras de diversas características del ecosistema (biodiversidad, estado del ecosistema tras determinadas perturbaciones, etc.). La mayor parte de estos estudios han sido realizados en Australia (Read y Andersen, 2000; Hoffman y Andersen, 2003; Andersen y Majer, 2004) o en ambientes muy diferentes al estudiado en el presente trabajo (You-qing

Chen *et al.*, 2011), si bien la metodología resulta perfectamente aplicable a los ecosistemas mediterráneos ibéricos.

Se realizó *in situ* una identificación de las zonas a muestrear en base a la clasificación previa planteada (sistemas agrícolas herbáceos y sistemas agrícolas leñosos), en ambos escenarios. Esto se llevó a cabo por medio de un recorrido en coche a través de los tramos seleccionados de las dos vías pecuarias. Se seleccionaron al azar ocho zonas de cada ambiente y escenario; y en el inicio de cada una de las zonas seleccionadas, se determinó un punto aleatorio situado en uno de los márgenes de la vía pecuaria en cuestión, dejando una distancia mínima de 20 metros desde el sistema agrícola anterior; y al menos 120 metros de distancia respecto a la unidad muestral anterior. Una vez determinado el punto aleatorio de inicio, se procedió a colocar seis trampas “pitfall” dentro de la vía pecuaria y otras seis fuera de la vía pecuaria; situándolas de modo sistemático cada diez metros, en sentido diagonal en relación al límite de la vía pecuaria según el deslinde oficial, con un ángulo de 30° hacia dentro y hacia fuera de la vía pecuaria (en los casos en que un camino de tierra dificultara la colocación de las trampas en la vía pecuaria, el ángulo se modificó a 15°) (**Fig. 3**).

Se optó por la disposición en diagonal de las trampas debido a que de este modo, se recoge una mayor superficie, y por tanto se obtiene una muestra más representativa de la heterogeneidad espacial del tramo de vía pecuaria. Además, esta disposición permite la fácil localización de las trampas en el momento de la recogida, por lo que el esfuerzo muestral se ve claramente optimizado. Asimismo, se determinó al azar el margen de la vía pecuaria (derecho o izquierdo) en el que se situaron cada uno de los puntos de inicio de los muestreos.

Cada grupo de seis trampas dentro y seis trampas fuera de la vía pecuaria constituyen las dos observaciones apareadas de una única unidad muestral. En total se colocaron 384 trampas, según la distribución que muestra la **Tabla 1**.

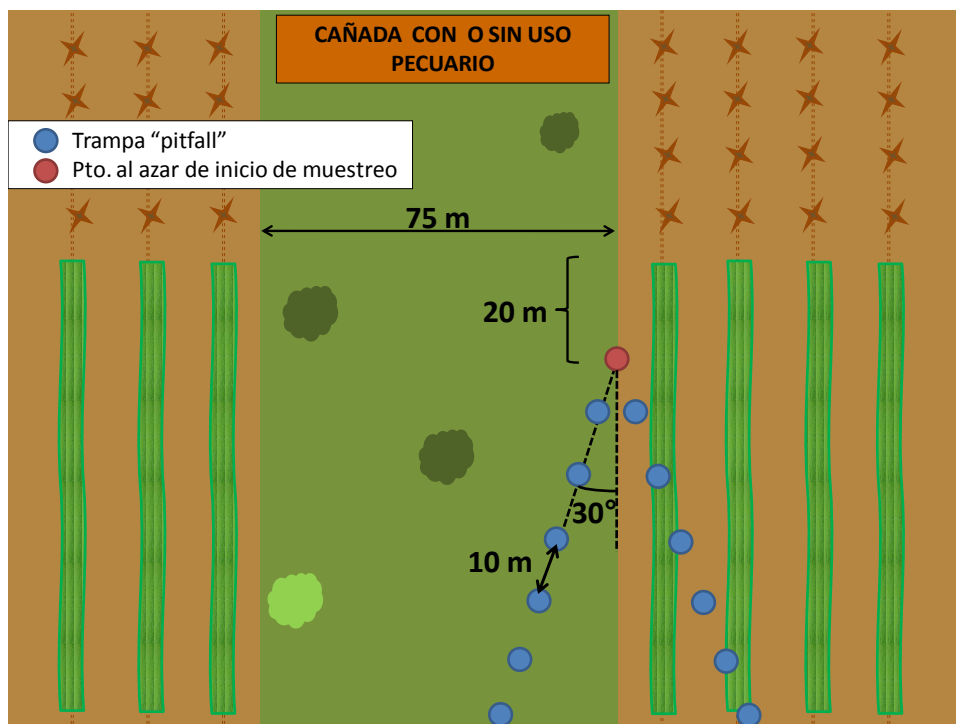


Figura 3. Representación esquemática del diseño de muestreo. Este método se llevó a cabo en cada una de las ocho zonas pre-seleccionadas en ambos ambientes de los dos escenarios.

| Escenario | Ambientes | | N° de trampas |
|--|------------------|----------------|----------------|
| | Sistema herbáceo | Sistema leñoso | |
| Cañada con uso pecuario | Dentro de la VP | 8(x 6 trampas) | 8(x 6 trampas) |
| | Fuera de la VP | 8(x 6 trampas) | 8(x 6 trampas) |
| Cañada sin uso pecuario (control) | Dentro de la VP | 8(x 6 trampas) | 8(x 6 trampas) |
| | Fuera de la VP | 8(x 6 trampas) | 8(x 6 trampas) |
| N° de trampas | 192 | 192 | 384 |

Tabla 1. Tabla-resumen del número y disposición de trampas “pitfall” colocadas en la fase de muestreo.

La colocación de las trampas y la posterior recogida de éstas (con un margen entre ambos procedimientos de siete días), tuvo lugar entre el día 27 de julio (colocación de las trampas) y el día 3 de agosto (recogida de trampas) (**Fig.4**). La decisión de esperar hasta ese momento para comenzar el muestreo se basó principalmente en que se trata de una época idónea para muestrear hormigas, ya que se encuentran en máxima actividad (Cros *et al.*, 1997). Además, los agricultores de la zona finalizan en esas fechas sus labores, por lo que se evitó en el mayor grado posible que se perdieran trampas (por el paso de maquinaria, o de personas), facilitando

además la fase de recogida de trampas en las zonas herbáceas (que serían muy difíciles de localizar con los cultivos herbáceos crecidos).



Figura 4. Fotografías del muestreo realizado el 27 de julio y el 3 de agosto de 2011. A) Colocación de las trampas B) Trampa pitfall colocada en el suelo C) Recogida de las trampas.

A lo largo del mes de septiembre y primera semana de octubre, se procedió a la identificación de las especies de hormigas mediante una lupa binocular. Además, se clasificaron las hormigas por grupos funcionales. La clasificación de grupos funcionales más utilizada en la literatura es la propuesta por Brown (2000), en línea con estudios previos sobre las hormigas como bioindicadoras (Bestelmeyer y Wiens, 1996; Andersen, 1997). Sin embargo se consideró más apropiado para este estudio, utilizar la clasificación de Roig y Espadaler (2010), en la que se asignan los taxones de hormigas a ocho grupos funcionales propios de la Península Ibérica y Baleares.

Los ocho grupos funcionales propuestos en esta clasificación son: invasoras y/o exóticas (IE), generalistas y/u oportunistas (GO), parásitas sociales (P), especialistas predatoras (SP), especialistas de la madera gruesa muerta (CWDS), especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra (CCS/SH), especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos (HCS/OH) y crípticas (C). Asimismo, esta clasificación reagrupa los ocho grupos funcionales en tres indicadores globales: un “indicador global de perturbación” (que incluye los grupos funcionales IE y GO); un “indicador global de madurez” (que incluye los grupos funcionales P, SP, CWDS, CCS/SH y HCS/OH) y un tercero integrado por un único grupo funcional silente de hormigas (al que pertenece el grupo funcional C).

Medios necesarios

Para llevar a cabo el muestreo, fueron necesarias 384 trampas “pitfall”. Las trampas utilizadas tienen aproximadamente 2 cm de diámetro y 5 cm de profundidad, conteniendo una mezcla de 70% de etanol y 30% de monoetilenglicol (Azcárate y Peco, 2011) (**Fig. 5**). La elección de

este tipo de trampas para este estudio se debe a que es considerado el método más objetivo, imparcial y rápido para el muestreo de las hormigas que viven en el suelo, aunque presenta ciertas limitaciones (algunas de las especies de hormigas más pequeñas podrían no ser detectadas) (Andersen, 1991; Beltelmeyer *et al.*, 2000; Nash *et al.*, 2004; Ivanov y Keiper, 2009).



Figura 5. Seis trampas pertenecientes a una observación apareada, tras su recogida.

Análisis estadísticos

La *riqueza total* de especies fue definida por el número de especies identificadas en las seis trampas que conforman cada observación. Asimismo, la *riqueza por trampa* fue definida como la media del número de especies presentes en cada trampa en cada una de las observaciones. No se tuvo en cuenta el número de individuos capturados en las trampas, ya que este dato podría estar altamente influenciado por la posición de los hormigueros (Azcárate y Peco, 2011).

Para analizar el efecto del uso ganadero de la vía pecuaria y el sistema agrícola predominante en el entorno sobre las dos variables de riqueza, se realizaron sendos ANOVAs con dos factores de efecto fijo (uso ganadero y tipo de cultivo) y un factor de medidas repetidas (dentro y fuera de la vía pecuaria). Posteriormente, se procedió a realizar un *post-hoc* de Tukey para analizar las diferencias entre los distintos niveles de los tres factores utilizados.

La composición de especies de hormigas fue definida como el número de presencias de cada especie por observación. Con el fin de simplificar la composición de especies a un número menor de dimensiones y facilitar su interpretación, las 64 observaciones se ordenaron mediante un escalado multidimensional, basado en distancias euclídeas y con un límite de estrés de 0,2. La posición de las observaciones en cada uno de los dos ejes fue analizada

mediante un test MANOVA con dos factores de efecto fijo (uso ganadero y tipo de cultivo) y un factor de medidas repetidas (dentro y fuera de la vía pecuaria).

Respecto a los grupos funcionales, se calculó el número total de grupos presente en cada observación, y la riqueza de especies de cada uno de los grupos funcionales identificados por observación.

Para la variable “número total de grupos funcionales”, se realizó un test de ANOVA con dos factores de efecto fijo (uso ganadero y tipo de cultivo) y un factor de medidas repetidas (dentro y fuera de la vía pecuaria). Posteriormente, se utilizó el *post-hoc* de Tukey para determinar las diferencias significativas entre los diferentes niveles de los factores utilizados.

Por otra parte, para la variable “riqueza de especies de cada grupo funcional”, se realizó un test no paramétrico para muestras apareadas de Wilcoxon para determinar si existen diferencias significativas dentro y fuera de la vía pecuaria en ambas cañadas; y el test no paramétrico de U-Mann Whitney para analizar el efecto del uso ganadero y el tipo de cultivos sobre dicha variable.

Respecto al indicado global de madurez, se calculó el número total de especies de hormigas para dicha clasificación, y sus ratios correspondientes, con los que se realizó un test de ANOVA con dos factores de efecto fijo (uso ganadero y tipo de cultivo) y un factor de medidas repetidas (dentro y fuera de la vía pecuaria). Posteriormente, se utilizó el *post-hoc* de Tukey para determinar las diferencias significativas entre los diferentes niveles de los factores utilizados.

En la **Figura 6** se muestra un esquema del procedimiento seguido para los análisis estadísticos descritos anteriormente.

El tratamiento de datos se realizó mediante los paquetes estadísticos SPSS Statistics 18.0, XLSTAT (2010) y STATISTICA 8.1.

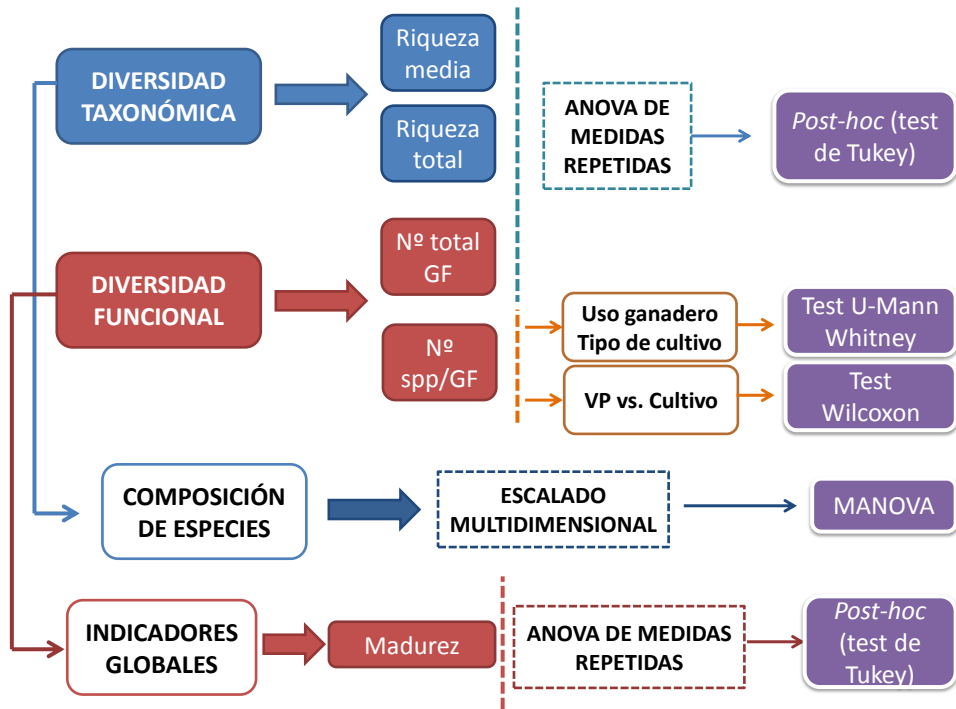


Figura 6. Esquema-resumen de los análisis estadísticos realizados en el presente estudio.

Resultados

En la fase de recogida, se recuperaron un total de 312 trampas. Las 72 restantes se perdieron o fueron encontradas desenterradas y vacías, lo que obligó a retirar de los análisis 6 observaciones: 1 en los cultivos leñosos adyacentes a la cañada activa; 3 en los cultivos herbáceos adyacentes a la cañada abandonada; y 2 en el interior de la cañada abandonada, 1 en entorno de cultivo herbáceo y 1 en entornos de cultivo leñoso.

Diversidad taxonómica

En total, se identificaron 27 especies de hormigas en las trampas recogidas. De estas, 26 están presentes en el escenario con uso ganadero activo (11 de ellas exclusivamente); y 16 especies están presentes en el abandonado (1 de ellas sólo en esta cañada) (**Tabla 2**).

Riqueza por trampa

La riqueza por trampa muestra diferencias estadísticamente significativas entre el interior de la vía pecuaria y los cultivos adyacentes ($F=23,97$; $p<0,001$), mostrando también diferencias significativas en función del uso ganadero ($F= 79,205$; $p<0,001$). Sin embargo, no se muestran diferencias significativas para esta variable en función del tipo de cultivo ($F= 0,128$; $p>0,05$).

En la **Figura 7** se observa que la cañada con uso ganadero activo presenta unos valores de riqueza por trampa muy superiores (dentro y fuera de la vía pecuaria) a los existentes en la cañada abandonada. En concreto, los valores correspondientes a la cañada activa dentro de la vía pecuaria son los más elevados de todos los niveles de los factores estudiados.

La riqueza por trampa dentro de la vía pecuaria de la cañada con uso ganadero activo en los dos tipos de cultivo, presenta diferencias significativas respecto a los cultivos colindantes; así como con respecto a la cañada abandonada, tanto dentro como fuera de la vía pecuaria ($p<0,001$). Asimismo, los cultivos herbáceos adyacentes a la cañada activa presentan una riqueza de hormigas por trampa significativamente superior a la observada en la cañada abandonada ($p<0,05$) (**Fig.8**; ver **Anexo 1** para mayor detalle).

| Especies | Grupo funcional | CRC | | | | CRM | | | |
|--------------------------------|-----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
| | | Herbáceo | | Leñoso | | Herbáceo | | Leñoso | |
| | | VP | Cultivo | VP | Cultivo | VP | Cultivo | VP | Cultivo |
| <i>Lasius niger</i> | CCS/SH | | | | X | | X | X | X |
| <i>Lasius grandis</i> | CCS/SH | | | | X | | | | X |
| <i>Lasius alienus</i> | CCS/SH | X | X | X | X | | X | | X |
| <i>Temnothorax sp.</i> | IE | X | | X | X | X | X | | |
| <i>Solenopsis monticola</i> | C | | | | X | | | | |
| <i>Aphaenogaster gibbosa</i> | C | X | X | X | X | | | | X |
| <i>Tapinoma erraticum</i> | GO | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Tapinoma nigerrimum</i> | GO | X | X | X | X | X | X | | X |
| <i>Pheidole pallidula</i> | GO | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Crematogaster auberti</i> | GO | X | | X | | | | | |
| <i>Crematogaster sordidula</i> | GO | | | X | | | | | |
| <i>Aphaenogaster iberica</i> | GO | X | X | X | X | | | X | X |
| <i>Aphaenogaster senilis</i> | GO | X | X | | | | | X | |
| <i>Myrmica sp.2*</i> | GO | | X | | | | | | X |
| <i>Myrmica sp.1*</i> | GO | | X | | | X | X | | X |
| <i>Tetramorium semilaeve</i> | GO | X | X | | | | | | |
| <i>Camponotus micans</i> | HCS/OH | X | | X | | | | | |
| <i>Camponotus aethiops</i> | HCS/OH | X | X | X | X | | | | |
| <i>Camponotus sylvaticus</i> | HCS/OH | X | | | | | | | |
| <i>Camponotus foreli</i> | HCS/OH | | | X | | | | | |
| <i>Cataglyphis rosenhaueri</i> | HCS/OH | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Messor barbarus</i> | HCS/OH | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Messor structor</i> | HCS/OH | X | X | | | | | | |
| <i>Cataglyphis iberica</i> | HCS/OH | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Messor bouvieri</i> | HCS/OH | X | X | X | | | | | |
| <i>Messor hispanicus</i> | HCS/OH | X | | X | | | | | |
| <i>Goniomma hispanicum</i> | HCS/OH | | | | | | | | X |
| Suma especies | | 19 | 16 | 17 | 14 | 8 | 10 | 8 | 14 |
| Suma grupos funcionales | | 5 | 4 | 5 | 5 | 3 | 4 | 3 | 4 |

Tabla 2. Especies de hormigas encontradas en los dos escenarios estudiados y el grupo funcional al que pertenecen (CCS/SH: especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra; IE: invasoras y/o exóticas; C: crípticas; GO: generalistas y/u oportunistas; HCS/OH: especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos). *Las dos especies de *Myrmica* encontradas no pudieron ser identificadas con exactitud, debido al alto grado de dificultad que presenta dicha identificación.

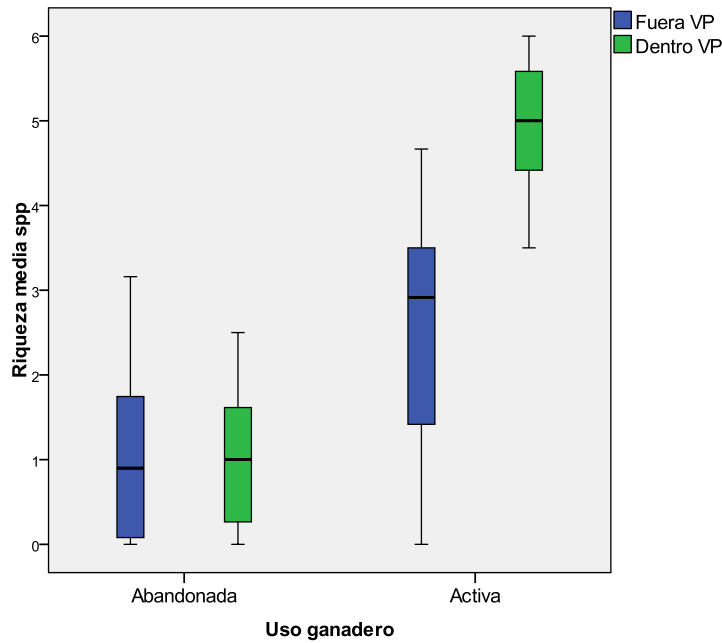


Figura 7. Riqueza de hormigas por trampa en las dos cañadas estudiadas, fuera de la vía pecuaria (color azul) y dentro de la vía pecuaria (color verde). Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable.

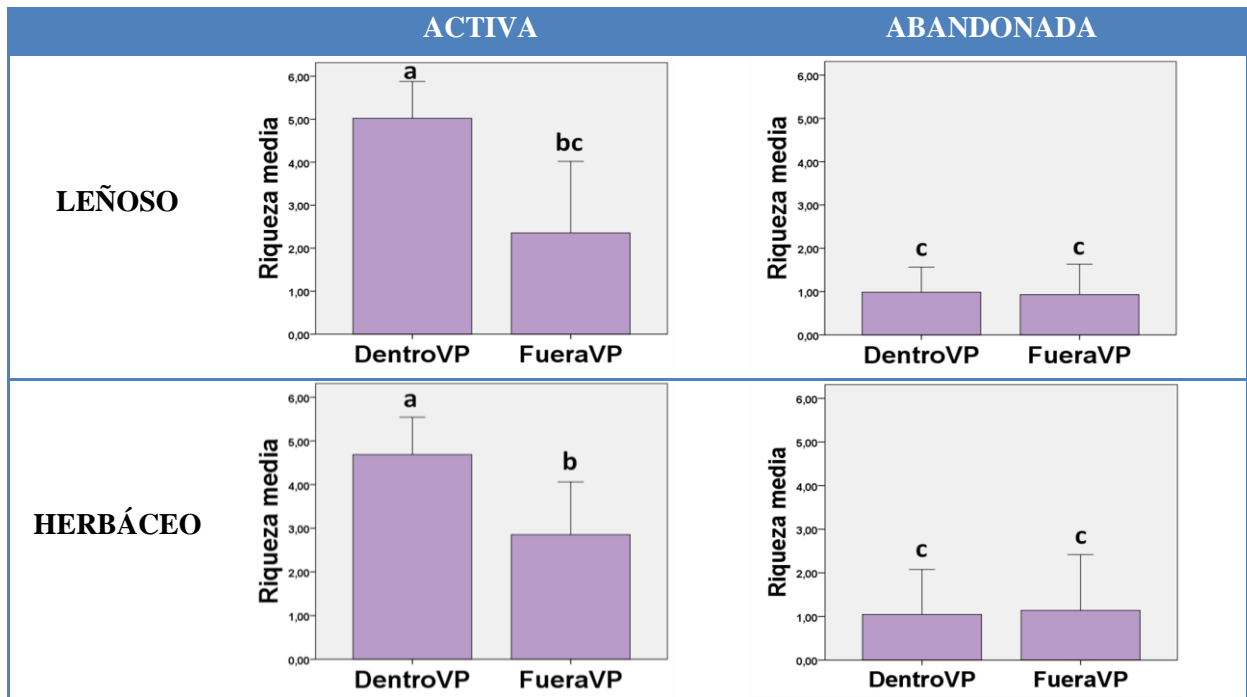


Figura 8. Riqueza de hormigas por trampa (media y desviación típica) para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso y cultivo herbáceo), dentro y fuera de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test *post-hoc* de Tukey).

Riqueza total de hormigas

La riqueza total de hormigas muestra diferencias estadísticamente significativas entre el interior de la vía pecuaria y los cultivos adyacentes ($F= 16,66$; $p< 0,001$), mostrando también diferencias en función del uso ganadero ($F= 87,763$; $p< 0,001$). Sin embargo, no se muestran diferencias significativas para esta variable en función del tipo de cultivo ($F= 0,530$; $p>0,05$).

La riqueza total de hormigas dentro de la vía pecuaria de la cañada con uso ganadero activo en los dos tipos de cultivo, presenta valores significativamente superiores respecto a la misma cañada fuera de la vía pecuaria ($p<0,01$); así como con respecto a la cañada abandonada, tanto dentro como fuera de la vía pecuaria ($p<0,001$) (**Fig. 9**; ver **Anexo 2** para mayor detalle).

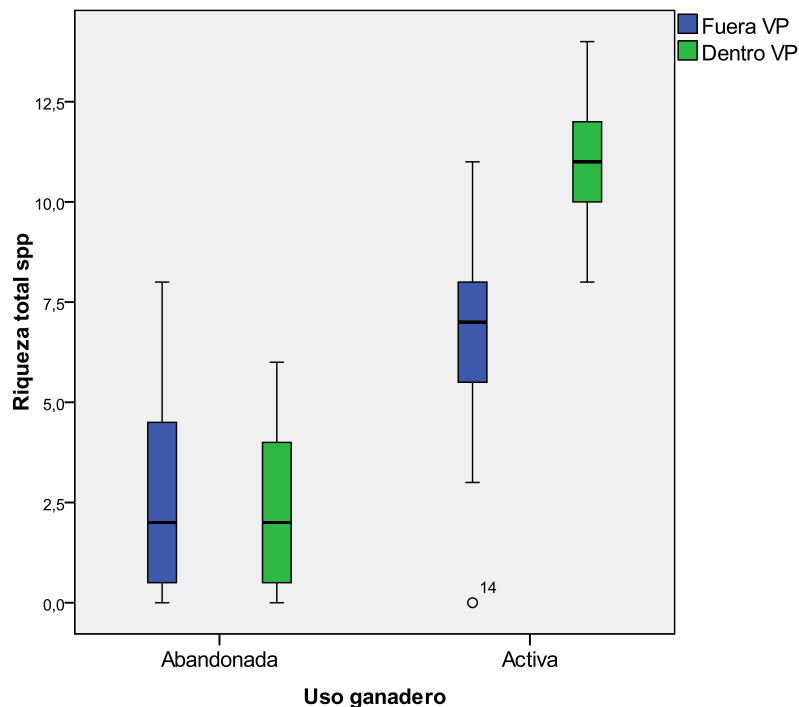


Figura 9. Riqueza total de hormigas en las dos cañadas estudiadas, fuera de la vía pecuaria (color azul) y dentro de la vía pecuaria (color verde). Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable.

Asimismo, la riqueza total de hormigas en los cultivos herbáceos adyacentes a la cañada con uso ganadero activo presenta diferencias significativas respecto a la cañada abandonada ($p<0,01$). Por otra parte, dicha variable en los cultivos leñosos adyacentes a la cañada con uso ganadero activo no presenta diferencias significativas respecto a los cultivos leñosos adyacentes a la cañada abandonada ($p>0,05$); (**Fig. 10**).

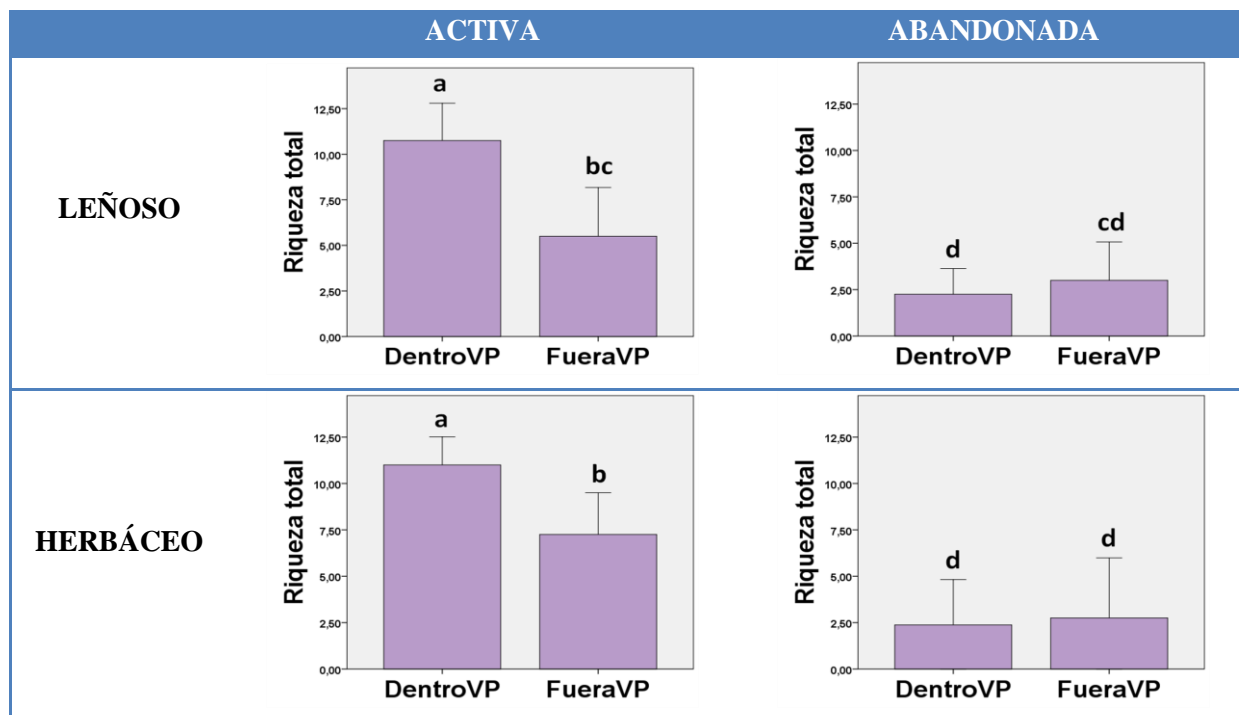


Figura 10. Riqueza total de hormigas (media y desviación típica) para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso y cultivo herbáceo), dentro y fuera de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test *post-hoc* de Tukey).

Composición de especies

La composición de las especies de hormigas fue resumida en dos ejes mediante un escalado multidimensional (stress=0,15; **Fig. 11**).

Se observan tres grupos principales de observaciones: uno correspondiente a la cañada abandonada, otro correspondiente al interior de la vía pecuaria activa, y un tercero formado por las observaciones del entorno de la vía pecuaria activa.

La posición de las observaciones en el escalado multidimensional fue dependiente del uso ganadero ($F=13,73$; $p=0,031$), y del factor dentro/fuera de la vía pecuaria ($F=12,14$; $p=0,046$). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas en relación con el tipo de cultivo ($F=11,15$; $p > 0,05$).

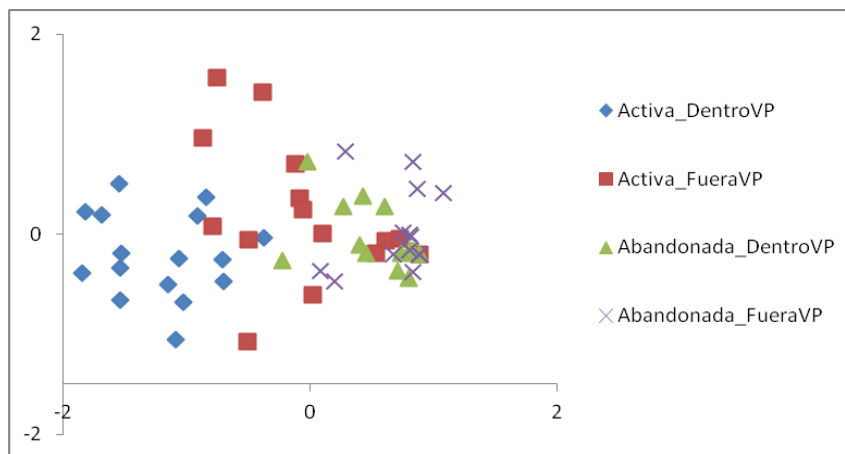


Figura 11. Escalado multidimensional de la composición de especies de hormigas. Las disimilitudes fueron calculadas mediante la distancia Euclídea.

Diversidad funcional

Siguiendo la clasificación propuesta por Roig y Espadaler (2010), se identificaron un total de 5 grupos funcionales (de los 8 existentes según esta clasificación); estando los 5 presentes en los dos escenarios estudiados (**Tabla 2**) (cañada con uso ganadero activo y cañada abandonada): CCS/SH, IE, C, GO y HCS/OH.

Riqueza total de grupos funcionales

La riqueza total de grupos funcionales no muestra diferencias estadísticamente significativas entre el interior de la vía pecuaria y los cultivos adyacentes ($F=0,151$; $p>0,05$). Sin embargo, muestra diferencias significativas en función del uso ganadero ($F= 20,596$; $p<0,001$) (**Fig. 12**). Por otra parte, no se observaron diferencias significativas para esta variable en función del tipo de cultivo ($F= 0,043$; $p>0,05$).

El número total de grupos funcionales de la vía pecuaria activa en entornos herbáceos muestra diferencias estadísticamente significativas respecto a la cañada abandonada ($p<0,05$), no así respecto a los cultivos leñosos adyacentes a ésta. Asimismo, esta variable en la cañada activa de entornos leñosos (dentro de la vía pecuaria) muestra diferencias significativas respecto a la cañada abandonada (dentro de la vía pecuaria) en ambos tipos de cultivo ($p<0,05$) (**Fig. 13**; ver **Anexo 3** para mayor detalle).

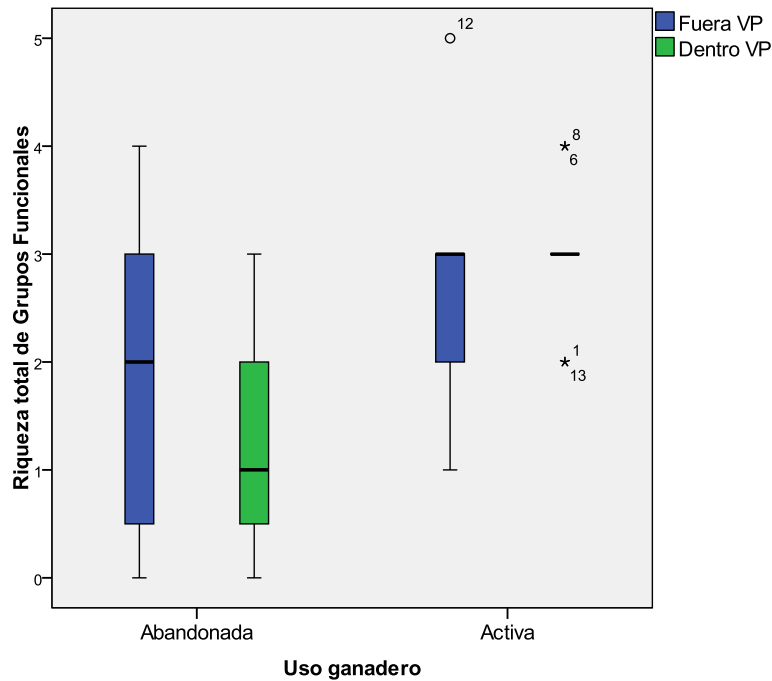


Figura 12. Riqueza total de grupos funcionales en las dos cañadas estudiadas, fuera de la vía pecuaria (color azul) y dentro de la vía pecuaria (color verde). Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable.

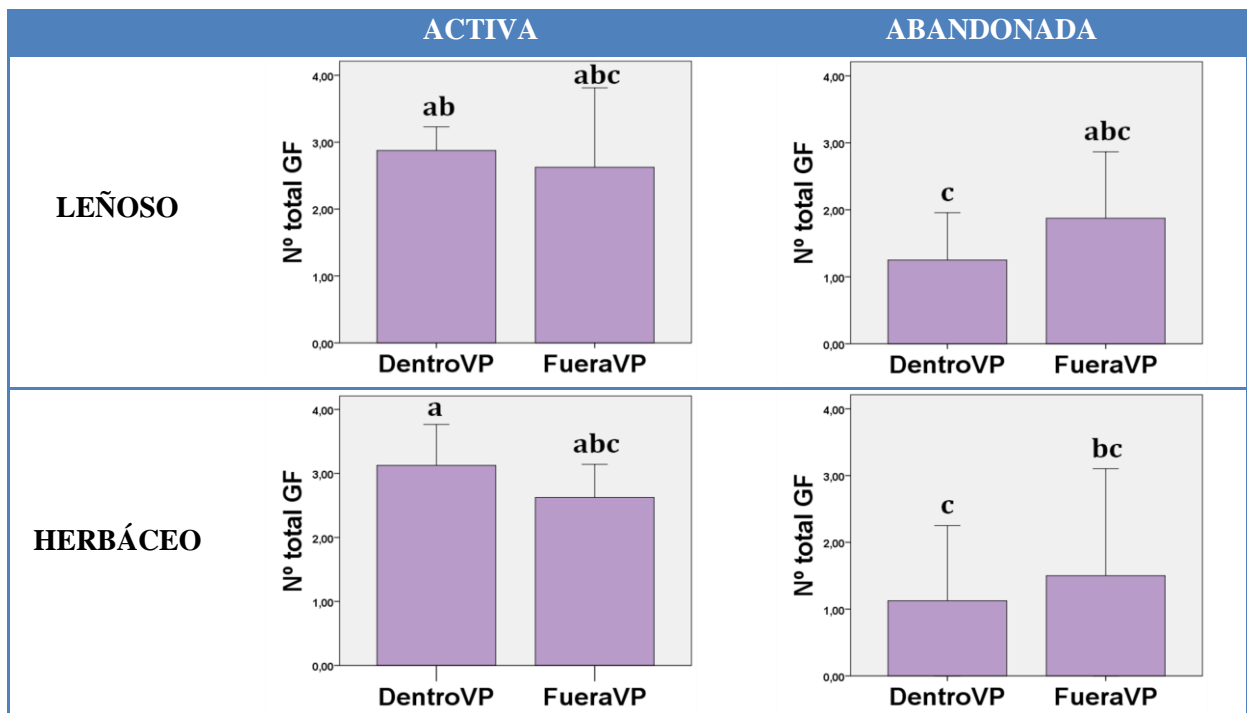


Figura 13. Riqueza total de grupos funcionales (media y desviación típica) para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso y cultivo herbáceo), dentro y fuera de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test *post-hoc* de Tukey).

Riqueza de especies de cada grupo funcional

En la cañada activa, los grupos funcionales con mayor número de especies son HCS/OH y GO (observándose los valores más elevados dentro de la vía pecuaria). En la cañada abandonada, estos dos grupos funcionales también son los que muestran valores más altos para esta variable, pero menores que en la cañada activa. Por su parte, los grupos funcionales IE, C y CCS/SH son los que presentan menor número de especies en ambos escenarios, dentro y fuera de la vía pecuaria. En la cañada activa, los grupos funcionales IE, GO y HCS/OH muestran mayor riqueza de especies dentro de la vía pecuaria que en los cultivos adyacentes. Sin embargo, en la cañada abandonada, únicamente el grupo funcional CCS/SH muestra mayor número de especies en los cultivos adyacentes respecto al interior de la vía pecuaria (**Fig.14**).

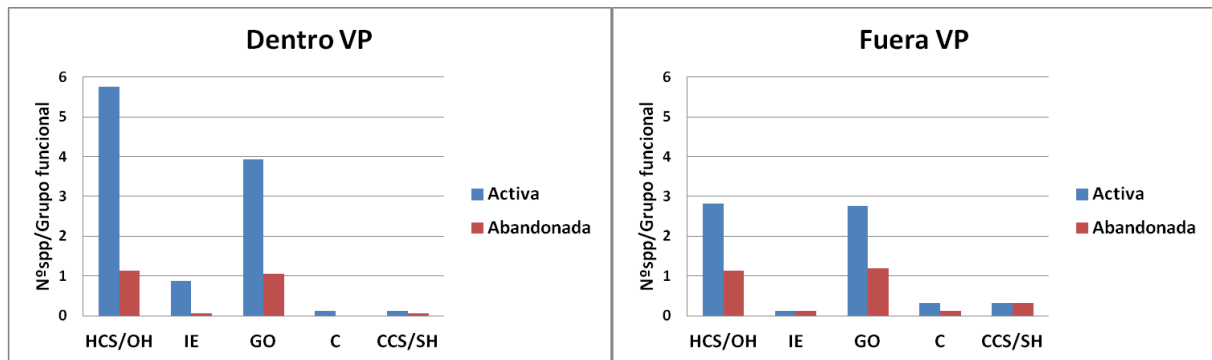


Figura 14. Número de especies de hormigas por cada uno de los cinco grupos funcionales presentes en los escenarios estudiados (cañada activa y cañada abandonada), dentro y fuera de la vía pecuaria. (CCS/SH: Especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra; IE: Invasoras y/o Exóticas; C: Crípticas; GO: Generalistas y/u Oportunistas; HCS/OH: Especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos).

El grupo de generalistas y/u oportunistas, a pesar de contar con un mayor número de especies total en el interior de la vía pecuaria activa, cuenta con una mayor proporción de especies en la cañada abandonada. Por otra parte, el grupo de especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra, aunque cuenta con pocas especies en los dos escenarios, presenta el porcentaje más alto proporcionalmente en los cultivos adyacentes a la cañada abandonada (**Fig. 15**).

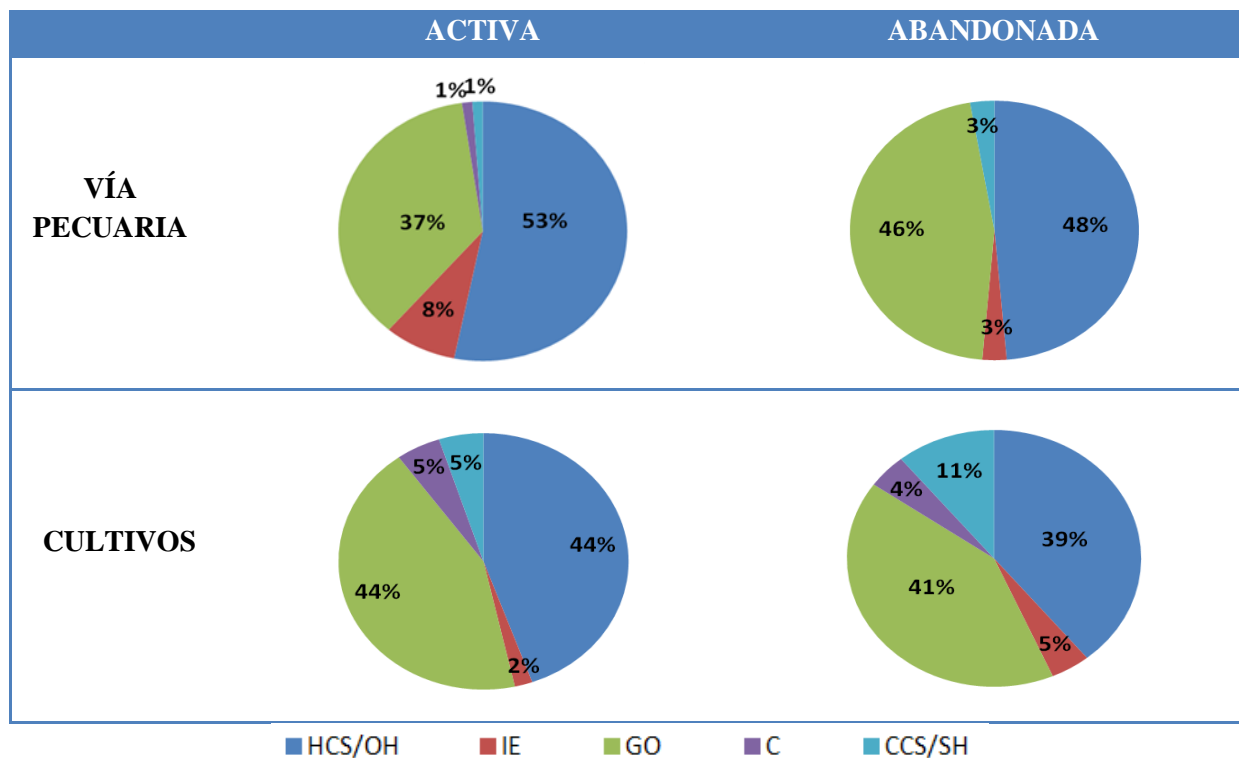


Figura 15. Proporción de especies de hormigas de cada uno de los cinco grupos funcionales en los escenarios estudiados (cañada activa y cañada abandonada), dentro y fuera de la vía pecuaria. (CCS/SH: Especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra; IE: invasoras y/o exóticas; C: crípticas; GO: generalistas y/u oportunistas; HCS/OH: especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos).

En la cañada con uso ganadero activo se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el interior de la vía pecuaria y los cultivos adyacentes en 3 de los 5 grupos funcionales identificados: HCS/OH ($Z=-3,420$; $p=0,001$), IE ($Z=-3,464$; $p=0,001$) y GO ($Z=-2,428$; $p=0,015$) (**Fig. 16**). Por otra parte, en la cañada abandonada sólo se encontraron diferencias significativas dentro y fuera de la vía pecuaria en el grupo funcional CCS/SH, con mayor número de especies para este grupo funcional fuera de la vía pecuaria ($Z=-2$; $p=0,046$).

A su vez, 3 grupos funcionales mostraron diferencias significativas en función del uso ganadero dentro de la vía pecuaria: HCS/OH ($U=7000$; $p<0,001$), IE ($U=24000$; $p<0,001$) y GO ($U=12000$; $p<0,001$), y dos de ellos fuera de la vía pecuaria: HCS/OH ($U=41000$; $p=0,001$) y GO ($U=58000$; $p=0,007$).

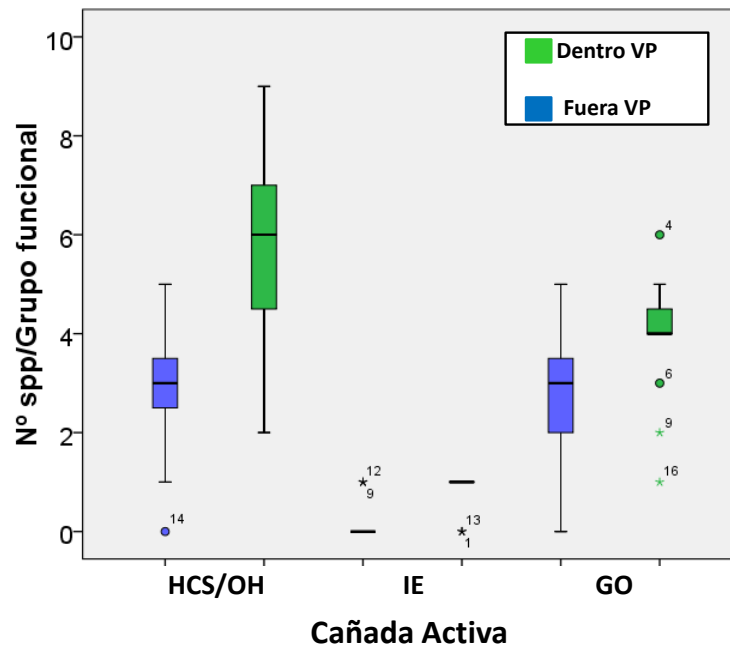


Figura 16. Número de especies de cada uno de los tres grupos funcionales que presentaron diferencias significativas según el test de Wilcoxon para esta variable dentro y fuera de la vía pecuaria en la cañada activa. Las cajas representan los tres cuartiles, y los bigotes los valores mínimos y máximos encontrados para esta variable. (HCS/OH: especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos; IE: invasoras y/o exóticas; GO: generalistas y/u oportunistas).

En relación al tipo de cultivo presente en el entorno de las dos cañadas, no se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies de ningún grupo funcional identificado en los dos escenarios, ni dentro ni fuera de la vía pecuaria (U-Mann Whitney; $p > 0,05$).

Indicador global de madurez

A partir del número total de especies de hormigas pertenecientes al grupo indicador de madurez, se procedió a determinar el ratio de las especies de hormigas pertenecientes al grupo indicador de madurez en función del uso ganadero, dentro y fuera de la vía pecuaria.

El ratio de la riqueza total de especies de hormigas indicadoras de madurez no muestra valores significativamente superiores en el interior de la vía pecuaria respecto a los cultivos adyacentes ($F=0,199$; $p > 0,05$), ni muestra diferencias estadísticamente significativas en función del uso ganadero ($F=2,249$; $p > 0,05$). Tampoco se muestran diferencias estadísticamente significativas para esta variable en función del tipo de cultivo ($F= 0,289$; $p > 0,05$) (**Fig.17**; ver **Anexo 4** para mayor detalle).

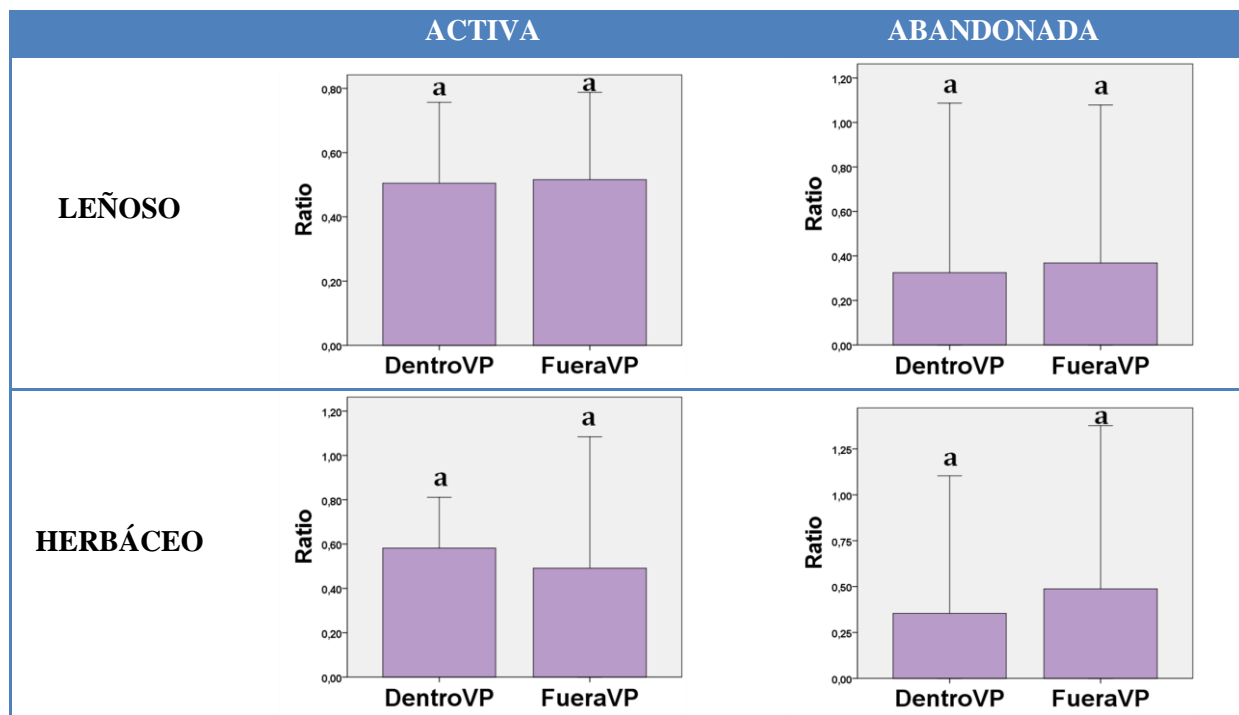


Figura 17. Ratio de especies de hormigas (media y desviación típica) indicadoras de madurez para cada escenario (cañada activa y abandonada) y ambiente (cultivo leñoso herbáceo), dentro y fuera de la vía pecuaria. Las barras que muestran alguna letra en común, no presentan diferencias significativas para esta variable ($p > 0,05$ según el resultado de test *post-hoc* de Tukey).

Discusión

La cuenca mediterránea es reconocida a nivel global como una de las áreas más ricas en diversidad de especies, y uno de los 25 *hot spots* de biodiversidad más importantes en el mundo (Myers *et al.*, 2000). Los agroecosistemas constituyen el uso del suelo más extendido en la cuenca mediterránea, siendo de especial relevancia los sistemas de agricultura intensiva (Gómez *et al.*, 2003). En España, sigue realizándose una práctica ganadera tradicional, como es la trashumancia, a través de una extensa red de vías pecuarias. En este trabajo hemos tratado de generar nueva información sobre la influencia que puede ejercer el uso de ganadero de una vía pecuaria sobre la biodiversidad en agroecosistemas mediterráneos, usando las hormigas como taxón indicador.

En este sentido, nuestros análisis muestran que la presencia de una vía pecuaria con uso ganadero activo tiene efectos significativos sobre la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de hormigas, así como sobre su composición, tanto en la propia vía pecuaria como en los cultivos intensivos colindantes. Por el contrario, las comunidades de hormigas de la vía pecuaria abandonada son menos diversas, y apenas se diferencian de los cultivos intensivos adyacentes.

Los efectos de la agricultura intensiva sobre las comunidades de hormigas son aún poco conocidos (de Bruyn, 1999). La mayor parte de los estudios existentes se han centrado en entornos naturales o con manejo silvícola (Majer, 1984; Majer *et al.*, 1987). Sin embargo, algunos trabajos realizados en Australia a mediados de los años 90, que utilizaron las hormigas como bioindicadores (Majer y Beeston, 1996), mostraron que la mayor causa de pérdida de biodiversidad respecto al uso del territorio, radica en los sistemas de agricultura intensiva. Estos cambios de uso del suelo, junto a las invasiones biológicas, constituyen las principales causas de pérdida de biodiversidad en los ecosistemas mediterráneos (Sala *et al.*, 2000). Así, las prácticas agrícolas que modifican la composición de las especies y/o reducen la diversidad biológica tanto en los propios sistemas agrícolas como en otros sistemas no agrarios a los que afectan, influyen negativamente sobre los servicios de los ecosistemas (Tilman *et al.*, 2002), debido a que la capacidad de éstos para proporcionar servicios depende tanto del número como de las características de las especies presentes (Loreau *et al.*, 2001).

Es sabido que la composición de especies de hormigas está determinada en gran medida por la heterogeneidad espacial, la ausencia de agroquímicos y perturbaciones (tales como el

laboreo) (Nash *et al.*, 2004), el tipo y la abundancia de fuentes de alimentos (Sanders y Gordon, 2003), etc. En este estudio se ha observado que la composición de hormigas es claramente diferente en el interior de la vía pecuaria con uso ganadero activo respecto a los cultivos intensivos colindantes, así como respecto a la cañada abandonada. Estos resultados pueden explicarse debido a que la presencia de una vía pecuaria con actividad ganadera introduce una mayor heterogeneidad espacial, especialmente en entornos de agricultura intensiva, presentando aportes mínimos o inexistentes de agroquímicos; así como ausencia de perturbaciones derivadas del manejo de los campos de cultivo intensivo. Todo ello, junto al mayor aporte y variedad de alimentos disponibles para las hormigas, contribuye a explicar las diferencias observadas en cuanto a la composición específica.

Se ha sugerido que determinadas prácticas agrícolas (fertilización de suelos por medio de insumos químicos, arado, riego, etc.) reducen la diversidad de hormigas, así como la densidad de las colonias (Díaz, 1991; Radford *et al.*, 1995). En este sentido, los resultados del presente estudio corroboran los datos existentes sobre la influencia de determinadas prácticas agrícolas intensivas sobre la diversidad de hormigas. En efecto, los sistemas agrícolas intensivos presentes en la zona de estudio son manejados mediante las prácticas agrícolas descritas anteriormente, lo que se traduce en unos valores de diversidad de hormigas significativamente menores que los encontrados en el escenario de cañada con uso ganadero activo.

En el interior de la vía pecuaria activa, donde la formación vegetal predominante es el pastizal, no laboreado durante decenas de años, la diversidad taxonómica de hormigas es elevada. Los sistemas espacialmente complejos (en cuanto a complejidad estructural y heterogeneidad espacial de la vegetación), a menudo tienden a mostrar mayor riqueza de especies de hormigas (MacArthur, 1972). En este sentido, se sabe que las vías pecuarias que mantienen uso ganadero, incrementan la heterogeneidad espacial y facilitan la dispersión de organismos (Azcarate y Seoane, 2010). Esto es coherente con la mayor riqueza de especies de hormigas observada en el tramo de la cañada activa (confirmando así una de las hipótesis de partida de este estudio), al presentarse ésta como un escenario complejo desde el punto de vista estructural y ecológico.

No ocurre lo mismo en la cañada abandonada, donde los campos de cultivos colindantes invaden el territorio de la vía pecuaria. Por tanto, no existen apenas diferencias en el aporte de insumos, paso de maquinaria pesada, labrado, etc. entre los sistemas agrícolas intensivos colindantes a la cañada abandonada y la propia cañada; lo que puede explicar la ausencia de

diferencias en las comunidades de hormigas. Por tanto, la vía pecuaria por la que no transita ganado trashumante no muestra efectos sobre la diversidad de hormigas.

Los cultivos intensivos adyacentes a la vía pecuaria con actividad ganadera se ven claramente influenciados por la misma, presentando unos valores de diversidad de hormigas superiores a los observados en las zonas de cultivo sin influencia de una vía pecuaria activa. Algunos estudios han demostrado que en regiones cálidas y secas, la presencia de hormigas en zonas de cultivo favorece una mayor infiltración hídrica, la reducción del nitrógeno mineral total, y el aumento de la porosidad del suelo; estando todas estas características asociadas a su vez con mayores producciones de algunos cereales (Evans *et al.*, 2011). En este sentido, la presencia de una vía pecuaria activa (que cuenta con una alta diversidad de hormigas) cercana a zonas de agricultura intensiva conllevaría cambios físico-químicos en el suelo, que podrían favorecer aumentos en la productividad de los cultivos adyacentes. En esta línea, sería interesante plantear futuros estudios que analicen los niveles de productividad en sistemas de agricultura intensiva adyacentes a vías pecuarias con uso ganadero respecto a otros sistemas agrícolas intensivos que no estén cerca de una vía pecuaria activa.

El estudio detectó una mayor riqueza de grupos funcionales en la cañada activa que en la abandonada, confirmando así la segunda hipótesis. No se observaron, sin embargo, diferencias entre el interior y el exterior de las cañadas, ni entre los cultivos adyacentes a la cañada activa y los colindantes con la abandonada. Tampoco se encontraron diferencias en el indicador global de madurez. Bien es cierto que con la clasificación de grupos funcionales utilizada en este trabajo, se obtuvieron un máximo de cinco grupos en el área de muestreo; siendo un número pequeño que limita en cierta medida la visibilidad de diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes ambientes y escenarios. En cualquier caso, los resultados obtenidos evidencian que la cañada con uso ganadero cuenta con un reservorio funcional mayor que la abandonada, lo que le confiere más y mejores herramientas ante posibles perturbaciones, tanto de origen natural como antrópico. Entendiendo la resiliencia como la capacidad de un sistema para absorber las perturbaciones recurrentes manteniendo sus estructuras, procesos y mecanismos de realimentación esenciales (Walker *et al.*, 2004); la cañada con uso ganadero activo se presenta como un escenario que alberga ecosistemas más resilientes que la cañada abandonada y los cultivos intensivos adyacentes a ambas.

La mayor presencia del grupo especialista en climas cálidos y/o hábitats abiertos en el interior de la vía pecuaria activa es coherente con el predominio del pastizal en las vías pecuarias, tan

sólo interrumpido por algunas manchas de matorral, y muy pocos árboles (en estas zonas de la CRC en concreto, los sistemas arbóreos son prácticamente inexistentes). Por otro lado, la mayor presencia en la vía pecuaria activa de los grupos funcionales de “generalistas y/u oportunistas” e “invasoras y/o exóticas”, puede ser consecuencia de la mayor diversidad taxonómica presente en dicho escenario. Asimismo, también se observa en este estudio cierta influencia de la presencia de la cañada activa sobre los cultivos intensivos adyacentes desde el punto de vista de la diversidad funcional, presentando éstos valores superiores en relación a los cultivos cercanos a la cañada abandonada.

En la cañada abandonada, el grupo de especialistas de climas fríos y/o hábitats de sombra cuenta con mayor número de especies en los cultivos adyacentes que en el interior de la propia vía pecuaria, a pesar de tratarse de un escenario en el que la cañada se encuentra invadida por los cultivos, por lo que existe una gran homogeneidad entre ambos entornos. Sin embargo, aunque la invasión por cultivos es generalizada, no es total; de modo que la cañada mantiene un uso vial, lo que supone que en estas condiciones la vía pecuaria presente niveles de perturbación más acusados que el propio entorno agrícola, mientras que los propios cultivos pueden generar algo de sombra.

El mantenimiento de los flujos de servicios de los ecosistemas, especialmente los de regulación como la polinización, el control de plagas y las especies invasoras, etc. dependen en gran medida de la riqueza de especies (Obrist y Duelli, 2010). Asumiendo la validez de las hormigas como organismos indicadores de la biodiversidad del ecosistema, los resultados de este estudio muestran que una red de vías pecuarias en uso podría contribuir al mantenimiento de los flujos de servicios de los ecosistemas.

Asimismo, el mayor número de especies de hormigas en determinados grupos funcionales dentro de la vía pecuaria activa se traduce en una mayor redundancia funcional, entendiendo ésta como una relación positiva entre la diversidad y la función mantenida por unas pocas especies; de modo que la existencia de otras especies adicionales no aumentan la función (Tschantke *et al.*, 2005). En este sentido, los sistemas más biodiversos con una alta redundancia en sus grupos funcionales pueden proporcionar al ecosistema una mayor capacidad para reorganizarse tras una perturbación, y por tanto, una mayor resiliencia ecológica (Peterson *et al.*, 1998).

Respecto a la riqueza total de grupos funcionales de hormigas, no se observaron valores significativamente diferentes en el escenario de cañada activa y en los cultivos leñosos adyacentes a la cañada abandonada. A pesar de que, a priori, no parecen existir condiciones ecológicas o antrópicas en dichos cultivos leñosos que pudieran explicar estos resultados, la existencia de algún factor alineado que esté actuando sobre ellos es una posibilidad que no puede descartarse. Al respecto, cabe destacar que los cultivos leñosos, especialmente los viñedos (predominantes en la zona de estudio), permiten la existencia de un mayor número de pulgones en relación a los cultivos herbáceos (Hernández *et al.*, 2002), lo que podría facilitar la presencia de especies de hormiga capaces de aprovechar este recurso. Además, este tipo de cultivo permanece todo el año, por lo que puede servir de refugio y fuente de alimento para las hormigas de manera constante.

En cualquier caso, el tipo de cultivo (leñoso o herbáceo) presente en el entorno de ambas cañadas no influye sobre la diversidad taxonómica y funcional de hormigas. Ciertamente, el diseño de este estudio no permite contrastar si estos resultados podrían responder a las características biofísicas del propio cultivo (es posible que las especies de hormigas identificadas no tengan preferencias diferenciales por ninguno de los ecosistemas que conforman cada cultivo); o bien a otras características que neutralizan las diferencias biofísicas de ambos cultivos (por ejemplo la presencia de altas cantidades de insumos químicos: pesticidas, fertilizantes, etc.). En todo caso, los cambios en la estructura de la vegetación que se da en entornos con un alto porcentaje de cultivos intensivos, van seguidos de cambios en la estructura de la comunidad faunística presente en la zona (Whitford, 1997; Nash *et al.*, 2001). Una posible explicación al patrón observado en este estudio, es que el cambio obvio producido en la vegetación autóctona (al sustituirla por cultivos intensivos), tiene similares consecuencias sobre las poblaciones de hormigas, independientemente de si se trata de un cultivo leñoso o herbáceo: disminución de nichos disponibles, impactos sobre el microclima, etc. (Gómez *et al.*, 2003).

Consideramos que este trabajo aporta resultados que contribuyen a un mejor conocimiento de la base ecológica que subyace a algunas de las funciones y servicios que pueden generar los ecosistemas vinculados a la actividad ganadera y la trashumancia. El estudio ha permitido documentar una mayor diversidad taxonómica y funcional en la vía pecuaria que mantiene un uso ganadero activo, así como en los cultivos intensivos adyacentes a esta; frente a ecosistemas similares pertenecientes a una vía pecuaria abandonada.

Por tanto, la trashumancia en la CRC (donde apenas existe ganadería extensiva local estante que pastoree las vías pecuarias) se presenta como una actividad ganadera que favorece la existencia de una mayor diversidad taxonómica y funcional de las hormigas en la propia vía pecuaria por la que transita el ganado dos veces al año, así como sobre los cultivos intensivos que la delimitan. Por el contrario, una vía pecuaria que no mantiene el uso ganadero (como la CRM), a pesar de estar deslindada y amojonada, al no mantener su uso prioritario, no presenta diferencias en la diversidad de hormigas con los cultivos intensivos colindantes, por lo que su influencia sobre éstos resulta mínima o inexistente.

Conclusiones

- Existe mayor riqueza taxonómica de hormigas en la vía pecuaria con uso ganadero activo respecto a la vía pecuaria abandonada, en entornos de agricultura intensiva similares. Además, la vía pecuaria con uso ganadero tiene un efecto positivo en la riqueza de hormigas en los cultivos adyacentes, que no se presenta en el caso de la vía pecuaria abandonada.
- La diversidad funcional es significativamente superior en el interior de la vía pecuaria con actividad ganadera respecto a la cañada abandonada, así como respecto a los cultivos intensivos adyacentes a ambas. La vía pecuaria activa también tiene un efecto positivo sobre la diversidad funcional de hormigas en los cultivos intensivos adyacentes.
- Los grupos funcionales identificados presentan mayor número de especies en el interior de la vía pecuaria con uso ganadero activo que en los cultivos adyacentes; así como respecto a la cañada abandonada. Por tanto, la vía pecuaria con uso ganadero activo tiene mayor redundancia funcional que la vía pecuaria abandonada y los cultivos intensivos adyacentes a ambas; lo que se traduce en ecosistemas con un alta resiliencia ante posibles perturbaciones naturales y antrópicas.
- En el contexto de los agroecosistemas mediterráneos, la presencia de una extensa red de vías pecuarias con un uso ganadero activo que permita el mantenimiento de sus características biofísicas, podría favorecer una mayor biodiversidad y redundancia funcional en los límites de las propias vías pecuarias, así como en los campos de cultivo circundantes.

Bibliografía

- Alonso, L.E. y Agosti, D. 2000. Biodiversity studies, monitoring and ants: an overview. En: *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E., y Schultz, T.R. (Eds.), pp. 1-8, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Andersen, A.N. 1991. Sampling communities of ground-foraging ants: Pitfall catches compared with quadrat counts in an Australian tropical savanna. *Australian Journal of Ecology* 16: 273-279.
- Andersen, A.N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography* 24: 433-460.
- Andersen, A.N. 1999. My bioindicators or yours? Making the selection. *Journal of Insect Conservation* 3:61-64.
- Andersen, A.N., Fisher, A., Hoffmann, B.D., Read, J.L. y Richards, R. 2004. Use of Terrestrial Invertebrates for Biodiversity Monitoring in Australian Rangelands, with Particular Reference to Ants. *Austral Ecology* 29: 87-92.
- Andersen, A.N. y Majer, J.D. 2004. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (6): 291-298.
- Azcárate, F.M. y Peco, B. 2011. Abandonment of Mediterranean grasslands: consequences for ant assemblages. *Insect Conservation and Diversity*. DOI:10.1111/j.1752-4598.2011.00165.x
- Azcárate, F.M. y Seoane, J. 2010. Vías pecuarias y biodiversidad. Cuatro casos de estudio en la Comunidad de Madrid. II Congreso Nacional de Vías Pecuarias. Cáceres, 26-28 Octubre 2010.
- Bestelmeyer, B. y Wiens, J.A. 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications* 6: 1225-1240.
- Bestelmeyer, B. T., Agosti, D., Alonso, L. E., Brandão, C. R. F., Brown, W. L., Delabie, J. H. C., y Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ant: an overview, description, and evaluation. En: *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso, and T.R. Schultz (Eds.), pp. 122-144. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Brown, W.L. 2000. Diversity of ants. En: *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso, y T.R. Schultz (Eds.), pp. 122-144, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Bunce, R.G.H., Pérez-Soba, M., Jongman, R.H.G., Gómez-Sal, A., Herzog, F. y Austad, I. 2004. *Transhumance and biodiversity in European mountains*. IALE. Wageningen.
- Castán, J.L. y Serrano, C. 2004. *La trashumancia en la España mediterránea. Historia, antropología, medio natural, desarrollo rural*. Ed. Ceddar. Zaragoza.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. y Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

- Chapman, R.E. y Bourke, A.F.G. 2001. The influence of sociality on the conservation biology of social insects. *Ecology Letters* 4: 650-662.
- Crist, T.O. 2009. Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: a review. *Myrmecological News* 12: 3-13.
- Cros, S., Cerdá, X. y Retana, J. 1997. Spatial and temporal variations in the activity patterns of Mediterranean ant communities. *Ecoscience* 4: 269-278.
- de Bruyn, L.A. 1999. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 425-441.
- Díaz, M. 1991. Spatial patterns of granivores and nest abundance and nest site selection in agri-cultural landscapes of Central Spain. *Insectes Sociaux* 38: 351-363.
- Evans, T.A., Dawes, T.Z., Ward, P.R. y Lo, N. 2011. Ants and termites increase crop yield in a dry climate. *Nature communications* 2:262. DOI: 10.1038/ncomms1257
- Folgarait, P.J. 1998. Ant Biodiversity and Its Relationship to Ecosystem Functioning: a Review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-1244.
- Gitay, H. y Noble, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? En: *Plant functional types their relevance to ecosystem properties and global change*. Smith, T.M., Shugart, H.H., Woodward, F.I. (Eds.), pp 3-19, Cambridge University Press, Cambridge.
- Gómez, C., Casellas, D., Oliveras, J., y Bas, J.M. 2003. Structure of ground-foraging ant assemblages in relation to land-use change in the northwestern Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation* 12: 2135-2146.
- Gómez-Sal, A. 1996. *Consideraciones sobre el valor natural de las vías pecuarias. Documentación, Análisis y Diagnóstico del Estado de la Red Nacional de Vías Pecuarias*. FEPMA. Madrid.
- Hernández, S., Cabaleiro, C., Jacas, J. y Martín-López, B. 2002. El empleo de aceites minerales, vegetales y de pescado en el Control Integrado de plagas y enfermedades del viñedo. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 28:223-237.
- Hoffmann, B.D. y Andersen, A.N. 2003. Responses of Ants to Disturbance in Australia, with Particular Reference to Functional Groups. *Austral Ecology* 28: 444-464.
- Hölldobler, B. y Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Belknap Press. Cambridge.
- Ivanov, K. y Keiper, J. 2009. Effectiveness and Biases of Winkler Litter Extraction and Pitfall Trapping for Collecting Ground-Dwelling Ants in Northern Temperate Forests. *Environmental Entomology* 38: 1724-1736.
- Loreau, M. S., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. y Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
- MacArthur, R.A. 1972. *Geographical ecology*. Harper Row. New York.
- Majer, J.D. 1984. Recolonisation by ants in rehabilitated open-cut mines in northern Australia. *Reclamation and Revegetation Research* 2: 279-298.
- Majer, J.D., Walker, T.C. y Berlandier, F. 1987. The role of ants in degraded soils within Dryandra state forest. *Mulga Research Centre J.* 9: 15-16.

- Majer J. D. y Beeston G. 1996. The Biodiversity Integrity Index: an illustration using ants in Western Australia. *Conservation Biology* 10: 65–73.
- Manzano, P. y Malo, J.E. 2006. Extreme long-distance seed dispersal via sheep. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 244-248.
- MARM 2011. Libro blanco de la Trashumancia en España. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid. Disponible en:
<http://www.agro-alimentarias.coop/ficheros/doc/03495.pdf>. Acceso el 19/01/2012.
- Merino, J. y Alier, J.L. 2004. La multifuncionalidad de las vías pecuarias españolas en el marco del desarrollo rural. *Tecnología y desarrollo*. Disponible en:
http://www.uax.es/publicaciones/archivos/TECMAD04_004.pdf. Acceso el 15/05/2011.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nash, M.S., Whitford, W.G., Bradford, D.F., Franson, S.E., Neale, A.C. y Heggem, D.T., 2001. Ant Communities and Livestock Grazing in the Great Basin, USA. *Journal of Arid Environments* 49 (4): 695–710.
- Nash, M.S., Bradford, D.F., Franson, S.E., Neale, A.C., Whitford, W.G. y Heggem, D.T. 2004. Livestock grazing effects on ant communities in the eastern Mojave Desert, USA. *Ecological Indicators* 4: 199-213.
- Obrist, M.K. y Duelli, P. 2010. Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 19: 2201-2220.
- Oteros-Rozas, E., González, J., Martín-López, B., López, C.A. y Montes, C., en prensa. Ecosystem services and social-ecological resilience in transhumance cultural landscapes: learning from the past, looking for a future. En: *Social-ecological resilience of cultural landscapes*. Plieninger, T. y Bieling, C. (Eds.), Cambridge University Press.
- Peck, S.I., Mcquaid, B. y Campbell, C.L. 1998. Using ant species as a Biological Indicator of Agroecosystem condition. *Environmental Entomology* 27(5): 1102-1110.
- Perfecto, I. y Vandermeer, J. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16: 174-182.
- Petchey, O.L. y Gaston, K.L. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.
- Peterson, G., Allen, C.R. y Holling, C.S. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems* 1:6–18.
- Radford, B.J., Key, A.J., Robertson, L.N. y Thomas, G.A. 1995. Conservation tillage increases soil water storage, soil animal populations, grain yield, and response to fertiliser in the semi-arid tropics. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 35: 223-232.
- Read, J.L. y Andersen, A.N. 2000. The value of ants as early warning bioindicators: responses to pulsed cattle grazing at an Australian arid zone locality. *Journal of Arid Environments* 45: 231-251.
- Roig, X. y Espadaler, X. 2010. Propuesta de grupos funcionales de hormigas para la Península Ibérica y Baleares, y su uso como bioindicadores. *Iberomyrmex* 2:28-29.

- Sala, O., Chapin F. III, Armesto, J., Berlow, E., Bloomfield, J. y Dirzo, R. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Sanders, N.J. y Gordon, D.M. 2003. Resources-dependent interactions and the organization of desert ant communities. *Ecology* 84 (4): 1024–1031.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. y Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. y Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Walker, B. H., Holling, C. S., Carpenter, S. R. y Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*. Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>.
- Whitford, W.G. 1997. Desertification and animal biodiversity in the desert grasslands of North America. *Journal of Arid Environments* 37: 709–720.
- You-qing Chen, Qiao Li, Yan-lin Chen, Zhi-Xing Lu y Xing-yin Zhou. 2011. Ant diversity and bio-indicators in land management of lac insect agroecosystems in Southwestern China. *Biodiversity and Conservation* 20: 3017-3038.

Anexos

Anexo 1. Tabla-resumen del test *post-hoc* de Tukey para la riqueza por trampa.

| Uso ganadero | TipoCultivo | VP | {1} | {2} | {3} | {4} | {5} | {6} | {7} | {8} |
|----------------|-------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| {1} Activa | Herbáceo | Riqueza | | 0,008223 | 0,981540 | 0,004243 | 0,045810 | 0,028817 | 0,016091 | 0,021277 |
| {2} Activa | Herbáceo | RiquezaVP | 0,008223 | | 0,001666 | 0,998473 | 0,000135 | 0,000135 | 0,000135 | 0,000135 |
| {3} Activa | Leñoso | Riqueza | 0,981540 | 0,001666 | | 0,000200 | 0,334130 | 0,245378 | 0,161887 | 0,198214 |
| {4} Activa | Leñoso | RiquezaVP | 0,004243 | 0,998473 | 0,000200 | | 0,000135 | 0,000135 | 0,000135 | 0,000135 |
| {5} Abandonada | Herbáceo | Riqueza | 0,045810 | 0,000135 | 0,334130 | 0,000135 | | 0,999999 | 0,999933 | 0,999991 |
| {6} Abandonada | Herbáceo | RiquezaVP | 0,028817 | 0,000135 | 0,245378 | 0,000135 | 0,999999 | | 0,999999 | 1,000000 |
| {7} Abandonada | Leñoso | Riqueza | 0,016091 | 0,000135 | 0,161887 | 0,000135 | 0,999933 | 0,999999 | | 1,000000 |
| {8} Abandonada | Leñoso | RiquezaVP | 0,021277 | 0,000135 | 0,198214 | 0,000135 | 0,999991 | 1,000000 | 1,000000 | |

Riqueza: riqueza por trampa fuera de la vía pecuaria; RiquezaVP: riqueza por trampa dentro de la vía pecuaria. (MS= 1,1530; df= 51,907). En negrita se encuentran los *p-valores* significativos.

Anexo 2. Tabla-resumen del test *post-hoc* de Tukey para la riqueza total de hormigas.

| Uso ganadero | TipoCultivo | VP | {1} | {2} | {3} | {4} | {5} | {6} | {7} | {8} |
|----------------|-------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| {1} Activa | Herbáceo | Riqueza | | 0,000567 | 0,184958 | 0,003338 | 0,001598 | 0,000079 | 0,002636 | 0,000055 |
| {2} Activa | Herbáceo | RiquezaVP | 0,000567 | | 0,000012 | 0,847453 | 0,000000 | 0,000000 | 0,000000 | 0,000000 |
| {3} Activa | Leñoso | Riqueza | 0,184958 | 0,000012 | | 0,000008 | 0,041584 | 0,008248 | 0,062311 | 0,006140 |
| {4} Activa | Leñoso | RiquezaVP | 0,003338 | 0,847453 | 0,000008 | | 0,000000 | 0,000000 | 0,000000 | 0,000000 |
| {5} Abandonada | Herbáceo | Riqueza | 0,001598 | 0,000000 | 0,041584 | 0,000000 | | 0,700361 | 0,847453 | 0,662102 |
| {6} Abandonada | Herbáceo | RiquezaVP | 0,000079 | 0,000000 | 0,008248 | 0,000000 | 0,700361 | | 0,585079 | 0,923355 |
| {7} Abandonada | Leñoso | Riqueza | 0,002636 | 0,000000 | 0,062311 | 0,000000 | 0,847453 | 0,585079 | | 0,443319 |
| {8} Abandonada | Leñoso | RiquezaVP | 0,000055 | 0,000000 | 0,006140 | 0,000000 | 0,662102 | 0,923355 | 0,443319 | |

Riqueza: riqueza total de hormigas fuera de la vía pecuaria; RiquezaVP: riqueza total de hormigas dentro de la vía pecuaria. (MS= 5,1763; df= 51,898). En negrita se encuentran los *p-valores* significativos.

Anexo 3. Tabla-resumen del test *post-hoc* de Tukey para la riqueza total de grupos funcionales.

| Uso ganadero | TipoCultivo | VP | {1} | {2} | {3} | {4} | {5} | {6} | {7} | {8} |
|----------------|-------------|--------------|----------|-----------------|----------|-----------------|-----------------|-----------------|----------|-----------------|
| {1} Activa | Herbáceo | N°TotalGP | | 0,773317 | 1,000000 | 0,999545 | 0,307866 | 0,063001 | 0,778630 | 0,113532 |
| {2} Activa | Herbáceo | N°TotalGP_VP | 0,773317 | | 0,967044 | 0,999545 | 0,033315 | 0,003978 | 0,193175 | 0,008301 |
| {3} Activa | Leñoso | N°TotalGP | 1,000000 | 0,967044 | | 0,993146 | 0,307866 | 0,063001 | 0,778630 | 0,113532 |
| {4} Activa | Leñoso | N°TotalGP_VP | 0,999545 | 0,999545 | 0,993146 | | 0,113532 | 0,016897 | 0,455616 | 0,033315 |
| {5} Abandonada | Herbáceo | N°TotalGP | 0,307866 | 0,033315 | 0,307866 | 0,113532 | | 0,935574 | 0,993743 | 0,999545 |
| {6} Abandonada | Herbáceo | N°TotalGP_VP | 0,063001 | 0,003978 | 0,063001 | 0,016897 | 0,935574 | | 0,778630 | 0,999996 |
| {7} Abandonada | Leñoso | N°TotalGP | 0,778630 | 0,193175 | 0,778630 | 0,455616 | 0,993743 | 0,778630 | | 0,536982 |
| {8} Abandonada | Leñoso | N°TotalGP_VP | 0,113532 | 0,008301 | 0,113532 | 0,033315 | 0,999545 | 0,999996 | 0,536982 | |

N°TotalGP: n° total de grupos funcionales fuera de la vía pecuaria; N°TotalGP_VP: n° total de grupos funcionales dentro de la vía pecuaria. (MS= 0,94196; df= 42,658). En negrita se encuentran los *p-valores* significativos.

Anexo 4. Tabla-resumen del test *post-hoc* de Tukey para el ratio de especies de hormigas indicadoras de madurez.

| Uso ganadero | TipoCultivo | VP | {1} | {2} | {3} | {4} | {5} | {6} | {7} | {8} |
|----------------|-------------|------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| {1} Activa | Herbáceo | Madurez_VP | | 1,000000 | 0,999610 | 1,000000 | 0,933574 | 0,985004 | 0,973845 | 1,000000 |
| {2} Activa | Herbáceo | Madurez | 1,000000 | | 0,999860 | 1,000000 | 0,911270 | 0,976713 | 0,961624 | 1,000000 |
| {3} Activa | Leñoso | Madurez_VP | 0,999610 | 0,999860 | | 0,989405 | 0,697269 | 0,852572 | 0,807285 | 0,998480 |
| {4} Activa | Leñoso | Madurez | 1,000000 | 1,000000 | 0,989405 | | 0,955965 | 0,992030 | 0,984847 | 1,000000 |
| {5} Abandonada | Herbáceo | Madurez_VP | 0,933574 | 0,911270 | 0,697269 | 0,955965 | | 0,999909 | 0,999999 | 0,960741 |
| {6} Abandonada | Herbáceo | Madurez | 0,985004 | 0,976713 | 0,852572 | 0,992030 | 0,999909 | | 1,000000 | 0,993340 |
| {7} Abandonada | Leñoso | Madurez_VP | 0,973845 | 0,961624 | 0,807285 | 0,984847 | 0,999999 | 1,000000 | | 0,916902 |
| {8} Abandonada | Leñoso | Madurez | 1,000000 | 1,000000 | 0,998480 | 1,000000 | 0,960741 | 0,993340 | 0,916902 | |

Madurez: Ratio de especies de hormigas indicadoras de madurez fuera de la vía pecuaria; Madurez_VP: Ratio de especies de hormigas indicadoras de madurez dentro de la vía pecuaria. (MS= 2,2500; df= 43,584).

