








¿Drenajes de carreteras o pasos de fauna?: la conectividad oculta de vertebrados terrestres bajo infraestructuras lineales de transporte

Daniel Bruno^{1,*} , Ramón Mora² , Goodwill Estal¹ , Nuria Pujante¹ , Carolina Audisio² , Andrés Giménez^{1,2} ,
María Victoria Jiménez-Franco¹ 

- (1) Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Ambiental (CIAGRO). Universidad Miguel Hernández de Elche, Carretera de Beniel s/n, 03312 Orihuela, España.
(2) Área de Ecología. Departamento de Biología Aplicada. Universidad Miguel Hernández de Elche. Edificio Torreblanca, Avenida del Alcalde Vicente Quiles 8, 03202, Elche, España.

* Autor de correspondencia / Corresponding author: Daniel Bruno [dbrunocollados@um.es]

> Recibido / Received: 30/09/2024 – Aceptado / Accepted: 26/02/2025

Cómo citar / How to cite: Bruno, D., Mora, R., Estal, G., Pujante, N., Audisio, C., Giménez, A., Jiménez-Franco, M.V. 2025. ¿Drenajes de carreteras o pasos de fauna?: la conectividad oculta de vertebrados terrestres bajo infraestructuras lineales de transporte. *Ecosistemas* 34(1): 2882. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2882>

¿Drenajes de carreteras o pasos de fauna?: la conectividad oculta de vertebrados terrestres bajo infraestructuras lineales de transporte

Resumen: La fragmentación del hábitat es una gran amenaza para la biodiversidad. Las infraestructuras lineales de transporte, como las carreteras, son una de las principales causas de fragmentación de hábitat y puede corregirse mediante pasos de fauna, aunque su implementación es todavía escasa. Sin embargo, los drenajes situados bajo estas infraestructuras podrían actuar indirectamente como pasos de fauna incrementando la conectividad del paisaje.

Nuestro objetivo es identificar qué especies de vertebrados cruzan los drenajes de las carreteras en un espacio protegido (Almería, SE España). Para ello, se instalaron cámaras de fototrampeo en 8 drenajes transversales durante un año completo (2023-2024), analizando los eventos de paso de las distintas especies y sus patrones espaciales y temporales.

Los resultados muestran que los drenajes pueden ser utilizados para el paso de fauna por especies de vertebrados de interés entre los que destacan mamíferos (ej. *Capra pyrenaica*, *Elomys quercinus*, *Felis silvestris*, *Oryctolagus cuniculus*) y reptiles (*Testudo graeca*, *Timon nevadensis*). Se detectaron mayores tasas de cruce por vertebrados durante mayo-junio y septiembre-octubre. La mayor parte de los eventos de cruce de mamíferos ocurrieron por la noche, y los de animales ectotermos como los reptiles durante el día. Aportamos las primeras detecciones de *T. graeca*, un reptil amenazado, cruzando un drenaje de carretera que actúa como paso de fauna. Ante la falta de pasos de fauna específicos, que deberían ser implementados progresivamente en las infraestructuras lineales de transporte, los drenajes podrían mejorar la conectividad de las poblaciones de diversos vertebrados, incluyendo especies amenazadas.

Palabras clave: cámaras trampa; conectividad del paisaje; fototrampeo; mamíferos; reptiles; *Testudo graeca*

Road culvert or wildlife crossings?: the hidden connectivity of terrestrial vertebrates under linear transport infrastructures

Abstract: Habitat fragmentation is one of the greatest threats to biodiversity. Linear transport infrastructures, such as roads, are one of the main causes of habitat fragmentation and may be corrected by wildlife crossings, although their implementation is still scarce. However, drainage culvert under linear transport infrastructures could indirectly act as wildlife crossings by increasing landscape connectivity.

Our aim is to identify which vertebrate species crossroad drains in a protected area in Almería (SE Spain). For this purpose, camera traps were installed in 8 transversal drainage culverts during a complete year (2023-2024), analysing the crossing events by different vertebrate species as well as their spatial and temporal patterns.

The results showed that the drainage culverts can be used as wildlife crossings by vertebrate species of interest including mammals (e.g. *Capra pyrenaica*, *Elomys quercinus*, *Felis silvestris*, *Oryctolagus cuniculus*) and reptiles (*Testudo graeca*, *Timon nevadensis*). An increase in vertebrate crossing rates was detected during the months of May-June and September-October. Most of the crossing events by mammals occurred at night, whereas those of ectotherms such as reptiles were detected during the day. We reported the first detections of *T. graeca*, an endangered reptile in Andalusia (Spain), crossing drainage culverts or non-wildlife crossing under a linear transport infrastructure in its whole distribution range. We conclude that in the absence of suitable and specific wildlife crossings, which need to be increasingly implemented in the short term, road culverts could have potential to improve the connectivity of vertebrate populations, including endangered species.

Keywords: camera-traps; landscape connectivity; mammals; photo-trapping; reptiles; *Testudo graeca*

Introducción

La pérdida y fragmentación del hábitat es una de las mayores amenazas para la biodiversidad a escala global (Sala 2000; Jaureguiberry et al. 2022). El desarrollo humano ha generado el aumento acelerado de infraestructuras lineales de transporte a nivel mundial (de aquí en adelante ILT; como carreteras, vías férreas y canales), con una previsión creciente hasta 2050 (Meijer et al. 2018). Las ILT generan una degradación, pérdida y fragmentación del hábitat inmediata (Barrientos et al. 2019), restringiendo el acceso a terrenos anteriormente disponibles y generando una antropización intensa en las zonas circundantes (van der Ree et al. 2015). Esta fragmentación se traduce en discontinuidades en los hábitats naturales que se transforman en un conjunto de fragmentos desconectados entre sí, con cambios tanto en composición de especies como en estructura que amenaza la supervivencia de numerosos vertebrados, además de poner en riesgo el funcionamiento y la provisión de servicios de los ecosistemas (Liu et al. 2018; Biswas et al. 2023). Respecto a los atropellos de fauna, algunos estudios muestran que las colisiones con vehículos tienen un patrón estacional dependiente de los patrones de movimiento de las especies (Arca-Rubio et al. 2023), aunque hay una falta de conocimiento acerca de los impactos de las colisiones sobre la viabilidad de las poblaciones en los diferentes grupos faunísticos (Barrientos et al. 2021).

El efecto barrera de las ILT es especialmente dañino para especies amenazadas o con capacidad de dispersión limitada (Colino-Rabanal y Lizana 2012; Weigand et al. 2019). La pérdida y fragmentación de hábitat producida por las ILT pueden llevar al aislamiento de poblaciones de especies en zonas protegidas (Sánchez-Fernández et al. 2022), reduciendo el tamaño poblacional y aumentando la probabilidad de extinción local (Barrientos et al. 2021; Jiménez-Franco et al. 2022). La fragmentación del hábitat también reduce la diversidad genética, generando endogamia en poblaciones pequeñas (Balkenhol y Waits 2009; Holderegger y Di Giulio 2010; Rivera-Ortiz et al. 2015).

Los diferentes impactos que generan las carreteras hacen necesario acometer medidas que permitan restablecer la conectividad del paisaje, definida como “la capacidad de un paisaje para facilitar el movimiento de individuos y el flujo genético entre áreas de buen hábitat” (Taylor et al. 1993). La mitigación de los impactos en carreteras a escala local pasa, por un lado, por establecer vallas o cerramientos físicos o virtuales (ej. barrera de ultrasonidos) para evitar colisiones y atropellos (Glista et al. 2009; Botting et al. 2023), y por otro, por fomentar la conectividad del hábitat entre ambos lados de las carreteras con la instalación de estructuras que permitan la movilidad de vertebrados, llamadas de forma general “pasos de fauna” (van der Griff et al. 2013). Actualmente, existen diferentes tipos de pasos de fauna que incluyen tanto pasos subterráneos (ej. túneles de anfibios, tuberías de mesomamíferos, parte inferior de viaductos y servidumbres subterráneas) como pasos superiores (ej. puentes elevados, de cuerda o de troncos, terreno natural sobre un túnel; Van der Ree et al. 2015). Es por ello, que las medidas de mitigación para fomentar la conectividad del paisaje es un aspecto para considerar en la planificación y proyección de las ILT, y en especial en los espacios naturales protegidos.

Sin embargo, cuando se construye o amplía una carretera, no siempre se realizan estudios sobre la afección a la conectividad de las poblaciones animales y en los proyectos apenas se incluyen pasos de fauna específicamente diseñados para mitigar el efecto barrera, especialmente en las ILT más antiguas (Van der Ree et al. 2015). A falta de pasos de fauna específicos, existen ciertas infraestructuras que pueden actuar como tal (ej. túneles, viaductos, servidumbres, etc.; Warnock-Juteau et al. 2022). Entre ellas, destacan por su abundancia las estructuras de drenaje transversal de carreteras (de aquí en adelante “drenajes”), diseñadas para evacuar el agua durante episodios de lluvia. Estos drenajes podrían tener una funcionalidad parcial como pasos de fauna para algunas especies de vertebrados (Young et al. 2023) pero ha sido evaluada en un menor número de estudios, aumentando éstos en número y relevancia en los últimos años (Yanes et al. 1995; Clevenger et al. 2001; Mata et al. 2008; Brunen et al. 2020; Chen et al. 2021). La funcionalidad de estos drenajes, además de por sus características constructivas y el hábitat adyacente, puede variar por las características individuales de cada especie, como el tamaño corporal y capacidad de desplazamiento. Los estudios existentes hasta la fecha muestran que los drenajes son utilizados por carnívoros, lagomorfos y pequeños mamíferos (Rodríguez et al. 1996), incluyendo también ungulados (Ng et al. 2004) y especies de limitado movimiento como reptiles (Rodríguez et al. 1996; Jones et al. 2022). En este sentido, la herpetofauna es uno de los grupos con menor movilidad y capacidad de dispersión lo que los hace más vulnerables a la fragmentación del hábitat (Keinath et al. 2017; Inman et al. 2023; Caballero-Díaz 2024) y los atropellos (Colino-Rabanal y Lizana 2012; Rytwinski y Fahrig 2012). En este contexto, resulta de especial interés evaluar la funcionalidad de estas estructuras para especies amenazadas de movilidad limitada en carreteras que atraviesan espacios naturales protegidos. De esta forma, será posible determinar las necesidades de conectividad de cada especie en el marco de la Red Natura 2000, identificando estrategias de gestión que complementen la conectividad que puedan generar dichos drenajes, a través de la adaptación de los drenajes existentes y el establecimiento de nuevos pasos de fauna específicos (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015).

La evaluación de la conectividad paisajística de vertebrados terrestres se ha realizado principalmente en mamíferos (Martinig y Bélanger-Smith 2016), utilizando técnicas tradicionales como captura de huellas en marmolina o radioseguimiento (Rodríguez et al. 1996; Ng et al. 2004), y otras de desarrollo reciente como seguimiento con GPS (Harju et al. 2024) y cámaras de fototrampeo (Young et al. 2023). Para analizar la conectividad, el uso de cámaras de fototrampeo es una de las metodologías más sensibles disponibles en la actualidad, especialmente en hábitats cerrados (Wearn y Glover-Kapfer 2019). Es una técnica que además de no invasiva, es bastante fiable para identificar especies conspicuas o de hábitos nocturnos (Jumeau et al. 2017).

El objetivo general de este trabajo es evaluar la funcionalidad de los drenajes de carretera como pasos de fauna en una Zona de Especial Conservación (ZEC) que alberga endemismos ibéricos y especies amenazadas. Para ello, se instalaron 8 cámaras trampa durante un año completo (2023-2024) en 8 drenajes en el tramo de la carretera autonómica A-1205 que divide al ZEC Sierras de Almagrera, de Los Pinos y El Aguilón (ES6110012), que presenta un hábitat de matorral mediterráneo de elevada calidad. Los objetivos específicos de este trabajo son: 1) identificar qué especies de vertebrados utilizan los drenajes de las carreteras en un espacio protegido y amenazado; 2) analizar los patrones espaciales y temporales (estacional y patrones diarios)

de los eventos de paso de las diferentes especies de vertebrados, prestando especial atención a especies amenazadas. En base a lo observado en estudios previos (Clevenger et al. 2001; Mata et al. 2008; Denneboom et al. 2021), hipotetizamos que existirán diferencias significativas en la frecuencia de uso de los drenajes entre especies, favoreciendo el paso de mamíferos de mediano tamaño, pero pudiendo ser una barrera (e incluso una trampa) para reptiles amenazados de pequeño tamaño y poca capacidad de dispersión (Lovich et al. 2011), como la tortuga mora (Graciá y Giménez 2015; Graciá et al. 2020a). Además, dada su similitud constructiva y cercanía (todos situados en 1-2 km de distancia y 7 de 8 son tubos de drenaje idénticos), no se esperan grandes diferencias en los patrones espaciales de paso entre especies. De hecho, se espera que especies similares en tamaño o movilidad compartan los drenajes más de lo esperable por azar. Finalmente, esperamos encontrar diferencias en el patrón estacional y diario, especialmente entre los animales ectotermos y endotermos (Mata et al. 2008; Denneboom et al. 2021). Así, aunque se prevé una mayor actividad para la fauna general en primavera, se espera que las diferencias entre estaciones sean mucho más acusadas en reptiles que en otros grupos faunísticos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la carretera provincial A-1205 (km 4-6, Pulpí, Almería, España; Fig. 1). Pese a solo tener un carril por sentido, la carretera soporta un tránsito de hasta 5000 vehículos diarios (Junta de Andalucía 2019) ya que conecta la autopista AP7, las localidades de Pulpí, Pilar de Jaravía y núcleos costeros como San Juan de los Terreros o Pozo del Esparto. En su trazado cruza las Sierras de Almagrera, de Los Pinos y El Aguilón. Esta ZEC de la Red Natura 2000 cuyo uso del suelo es natural (ausencia de uso agrícola o urbano) presenta un clima mediterráneo semiárido en el que los periodos de sequía y calor son muy prolongados en el tiempo, especialmente en periodos estivales, siendo la precipitación media anual cercana a los 250 mm, la temperatura media de 17.7°C y el índice de insolación >3000 horas anuales, valores de los más altos de Europa (Junta de Andalucía 2015). Este clima condiciona una vegetación de matorral eminentemente xerófila o con alta resistencia a la aridez, idéntica a ambos lados de la carretera, y siendo abundantes especies como *Salsola oppositifolia*, *Thymelaea hirsuta*, *Retama sphaerocarpa*, *Stipa tenacissima*, *Asparagus horridus*, *Taraxacum officinale*, *Sedum sedifforme*, *Lavandula stoechas*, *Marrubium vulgare*, *Rhamnus lycioides*, *Artemisia herba-alba*, *Artemisia barrelieri*, *Rosmarinus officinalis*, *Anthyllis cytisoides*, *Pistacia lentiscus* o *Thymus vulgaris*.

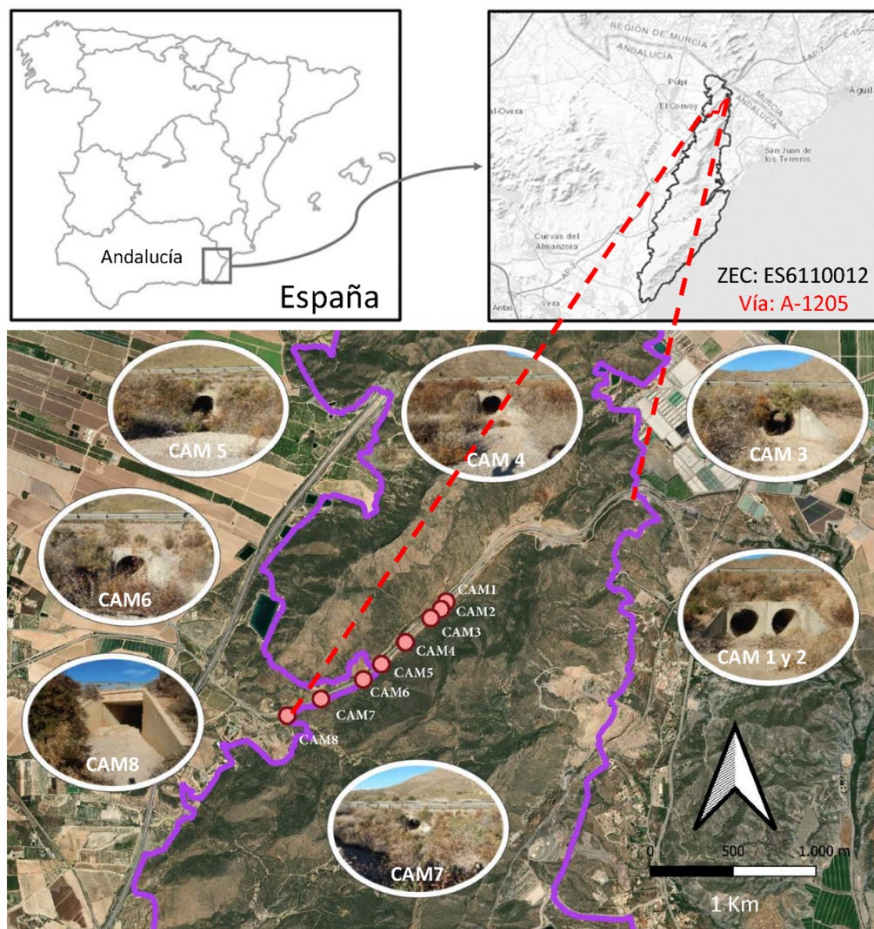


Figura 1. Área de estudio y detalle de los 8 drenajes en los que se instalaron cámaras de fototrampeo en la carretera A-1205 en el tramo que intersecciona con la ZEC Sierras Almagrera, de los Pinos y el Aguilón (ES6110012).

Figure 1. Study area and details of the 8 drainages where camera traps were installed on the A-1205 road in the section which intersects with the ZEC Sierras Almagrera, de los Pinos y el Aguilón (ES6110012).

Puntos de muestreo y procesamiento de imágenes

En esta carretera A-1205 se realizó primeramente una identificación y caracterización de 8 obras de drenaje y de su entorno (Fig. 1; Mora 2024). Estas estructuras se encuentran a una distancia media entre ellos de 466 m (± 285 m SD), siendo 7 de ellas tubos de drenaje (CAM1-CAM7) de similares características constructivas (hormigón; sin pendiente; diámetro=1.8 m; longitud <20 m) y de hábitat (uso del suelo natural, distancia los parches de vegetación más cercanos < 5 metros; Anexo I.a). El drenaje restante (CAM8) se sitúa en el mismo hábitat y es un paso inferior de 20.7 metros de longitud, sin pendiente, con sustrato de tierra y diámetro de 4.3 metros (Anexo I.a). A continuación, se anclaron cámaras de fototrampeo en el techo, en el punto central de cada uno de los 8 pasos (Anexo I.b). Las cámaras contaban con sensores de detección de movimiento (modelo *Browning Dark Ops PRO DCL*; 26 Mpx), fueron configuradas en modo alta sensibilidad y estuvieron grabando de forma continua durante un año completo (21 de junio de 2023 al 1 de julio de 2024) tanto de día como de noche (equipada con luz infrarroja).

Se registraron un total de 9996 imágenes en las 8 cámaras, que fueron revisadas una a una, de las cuales 4756 contenían animales (Fig. 2). En una segunda fase, quedaron 4094 imágenes tras la eliminación de todas las especies de invertebrados, quirópteros y aves, excepto *Alectoris rufa*, un ave de movilidad eminentemente terrestre (Nadal et al. 2018) presa clave en los ecosistemas mediterráneos (Casas y García 2022) que se encuentra en declive por pérdida de hábitat (Delibes-Mateos et al. 2012). En la última fase de filtrado, eliminamos todas aquellas fotos de individuos repetidos que no constituyen eventos de paso distintos. Para que se consideraran eventos de paso diferentes tenían que darse varias condiciones: un mínimo de 2 minutos entre imagen e imagen de la misma especie; que entre ambas imágenes haya alguna en la que ya no se visualiza a la especie, y que no se detecte un comportamiento errático en la secuencia de imágenes disponibles sino una dirección clara e inequívoca de cruce, por lo que si un individuo era identificado con un comportamiento errático ante la cámara, solo se consideraba un cruce aunque se cumplieran el resto de requisitos. Tras el filtrado de especies y la identificación de los eventos de paso únicos (en adelante detecciones), nos quedamos con 3157 detecciones de cruce de 19 especies de vertebrados en las 8 cámaras monitoreadas durante la duración del estudio (Anexos I.c y I.d).

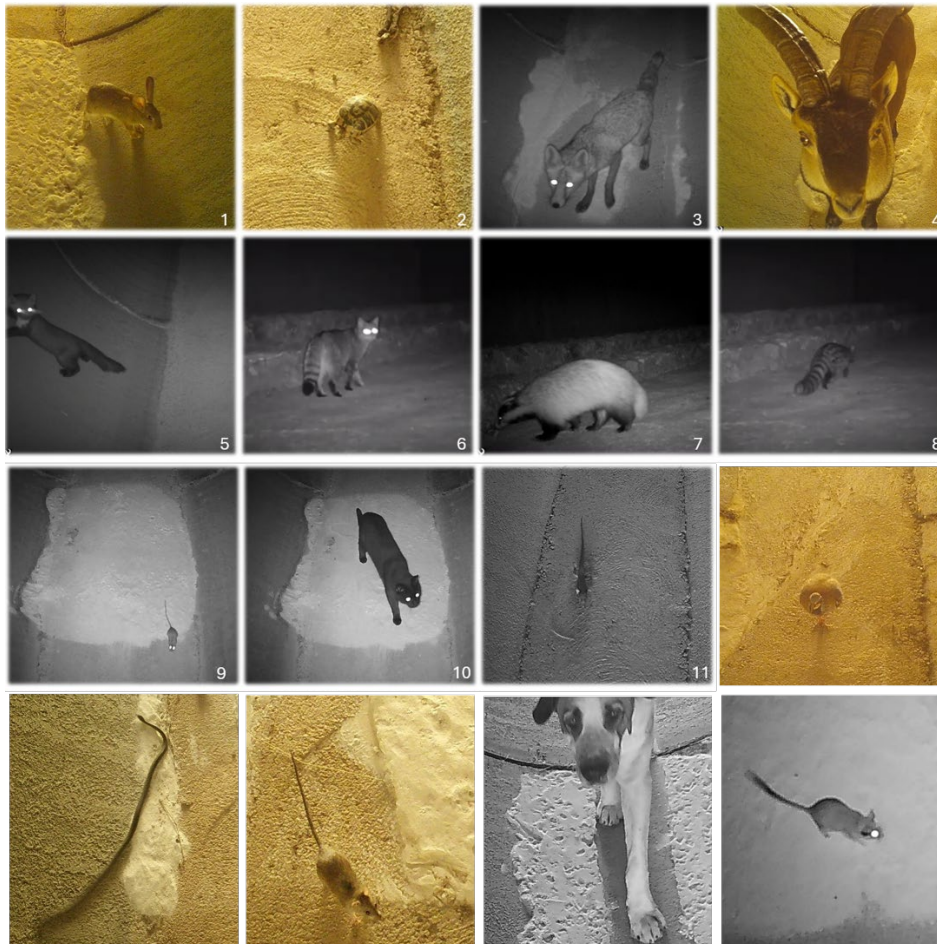


Figura 2. Ejemplo de imágenes de fauna captadas por las cámaras de fototrampeo: *Oryctolagus cuniculus* (1), *Testudo graeca* (2), *Vulpes vulpes* (3), *Capra pyrenaica* (4), *Martes foina* (5), *Felis silvestris* (6), *Meles meles* (7), *Genetta genetta* (8), *Rattus rattus* (9), *Felis catus* (10), *Timon nevadensis* (11), *Alectoris rufa* (12), *Zamenis scalaris* (13), *Mus spretus* (14), *Canis lupus familiaris* (15) y *Eliomys quercinus* (16).

Figure 2. Example of species photographs taken by camera traps in the studied drainages: *Oryctolagus cuniculus* (1), *Testudo graeca* (2), *Vulpes vulpes* (3), *Capra pyrenaica* (4), *Martes foina* (5), *Felis silvestris* (6), *Meles meles* (7), *Genetta genetta* (8), *Rattus rattus* (9), *Felis catus* (10), *Timon nevadensis* (11), *Alectoris rufa* (12), *Zamenis scalaris* (13), *Mus spretus* (14), *Canis lupus familiaris* (15) y *Eliomys quercinus* (16).

Análisis de datos

Se realizaron correlaciones de Spearman entre las detecciones de cada especie para determinar si hay especies que comparten los drenajes más o menos frecuentemente que lo esperable por azar. A continuación, se realizó un análisis de ordenación NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*), para representar gráficamente los drenajes, en función de la similitud (utilizando la distancia de Bray-Curtis) de las especies que atraviesan los mismos e identificando si hay especies que están determinando la ordenación obtenida. Complementariamente, para evaluar si existían especies que cruzaban drenajes concretos más frecuentemente de lo esperado por azar, se realizó un Modelo Lineal Generalizado (GLM) que evalúa la relación entre la frecuencia de paso (variable respuesta) con las variables explicativas Especie y Drenaje (y su interacción). Aunque se hizo una caracterización de todos los drenajes ([Anexo I.a](#)), dada su escasa variabilidad constructiva y el bajo tamaño muestral, no se pudo testar la influencia de variables constructivas concretas en el patrón observado de las detecciones de paso.

Finalmente, para evaluar el patrón temporal, se testaron las relaciones entre las detecciones mensuales y el efecto interactivo del tipo de especie, la estación del año y el periodo del día a través de modelos mixtos lineales generalizados (GLMM). Consideramos como factores fijos la especie, la estación del año y el periodo del día (día/noche), mientras que el drenaje fue considerado como un factor aleatorio. Se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) para la selección del mejor modelo y el R^2 marginal (R^2_m) para la bondad del ajuste dada por los factores fijos del modelo. Las asunciones de los modelos fueron analizadas visualmente: normalidad y homocedasticidad de los residuos. Estos análisis fueron realizados utilizando los paquetes estadísticos y de visualización *car* ([Fox y Weisber 2019](#)), *lme4* ([Bates et al. 2015](#)), *vegan* ([Dixon 2003](#)), *ggplot2* ([Wickham 2016](#)) del software libre R ([R Core Team 2024](#)).

Para los análisis se eliminaron los registros de la cámara 8, puesto que fue robada en marzo (grabó desde junio a principios de marzo), y se mantuvieron todas las imágenes de las 7 cámaras restantes (CAM1-CAM7) durante un año completo de grabación (julio 2023- junio 2024) obteniendo datos comparables de un conjunto final de 2812 detecciones (ver [Anexos I.e](#) y [I.h](#)) para ver la distribución de las detecciones por especie, drenaje, estación del año y momento del día).

Resultados

En este estudio fueron identificadas un total de 26 especies de vertebrados, incluyendo mamíferos (*Apodemus sylvaticus*, *Canis lupus familiaris*, *Capra pyrenaica*, *Eliomys quercinus*, *Felis catus*, *Felis silvestris*, *Genetta genetta*, *Martes foina*, *Meles meles*, *Mus spretus*, *Oryctolagus cuniculus*, *Rattus rattus*, *Sus scrofa*, *Vulpes vulpes*), aves (*A. rufa*, *Cecropis daurica*, *Chloris chloris*, *Galerida cristata*, *Passer domesticus*, *Phoenicurus ochruros*, *Turdus merula*, *Upupa epops*) y reptiles (*Hemorrhoids hippocrepis*, *T. graeca*, *Timon nevadensis*, *Zamenis scalaris*).

Tras el filtrado de especies, nos quedamos con 19 especies de vertebrados con movilidad terrestre en las 8 cámaras monitoreadas (ver ejemplos de especies en la [Figura 2](#) y resumen de especies por drenaje en [Anexo I.c](#)). El número de especies objetivo registrado en cada drenaje varió entre 10 (CAM1) y 14 (CAM2, CAM3 y CAM7) especies. La especie con un mayor número de detecciones fue *O. cuniculus* (1731; 54.1% de las detecciones), seguido de *R. rattus* (592; 18.5%) y *V. vulpes* (235; 7.31%). El número de detecciones medio por drenaje fue de 395 ± 195 (SD) variando entre 156 (CAM1) y 668 (CAM2). Hubo un mayor número de detecciones nocturnas (1907; 60%) que diurnas (1250; 40%), con diferencias marcadas en los patrones de actividad diaria entre las distintas especies ([Fig. 3](#)). Las especies que cruzaron casi siempre de día fueron los reptiles *Z. scalaris* (100% de detecciones diurnas), *T. nevadensis* (93%) y *T. graeca* (73%) y aves como *A. rufa* (98%), mientras que mesomamíferos como *F. silvestris* (100%), *M. foina* (100%), *M. meles* (97.7%) y *V. vulpes* (98%), o roedores como *E. quercinus* (86%) y *R. rattus* (81%) cruzaron casi siempre de noche. Respecto a los animales domésticos, los perros (*C. lupus familiaris*) cruzaron eminentemente de día (75%) mientras los gatos ferales (*F. catus*) lo hicieron de noche (90%). Otros mamíferos como *C. pyrenaica*, *O. cuniculus* y *M. spretus* cruzaron indistintamente de día y de noche (~50%).

Respecto al patrón estacional ([Tabla 1](#); [Anexos I.d](#) y [I.h](#)), mayo-junio y septiembre-octubre fueron los meses en los que se detectó un mayor tránsito de vertebrados (~300 detecciones/mes), mientras que, durante los meses de enero y febrero, las detecciones descendieron a la mitad (<150 detecciones). Existe una mayor actividad primaveral que es especialmente evidente en el caso del conejo y los reptiles, y otro pico de actividad otoñal, en el que destacan los roedores (especialmente la rata común o negra) y animales domésticos asilvestrados (especialmente los gatos ferales en otoño).

Respecto a la especie más amenazada del área de estudio, *T. graeca* ha sido registrada 11 veces utilizando 5 de los 8 drenajes monitoreados, no existiendo una selección de drenaje evidente ([Tabla 2](#)). Según el sensor de temperatura de la cámara de fototrampeo, el rango de temperaturas en los que se ha detectado tránsito de tortuga mora oscila entre los 15°C (5 de marzo a las 15:24) y los 32°C (12 de julio a las 11:37). El movimiento estacional detectado se inicia a principios de marzo, siendo este mes el de mayor número de cruces detectados (5 de 11) y todos en las horas centrales del día (13:43-15:30) con una temperatura máxima de detección de 21°C. La actividad parece prolongarse a un nivel bajo (1-2 detecciones) hasta septiembre con la excepción de agosto en los que no se detectó el uso de los drenajes ([Tabla 2](#)). Desde final de junio a septiembre parece observarse una preferencia nocturna para cruzar estos drenajes (3 detecciones entre las 23:00-05:00), oscilando la temperatura entre 22°C y 32°C en el momento de la detección.

Prácticamente todas las correlaciones significativas encontradas ($p < 0.05$) entre las distintas especies fueron de coeficiente positivo ([Tabla 3](#)). Se encontraron correlaciones positivas fuertes entre el tránsito de perros, jabalíes y zorros ($r > 0.75$). De manera similar, las detecciones de micromamíferos como *R. rattus* y *M. spretus* y de reptiles como *Z. scalaris* estuvieron positivamente correlacionados entre ellos ($r > 0.72$). El tránsito de *F. silvestris* estuvo correlacionado con el de *A. rufa* y *T. graeca* ($r = 0.87$).

Además, el NMDS (estrés=0.065; [Anexo II.a](#)) mostró que estas tres especies fueron las únicas significativas ($p<0.05$) en la ordenación de los drenajes según sus frecuencias de paso.

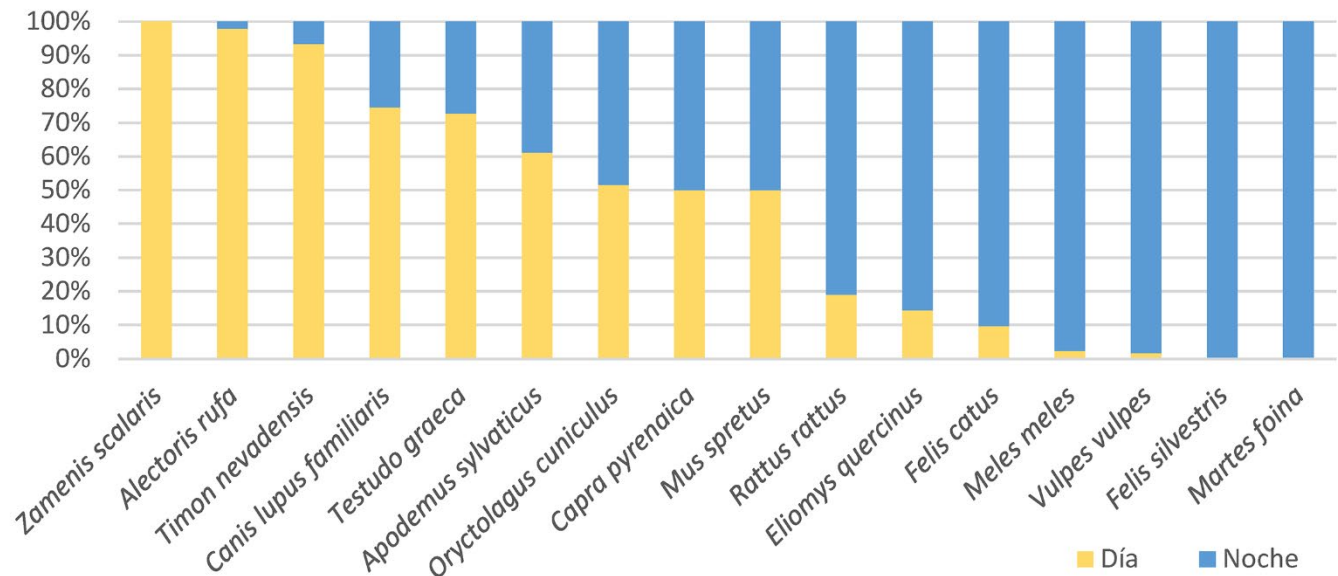


Figura 3. Porcentaje de eventos de paso detectados durante el día y la noche para las especies con más de 5 detecciones en el área de estudio.

Figure 3. Percentage of detections during daylight and night for the species with more than 5 detections in the study area.

Tabla 1. Número de detecciones por estación del año de las especies más relevantes en el área de estudio en las cámaras que grabaron durante un año completo (CAM1-CAM7).

Table 1. Number of detections per season of the most significant species in the camera traps recording during the whole year (CAM1-CAM7).

Especie	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total
<i>Alectoris rufa</i>	0	10	7	0	17
<i>Apodemus sylvaticus</i>	3	0	14	1	18
<i>Canis lupus familiaris</i>	1	17	22	7	47
<i>Capra pyrenaica</i>	10	13	20	14	57
<i>Eliomys quercinus</i>	2	1	4	0	7
<i>Felis catus</i>	3	10	65	18	96
<i>Felis silvestris</i>	1	0	3	1	5
<i>Martes foina</i>	16	24	17	4	61
<i>Meles meles</i>	11	12	11	9	43
<i>Mus spretus</i>	17	4	17	11	49
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	492	477	337	327	1633
<i>Rattus rattus</i>	102	141	263	62	568
<i>Testudo graeca</i>	7	1	0	0	8
<i>Timon nevadensis</i>	12	19	8	0	39
<i>Vulpes vulpes</i>	36	31	52	37	156
<i>Zamenis scalaris</i>	0	0	0	5	5

Tabla 2. Detalle de las detecciones de paso de tortuga mora (Testudo graeca). *La cámara 8 fue robada en marzo de 2024.**Table 2.** Detail of detection of the spur-thighed tortoise (Testudo graeca) in the road culverts. CAM8 was stolen on March 2024.

Drenaje	Fecha	Mes	Hora	Periodo	T ^a
CAM3	12/07/2023	Julio	11:37	Día	32
CAM8*	15/09/2023	Septiembre	23:19	Noche	27
CAM8*	27/09/2023	Septiembre	4:35	Noche	22
CAM3	05/03/2024	Marzo	15:24	Día	15
CAM3	14/03/2024	Marzo	15:29	Día	16
CAM3	15/03/2024	Marzo	12:32	Día	19
CAM4	15/03/2024	Marzo	15:09	Día	20
CAM4	19/03/2024	Marzo	13:43	Día	21
CAM3	03/04/2024	Abril	17:12	Día	19
CAM6	06/05/2024	Mayo	10:42	Día	22
CAM7	24/06/2024	Junio	1:49	Noche	24

Tabla 3. Resultados de las correlaciones (r) entre las detecciones de paso de las distintas especies. Solo se muestran aquellas especies que mostraron alguna correlación significativa. Las correlaciones significativas se muestran en negrita. **p<0.01; *p<0.05.**Table 3.** Correlations (r) between the detection of the different species. Only those species that showed a significant correlation are shown. Significant correlations are shown in bold. **p<0.01; *p<0.05.

	<i>Alectoris rufa</i>	<i>Canis lupus familiaris</i>	<i>Capra pyrenaica</i>	<i>Felis silvestris</i>	<i>Mus spretus</i>	<i>Rattus rattus</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Testudo graeca</i>	<i>Vulpes vulpes</i>
<i>Alectoris rufa</i>	-								
<i>Canis lupus fam.</i>	0.29	-							
<i>Capra pyrenaica</i>	-0.70	0.17	-						
<i>Felis silvestris</i>	0.87**	0.26	-0.89**	-					
<i>Mus spretus</i>	0.26	-0.17	-0.10	0.05	-				
<i>Rattus rattus</i>	0.23	-0.12	-0.17	0.13	0.88**	-			
<i>Sus scrofa</i>	0.45	0.76*	0.13	0.20	-0.06	-0.25	-		
<i>Testudo graeca</i>	0.59	0.27	-0.78*	0.87**	0.06	0.32	-0.07	-	
<i>Vulpes vulpes</i>	0.12	0.76*	0.39	0.01	-0.25	-0.29	0.76*	-0.07	-
<i>Zamenis scalaris</i>	0.52	-0.44	-0.64	0.44	0.74*	0.73*	-0.33	0.40	-0.65

Los resultados del GLM muestran que la variable Especie fue la única que resultó significativa (p -valor<0.001; $R^2=0.64$), mostrando *O. cuniculus*, *R. rattus*, *V. vulpes* y *F. catus* una frecuencia de paso significativamente mayor que el resto de especies (**Anexo II.b**). Ninguno de los drenajes ni la interacción con Especie resultó significativa. El modelo GLMM más explicativo y con menor AIC ($R^2m=0.55$; AIC=3747; **Anexo II.c**) fue el que incluyó la interacción entre Especie, Estación del año y Periodo del día (**Anexo II.d**), lo que indica que existen especies cuya frecuencia de paso es significativamente mayor en algunas estaciones y momento del día como *F. catus*, *M. foinea* y *R. rattus* que son detectadas más frecuentemente durante las noches de verano y/o otoño (**Fig. 4**; **Anexo I.h**). La interacción entre especie y periodo fue significativa ($p<0.001$), y los modelos mixtos que solo incluyeron la interacción entre Especie y Periodo del día fueron el mejor segundo modelo ($R^2m=0.52$; AIC=3787). Todas las especies que mostraron interacciones significativas (**Anexo II.e**) mostraron movimientos nocturnos (*F. catus*, *M. foinea*, *M. meles*, *R. rattus* y *V. vulpes*). De manera similar, la interacción entre especie y estación del año también resultó significativa y constituyó el tercer mejor modelo ($R^2m=0.50$; AIC=4038; **Anexo II.f**). En otoño hubo un número significativamente mayor de detecciones de *R. rattus* y *F. catus*, y en primavera y verano de *O. cuniculus*. En verano, el tránsito de *V. vulpes* fue significativamente menor que en otras estaciones del año.

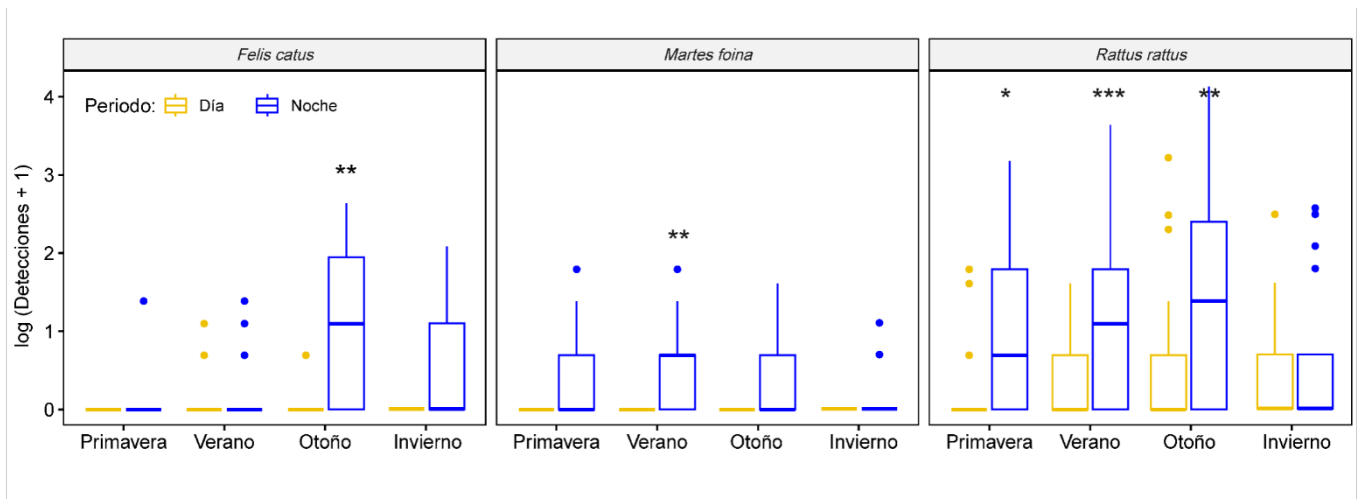


Figura 4. Diagrama de cajas mostrando las interacciones significativas entre Especie, Estación del año y Periodo del día (día o noche). La línea horizontal en negrita representa la mediana, la caja delimita el rango intercuartílico y las líneas de bigotes se extienden hasta los máximos y mínimos observados, excepto para los valores atípicos simbolizados por puntos. También se proporcionan los p valores según los GLMM ***p-valor<0.001; **p<0.01; *p<0.05.

Figure 4. Boxplot showing the significant interactions between Species, Season and Period of the day (daylight or night). The bold horizontal line represents the median, the box delimits the interquartile range and the whisker lines extend to the observed maxima and minima, except for outliers symbolised by dots. The p-values according to GLMM also provided ***p-value<0.001; **p<0.01; *p<0.05.

Discusión

El monitoreo anual de diferentes drenajes de carreteras muestra que pueden facilitar la conectividad poblacional de algunos vertebrados terrestres, incluyendo especies amenazadas y existiendo diferentes patrones temporales y de uso en función de la especie. Los resultados apuntan a que los drenajes, si están bien diseñados, pueden tener cierta importancia en la conectividad del hábitat y mitigar parcialmente la fragmentación generada por las ILT, tal y como se ha demostrado en estudios previos con marmolina en vías férreas españolas (Rodríguez et al. 1996), o con cámaras de fototrampeo en Estados Unidos (Young et al. 2023). No obstante, su funcionalidad probablemente sea menor que la de los pasos de fauna diseñados para tal fin (Soanes et al. 2013; Brunen et al. 2020; Denneboom et al. 2021), estando siempre condicionados por el tamaño de la carretera y la longitud de los mismos (a menor longitud, mayor funcionalidad; Yanes et al. 1995; Chen et al. 2021).

El monitoreo de drenajes de carreteras a través de cámaras de fototrampeo puede ofrecer información valiosa, contribuyendo a actualizar los rangos de distribución de diferentes especies de interés para la conservación y la gestión. El total de especies de vertebrados observados ha sido de 26, siendo 19 ellas de movilidad terrestre, entre las que destacan mamíferos de interés (*C. pyrenaica*, *E. quercinus*, *F. silvestris*, *G. genetta*, *M. foina*, *M. meles*, *M. spretus*, *O. cuniculus*), reptiles (*H. hippocrepis*, *T. graeca*, *T. nevadensis*, *Z. scalaris*) y aves con baja capacidad de vuelo (*A. rufa*). Por tanto, estas infraestructuras pueden ser relevantes para la conservación de fauna en áreas semiáridas como el sureste Ibérico, y los servicios ecosistémicos asociados, como la dispersión de semillas (Acosta-Rojas et al. 2019). Como contrapartida, se ha detectado el paso de especies domésticas como perros y gatos ferales, especies que pueden tener efectos negativos sobre la conservación de otros vertebrados (Twardek et al. 2017). Dada la ubicuidad de estas especies, un aspecto positivo de que estén usando los drenajes, es la potencial contribución de estas infraestructuras en la reducción del número de accidentes con vehículos. Por ejemplo, en 2022 se registraron 3155 siniestros causados por perros en España, suponiendo el 76% de los causados por fauna doméstica y casi el 10% del total (DGT 2022).

Existe una alta variabilidad en la frecuencia de paso según la especie, observándose que hay algunas especies como el conejo (*O. cuniculus*), la rata negra (*R. rattus*), el zorro rojo (*V. vulpes*) y los gatos ferales (*F. catus*) que fueron significativamente más detectadas que el resto. De hecho, la especie más frecuentemente detectada cruzando los drenajes ha sido el conejo (>50% de todas las detecciones de paso), dada su alta movilidad y la idoneidad del hábitat en esta zona de Andalucía (Delibes-Mateos et al. 2010), siendo además una presa clave en la red trófica de los ecosistemas mediterráneos (Delibes-Mateos et al. 2007, 2008). Según el Atlas de los Mamíferos de España, la rata negra y el zorro rojo han sido oficialmente detectadas previamente en localidades cercanas al área de estudio en la provincia de Almería, pero no en la misma cuadrícula UTM 10x10 km (Palomo et al. 2007). De hecho, Almería es la provincia del sureste ibérico donde el zorro rojo tiene una menor área de distribución reconocida (Palomo et al. 2007). La detección recurrente de gatos ferales en una ZEC, alejados de núcleos de población habitados, supone una amenaza para numerosas especies, especialmente aves y pequeños mamíferos en áreas mediterráneas (Mori et al. 2019). Las especies de movilidad limitada como los pequeños mamíferos y reptiles tendieron a utilizar los mismos drenajes. No se puede descartar una influencia de las características constructivas, aspecto que no ha sido testado en este estudio dado el bajo tamaño muestral y la similitud de los drenajes estudiados. De hecho, distintos diseños de pasos de fauna y drenajes pueden diferir en funcionalidad según los requerimientos de las especies presentes (D'Amico et al. 2015).

En cuanto al patrón diario, exceptuando los reptiles y las aves, la mayor parte de mamíferos detectados fueron especies de hábitos nocturnos que cruzaron los drenajes de noche (ej. *M. foina*, *M. meles* y *V. vulpes*), reflejando los patrones generales de actividad usuales de estas especies. Aunque no se detectó ningún mamífero de hábitos exclusivamente diurnos, sí que se identificaron especies que cruzaron tanto de día como de noche (*C. pyrenaica*, *O. cuniculus* y *M. spretus*). Respecto al patrón estacional, el final de la primavera e inicio del verano, así como principios de otoño fueron los momentos en los que se detectó un mayor tránsito de vertebrados. La alta actividad otoñal es evidente en un depredador como el gato doméstico y una de sus principales presas, la rata negra. La primavera suele implicar un mayor movimiento de los individuos y especialmente de animales ectotermos como los reptiles (Anadón et al. 2012) y de otros mamíferos como el conejo, dado el incremento de actividad biológica en general, y de la reproducción en particular (Ferreira 2012). En concreto, el conejo es una de las presas principales del zorro rojo (Fernández de Simon et al. 2015), y al igual que en estudios previos, hemos detectado diferencias significativas entre los patrones de actividad de ambas especies (Penteriani et al. 2013), detectando un mayor tránsito de conejos en verano, época que coincide con una menor detección de zorro rojo.

Aunque la mayor parte de las especies tienen un estatus internacional de conservación catalogado como de preocupación menor, se han detectado especies vulnerables (tortuga mora, UICN 2023a; y lirón careto, UICN 2023b) y casi amenazadas (perdiz roja, UICN 2023c) por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN). Esto concuerda con lo detectado en otras áreas de clima mediterráneo donde se ha detectado el uso de drenajes por parte de mamíferos con interés de conservación (Ng et al. 2004). Los drenajes de carretera y, especialmente los pasos de fauna, pueden ser fundamentales para endemismos ibéricos con tendencias poblacionales decrecientes como el lagarto bético (*T. nevadensis*) y otros en expansión como la cabra montés (*C. pyrenaica*), ya que disminuyen el riesgo de atropello y se facilita el crecimiento poblacional y la dispersión de las especies (Denneboom et al. 2021). Cabe destacar que la utilización de drenajes como pasos de fauna por parte de *C. pyrenaica*, que sepamos, no ha sido documentado hasta ahora en la bibliografía científica. De hecho, a nivel mundial, apenas hay evidencias de ungulados cruzando tubos de drenaje (Ng et al. 2004). La detección recurrente de gato montés (*F. silvestris*), una especie que presenta bajas densidades y sobre la que se tienen pocos datos fiables (Gil-Sánchez et al. 2020), pueden suponer datos valiosos para su gestión y la del territorio. Dados sus requisitos de hábitat para su dispersión y sensibilidad a la fragmentación, se considera una especie representativa para la consecución de una Infraestructura Verde efectiva a nivel nacional (Ecoperfiles; MITECO 2023). El lirón careto, aunque no parece tener amenazas graves, ha sufrido un acusado descenso poblacional en los últimos años en España (Palomo et al. 2007). Por tanto, el monitoreo con cámaras trampa en pasos de fauna o drenajes en ILTs puede aportar datos que ayuden a determinar variaciones demográficas de especies de interés a escala local.

El vertebrado terrestre más amenazado detectado en el área de estudio fue la tortuga mora (*T. graeca*), catalogada “en Peligro de Extinción” según el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas (Junta de Andalucía 2012) incluida en la Lista Roja de la UICN como vulnerable (Baillie y Groombridge 1996), como estrictamente protegida en la Convención de Berna (Anexo II; Consejo de Europa 1979) y la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES 2013). Esta especie de distribución restringida y movimiento limitado ha sido registrada 11 veces cruzando los drenajes, lo que supone la primera evidencia de uso de pasos de fauna u obras de drenaje en una ILT en el conjunto de su área de distribución. Además, existen escasos estudios hasta la fecha, que evidencien el uso de drenajes como pasos de fauna por parte de reptiles (Jones et al. 2022; Harju et al. 2024). De hecho, en tortugas de tierra solo tenemos constancia del uso aislado por parte de un individuo de tortuga del desierto de Mojave (*Gopherus agassizii*; Harju et al. 2024). Hasta la fecha, el comportamiento observado en las carreteras anchas es evitar cruzarlas (Paterson et al. 2019), a pesar de tener un movimiento cercano a las mismas y no variar su selección de hábitat (Weigand et al. 2019). Estudios previos mediante radio-seguimiento y control de huellas con marmolina realizados en poblaciones cercanas con densidades similares a las de nuestro trabajo no detectaron ninguna evidencia de paso (Anadón et al. 2009; Botella et al. 2008). La pérdida y fragmentación del hábitat es la principal amenaza para la tortuga mora (Graciá et al. 2020a). Nuestros resultados permiten plantear la posibilidad de que estas infraestructuras de paso puedan contribuir parcialmente a corregir la pérdida de conectividad entre poblaciones ocasionada por las ILT, aunque es necesario realizar estudios específicos que incluyan distintos tipos de drenajes con distintas características constructivas para obtener conclusiones robustas. Todas las detecciones fueron de adultos y 5 de las 11 ocurrieron en marzo en las horas centrales del día (mayor insolación y temperatura), un mes clave para la reproducción de la especie, en el que especialmente los machos están más activos tras la hibernación recorriendo mayores distancias en busca de hembras (Graciá et al. 2020b; Jiménez-Franco et al. 2020). Se detectaron cruces esporádicos todos los meses desde marzo a septiembre (salvo agosto-estivación), no detectándose movimiento durante los meses de hibernación, por lo que el uso de drenajes refleja el patrón estacional de actividad de la especie (Anadón et al. 2012).

La construcción de pasos de fauna parece insuficiente en las carreteras españolas. Aunque los drenajes de carreteras que incorporen ciertas características en su diseño pueden incrementar parcialmente la conectividad de las poblaciones de distintas especies de vertebrados (Chen et al. 2021), futuros estudios deben de alcanzar una mayor representatividad espacial, evaluando un mayor número de tipologías de drenaje (pasos inferiores, tubos, marcos, etc.) que atraviesen ILT de diferente magnitud y uso (autovías, tren de alta velocidad, carreteras nacionales, regionales y comarcales) y en un mayor número de ZEC y diversidad de hábitats, para poder extraer conclusiones generalizables (Denneboom et al. 2021). Pese a los recientes avances en la sensibilidad de las cámaras de fototrampeo que han redundado en un aumento de la fiabilidad y eficacia de la detección de especies de pequeño tamaño, incluidos reptiles, anfibios y mamíferos, el uso de una sola cámara puede infradetectar el paso de pequeños mamíferos (Jumeau et al. 2017). Por el contrario, aunque no podemos garantizar que alguno de los eventos de paso fuera en realidad un cruce abortado, dada la metodología utilizada y los patrones de movimiento observados de las distintas especies, estos parecen mínimos entre el total de cruces detectados. En cualquier caso, dada la limitada longitud de los drenajes (cruzan una carretera regional de un carril en cada sentido) y los resultados obtenidos, el uso de una cámara en el punto central del paso durante un año completo de grabación puede ofrecer un indicador representativo del uso de los pasos de fauna. Estos

estudios suelen limitarse a poco más de un mes (Kays et al. 2020), mientras que éste suple el bajo tamaño muestral y las limitaciones en el número de cámaras con una amplia representatividad temporal.

Finalmente, de manera general y a tenor de los resultados, el incremento de la densidad de drenajes podría disminuir la mortalidad de especies vulnerables, casi amenazadas o en peligro de extinción y aumentar la conectividad de las poblaciones. Sin embargo, su eficacia dependerá en gran medida del diseño, características y ubicación de cada uno de ellos, tanto en la red de carreteras como en la matriz espacial que conforma el paisaje a una escala regional (Brunen et al. 2020; Young et al. 2023). Además, un correcto diseño de los drenajes para permitir el tránsito de fauna debería ir acompañado de un vallado perimetral o cerramiento de la vía que evite el cruce en superficie y un potencial atropello, conduciendo a los individuos hacia los pasos de fauna o drenajes existentes (Crawford et al. 2018; Boyle et al. 2021). Es importante llevar a cabo estudios complementarios para ampliar la comprensión de las necesidades particulares de los drenajes y aumentar su permeabilidad para especies amenazadas, de movimiento limitado o con distribución restringida, y poder establecer así medidas de gestión que favorezcan la conectividad paisajística de especies como la tortuga mora (Jiménez-Franco et al. 2022). La construcción y adecuación de pasos de fauna que logren ser funcionales para esta especie, también lo deberían ser para el resto de la comunidad de vertebrados terrestres en el sureste Ibérico, un aspecto que debería ser tenido en cuenta en la estrategia de Infraestructura Verde en España (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015; MITECO 2021). La restauración de las zonas colindantes, su revegetación con especies autóctonas en las entradas para atraer individuos, la renaturalización del suelo (evitar materiales corrugados), la reducción de escalones o instalación de rampas para disminuir la pendiente, pueden ser medidas que aumenten el uso de los drenajes por parte de la fauna, especialmente aquella con una capacidad de movimiento limitada como la tortuga mora (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015).

Conclusiones

Actualmente existe una evidente falta de pasos de fauna que reduzcan la fragmentación del territorio causada por las carreteras, y aumenten la conectividad de las poblaciones de vertebrados terrestres. De manera complementaria, los drenajes de carreteras pueden actuar parcialmente como pasos de fauna para los vertebrados terrestres pero su funcionalidad como tal ha sido menos estudiada. En este estudio, se han detectado un total de 19 especies de vertebrados terrestres en los 8 drenajes monitoreados durante un año en la provincia de Almería, incluyendo endemismos ibéricos como la cabra montés (*C. pyrenaica*) o el lagarto bético (*T. nevadensis*), así como otras especies de interés para la conservación o la conectividad paisajística como diversos mamíferos (gato montés, lirón careto) y reptiles (tortuga mora). Además, mamíferos abundantes en el área de estudio como el conejo (*O. cuniculus*), la rata negra (*R. rattus*) o el zorro rojo (*V. vulpes*) fueron las especies que más los han utilizado.

El patrón temporal general muestra que el tránsito de vertebrados fue mayor durante mayo-junio y septiembre-octubre. Los mamíferos tuvieron preferencia por el uso nocturno de los drenajes, mientras que animales ectotermos como los reptiles fueron captados cruzando casi siempre durante el día. Las limitaciones del estudio impidieron la detección de un patrón espacial claro, por lo que es necesario aumentar el tamaño muestral y la representatividad espacial y constructiva. Para ello, el fototrampeo es una metodología no invasiva que se ha demostrado efectiva para la detección de especies esquivas y de pequeño tamaño.

Como gran novedad, hemos conseguido registros fotográficos mediante el uso de cámaras de fototrampeo de tortuga mora (*T. graeca*), un reptil amenazado de distribución mundial restringida, cruzando un drenaje de carretera o paso de fauna, algo que no se había conseguido previamente. Los pasos o drenajes que permiten el tránsito de tortuga mora, una especie de limitado movimiento y capacidad de dispersión limitada, podrían garantizar el de otras muchas especies de vertebrados en el sureste ibérico.

Finalmente, aunque hayamos detectado que los drenajes de carreteras puedan fomentar la conectividad de hábitats naturales presentes en un paisaje mediterráneo, esto no implica que sean equivalentes en funcionamiento y prestaciones a pasos de fauna específicamente diseñados para tal fin en las ILT.

Contribución de autores

Conceptualización: AG, MVJF, DB; Curado de datos: RM, GS, CA, NP, MVJF, DB; Análisis formal: DB, MVJF; Financiación: AG, MVJF; Escritura – borrador original: DB, MVJF, RM; Escritura – revisión y edición: DB, MVJF, AG, NP.

Disponibilidad de datos

Los datos recogidos por las cámaras de fototrampeo se encuentran disponibles en el [Anexo III](#) de este documento, donde se muestran el número de detecciones diurnas y nocturnas por cámara y mes de las distintas especies objetivo.

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Estos datos han sido obtenidos en el marco del proyecto “*Trabajos de diagnóstico del estado de conservación de la tortuga mora y bases para su recuperación en la provincia de Almería. Trabajos previos a la redacción del proyecto de medidas compensatorias para la tortuga mora, derivadas de la ejecución del corredor mediterráneo de alta velocidad. Tramo: Murcia-Almería.*” financiado por ADIF Alta Velocidad. Otras fuentes de financiación fueron la Generalitat Valenciana (Proyecto de Investigación de Grupos Emergentes CIGE/2021/157) y un contrato postdoctoral “Juan de la Cierva-Incorporación” (referencia

IJC2019-039145-I; MCIN/AEI/ 10.13039/501100011033) de MVJF. Agradecer a Francisco Botella-Robles, Juan Manuel Pérez-García y María Isabel García de la Fuente por su asesoramiento y ayuda en la instalación de cámaras trampa. La instalación de las cámaras y grabación fue autorizada por la Dirección General de Política Forestal y Biodiversidad de la Junta de Andalucía (Ref. 202362000001858). Agradecer a la empresa Biocyma por su participación en el monitoreo y a los técnicos de la Junta de Andalucía por su colaboración y ayuda. Finalmente, agradecer la desinteresada labor de revisores y editores por su crítica constructiva y su contribución a mejorar la calidad del manuscrito.

Los autores/as declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Acosta-Rojas, D.C., Jiménez-Franco, M.V., Zapata-Pérez, V.M., De la Rúa, P., Martínez-López, V. 2019. An integrative approach to discern the seed dispersal role of frugivorous guilds in a Mediterranean semiarid priority habitat. *PeerJ* 7, e7609. <https://doi.org/10.7717/peerj.7609>
- Anadón, J.D., Giménez, A., Ballestar, R., Pérez, I. 2009. Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance. *Conservation Biology* 23, 617–625. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01145.x>
- Anadón, J.D., Wiegand, T., Giménez, A. 2012. Individual-based movement models reveals sex-biased effects of landscape fragmentation on animal movement. *Ecosphere* 3(7), 1-32. <https://doi.org/10.1890/ES11-00237.1>
- Arca-Rubio, J., Moreno-Rueda, G., Ortega, Z. 2023. The distribution of vertebrate roadkill varies by season, surrounding environment, and animal class. *European Journal of Wildlife Research* 69(3), 42. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01669-z>
- Baillie, J., Groombridge, B. 1996. *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
- Balkenhol, N., Waits, L.P. 2009. Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology* 18(20), 4151-4164. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04322.x>
- Barrientos, R., Ascensão, F., Beja, P., Pereira, H.M., Borda-de-Água, L. 2019. Railway ecology vs. road ecology: similarities and differences. *European Journal of Wildlife Research* 65, 1-9. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1248-0>
- Barrientos, R., Ascensão, F., D'Amico, M., Grilo, C., Pereira, H.M. 2021. The lost road: Do transportation networks imperil wildlife population persistence?. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19(4), 411-416. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.07.004>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using the lme4 package in R. *Journal of Statistical Software*, 67, 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Biswas, G., Sengupta, A., Alfaisal, F.M., Alam, S., Alharbi, R.S., Jeon, B.H. 2023. Evaluating the effects of landscape fragmentation on ecosystem services: A three-decade perspective. *Ecological Informatics* 77, 102283. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102283>
- Botella, F., Giménez, A., Bordonado, S., Sempere, R.A. 2008. *Plan de Seguimiento de los pasos de fauna y drenajes en la autopista Cartagena-Vera*. Universidad Miguel Hernández de Elche, Elche, Alicante, España.
- Botting, I., Ascensão, F., Navarro, L.M., Paniw, M., Tablado, Z., Román, J., et al. 2023. The road to success and the fences to be crossed: considering multiple infrastructure in landscape connectivity modelling. *Wildlife Biology* e01187. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01187>
- Boyle, S.P., Keevil, M.G., Litzgus, J.D., Tyerman, D., Lesbarrères, D. 2021. Road-effect mitigation promotes connectivity and reduces mortality at the population-level. *Biological Conservation* 261, 109230. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109230>
- Brunen, B., Daguét, C., Jaeger, J.A. 2020. What attributes are relevant for drainage culverts to serve as efficient road crossing structures for mammals?. *Journal of Environmental Management* 268, 110423. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110423>
- Caballero-Díaz, C., Rodríguez, C., Oñorbe, M., García, F.J., Cabezas-Díaz, S., López, C., et al. 2024. Atropellos de anfibios y reptiles en las carreteras españolas: primeros resultados del Proyecto SAFE. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 35, 60-70.
- Casas, F., García, J.T. 2022. *The Future of the Red-legged Partridge: Science, Hunting and Conservation* (Vol. 6). Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-96341-5>
- Chen, H.L., Posthumus, E.E., Koprowski, J.L. 2021. Potential of small culverts as wildlife passages on forest roads. *Sustainability* 13(13), 7224. <https://doi.org/10.3390/su13137224>
- CITES. 2013. *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*. CITES Secretariat, Geneva, Switzerland.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K. 2001. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38(6), 1340-1349. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00678.x>
- Colino-Rabanal, V.J., Lizana, M. 2012. Herpetofauna and roads: a review. *Basic and Applied Herpetology* 26, 5-31. <https://doi.org/10.11160/bah.12008>
- Consejo de Europa. 1979. *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*. Berne, Switzerland.
- Crawford, B.A., Moore, C.T., Norton, T.M., Maerz, J.C. 2018. Integrated analysis for population estimation, management impact evaluation, and decision-making for a declining species. *Biological Conservation* 222, 33-43. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.023>
- D'Amico, M., Clevenger, A.P., Román, J., Revilla, E. 2015. General versus specific surveys: Estimating the suitability of different road-crossing structures for small mammals. *The Journal of Wildlife Management* 79(5), 854-860. <https://doi.org/10.1002/jwmg.900>
- Delibes-Mateos, M., Redpath, S.M., Angulo, E., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137(1), 149-156. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.024>
- Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology* 22(5), 1106-1117. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00993.x>
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.Á., Olivero, J., Vargas, J.M. 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 37(2), 169-176. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000214>
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.Á., Olivero, J., Vargas, J.M. 2012. Impact of land-use changes on red-legged partridge conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 39(4), 337-346. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000100>
- Denneboom, D., Bar-Massada, A., Schwartz, A. 2021. Factors affecting usage of crossing structures by wildlife—A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment* 777, 146061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146061>
- DGT. 2022. *Siniestralidad vial con implicación de animales*. Observatorio Nacional de Seguridad Vial, Madrid, España. Acceso: https://www.dgt.es/export/sites/web-DGT/galleries/downloads/dgt-en-cifras/24h/Informe_implicacion_animales_version-web.pdf

- Dixon, P. 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of vegetation science* 14(6), 927-930. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>
- Fernández de Simon, J., Díaz-Ruiz, F., Rodríguez-de la Cruz, M., Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., Ferreras, P. 2015. Can widespread generalist predators affect keystone prey? A case study with red foxes and European rabbits in their native range. *Population ecology* 57, 591-599. <https://doi.org/10.1007/s10144-015-0510-5>
- Ferreira, C. 2012. European rabbit research in the Iberian Peninsula: state of the art and future perspectives. *European Journal of Wildlife Research* 58(6), 885-895. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0664-9>
- Fox, J., Weisberg, S. 2019. *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks, California, USA.
- Gil-Sánchez, J.M., Barea-Azcón, J.M., Jaramillo, J., Herrera-Sánchez, F.J., Jiménez, J., Virgós, E. 2020. Fragmentation and low density as major conservation challenges for the southernmost populations of the European wildcat. *PLoS One* 15(1), e0227708. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227708>
- Glista, D.J., DeVault, T.L., DeWoody, J.A. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and urban planning* 91(1), 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>
- Graciá, E., Giménez, A. 2015. La tortuga mora (*Testudo graeca*) en la península ibérica y en las islas Baleares. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 26(2), 28-35.
- Graciá, E., Rodríguez-Caro, R.C., Martínez-Silvestre, A., Pérez-Ibarra, I. Amahjour, R. Aranda, C., et al. 2020a. From troubles to solutions: conservation of Mediterranean tortoises under global change. *Basic and Applied Herpetology* 34, 5-16. <https://doi.org/10.11160/bah.196>
- Graciá, E., Rodríguez-Caro, R.C., Sanz-Aguilar, A., Anadón, J.D., Botella, F., García-García, A.L., et al. 2020b. Assessment of the key evolutionary traits that prevent extinctions in human-altered habitats using a spatially explicit individual-based model. *Ecological Modelling* 415, 108823. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108823>
- Harju, S., Cambrin, S., Berg, J. 2024. Indirect impacts of a highway on movement behavioral states of a threatened tortoise and implications for landscape connectivity. *Scientific Reports* 14(1), 716. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-51378-z>
- Holderegger, R., Di Giulio, M. 2010. The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology* 11(6), 522-531. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.06.006>
- Inman, R.D., Esque, T.C., Nussear, K.E. 2023. Dispersal limitations increase vulnerability under climate change for reptiles and amphibians in the southwestern United States. *The Journal of Wildlife Management* 87(1), e22317. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22317>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D.E., Coscieme, L., Golden, A.S., et al. 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science advances* 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Jiménez-Franco, M. V., Giménez, A., Rodríguez-Caro, R. C., Sanz-Aguilar, A., Botella, F., Anadón, J. D., et al. 2020. Sperm storage reduces the strength of the mate-finding Allee effect. *Ecology and Evolution* 10(4), 1938-1948. <https://doi.org/10.1002/ece3.6019>
- Jiménez-Franco, M.V., Graciá, E., Rodríguez-Caro, R.C., Anadón, J.D., Wiegand, T., Botella, F., Giménez, A. 2022. Problems seeded in the past: lagged effects of historical land-use changes can cause an extinction debt in long-lived species due to movement limitation. *Landscape Ecology* 37(5), 1331-1346. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01388-3>
- Jones, M.D., Marshall, B.M., Smith, S.N., Crane, M., Silva, I., Artchawakom, T., et al. 2022. How do King Cobras move across a major highway? Unintentional wildlife crossing structures may facilitate movement. *Ecology and Evolution* 12(3), e8691. <https://doi.org/10.1002/ece3.8691>
- Jumeau, J., Petrod, L., Handrich, Y. 2017. A comparison of camera trap and permanent recording video camera efficiency in wildlife underpasses. *Ecology and evolution* 7(18), 7399-7407. <https://doi.org/10.1002/ece3.3149>
- Junta de Andalucía. 2012. *Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y fauna silvestres y sus hábitats*. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, Sevilla, España.
- Junta de Andalucía. 2015. *Plan de Gestión de la Zona Especial de Conservación Sierras Almagrera, de Los Pinos y El Aguilón (ES6110012)*. Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul, Sevilla, España.
- Junta de Andalucía. 2019. *Plan de aforos de la red autonómica de carreteras de Andalucía. Provincia de Almería*. Consejería de fomento, Infraestructuras y Ordenación del Territorio, Sevilla, España.
- Kays, R., Arbogast, B.S., Baker-Whetton, M., Beirne, C., Boone, H.M., Bowler, M., et al. 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when?. *Methods in Ecology and Evolution* 11(6), 700-713. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13370>
- Keinath, D.A., Doak, D.F., Hodges, K.E., Prugh, L.R., Fagan, W., Sekercioglu, C.H., et al. 2017. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography* 26(1), 115-127. <https://doi.org/10.1111/geb.12509>
- Liu, J., Wilson, M., Hu, G., Liu, J., Wu, J., Yu, M. 2018. How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship?. *Landscape Ecology* 33, 341-352. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0620-5>
- Lovich, J.E., Ennen, J.R., Madrak, S., Grover, B. 2011. Turtles and culverts, and alternative energy development: An unreported but potentially significant mortality threat to the Desert Tortoise (*Gopherus agassizii*). *Chelonian Conservation and Biology* 10(1), 124-129. <https://doi.org/10.2744/CCB-0864.1>
- Martini, A.R., Bélanger-Smith, K. 2016. Factors influencing the discovery and use of wildlife passages for small fauna. *Journal of Applied Ecology* 53(3), 825-836. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12616>
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., Malo, J.E. 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88(3), 407-415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.014>
- Meijer, J.R., Huijbregts, M.A., Schotten, K.C., Schipper, A.M. 2018. Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters* 13(6), 064006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42>
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2015. *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales (segunda edición, revisada y ampliada)*. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 1. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- MITECO. 2021. *Estrategia Nacional de la Infraestructura Verde y de la Conectividad y la Restauración Ecológicas*. Gobierno de España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid, España.
- MITECO. 2023. *Análisis demostrativo de conectividad ecológica de ecoperfiles de especies en la península ibérica*. Gobierno de España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid, España
- Mora, R. 2024. *Evaluación de la efectividad de pasos de fauna para la conectividad de poblaciones de vertebrados*. Trabajo Fin de Grado. Universidad Miguel Hernández de Elche, Elche, España.

- Mori, E., Menchetti, M., Camporesi, A., Caviglioli, L., Tabarelli de Fatis, K., Girardello, M. 2019. License to kill? Domestic cats affect a wide range of native fauna in a highly biodiverse Mediterranean country. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7, 477. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00477>
- Nadal, J., Ponz, C., Margalida, A. 2018. Body proportions for the facilitation of walking, running and flying: the case of partridges. *BMC Evolutionary Biology* 18, 1-9. <https://doi.org/10.1186/s12862-018-1295-x>
- Ng, S.J., Dole, J.W., Sauvajot, R.M., Riley, S.P., Valone, T.J. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115(3), 499-507. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00166-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00166-6)
- Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. 2007. *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, España.
- Paterson, J.E., Baxter-Gilbert, J., Beaudry, F., Carstairs, S., Chow-Fraser, P., Edge, C.B., et al. 2019. Road avoidance and its energetic consequences for reptiles. *Ecology and Evolution* 9(17), 9794-9803. <https://doi.org/10.1002/ece3.5515>
- Penteriani, V., Kuparinen, A., del Mar Delgado, M., Palomares, F., López-Bao, J.V., Fedriani, J.M., et al. 2013. Responses of a top and a meso predator and their prey to moon phases. *Oecologia* 173, 753-766. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2651-6>
- R Core Team 2024. *R: A language and environment for statistical computing*. Version 4.3. 1. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Rivera-Ortíz, F.A., Aguilar, R., Arizmendi, M.D.C., Quesada, M., Oyama, K. 2015. Habitat fragmentation and genetic variability of tetrapod populations. *Animal Conservation* 18(3), 249-258. <https://doi.org/10.1111/acv.12165>
- Rodríguez, A., Crema, G., Delibes, M. 1996. Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33, 1527-1540. <https://doi.org/10.2307/2404791>
- Rytwinski, T., Fahrig, L. 2012. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation* 147(1), 87-98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.023>
- Sala, O.E., Stuart-Chapin, F., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sánchez-Fernández, M., Barrigón Morillas, J.M., Montes González, D., de Sanjosé Blasco, J.J. 2022. Impact of roads on environmental protected areas: analysis and comparison of metrics for assessing habitat fragmentation. *Land* 11(10), 1843. <https://doi.org/10.3390/land11101843>
- Soanes, K., Lobo, M.C., Vesk, P.A., McCarthy, M.A., Moore, J.L., Van Der Ree, R. 2013. Movement re-established but not restored: inferring the effectiveness of road-crossing mitigation for a gliding mammal by monitoring use. *Biological Conservation* 159, 434-441. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.016>
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3), 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Twardek, W.M., Peiman, K.S., Gallagher, A.J., Cooke, S.J. 2017. Fido, Fluffy, and wildlife conservation: The environmental consequences of domesticated animals. *Environmental Reviews* 25(4), 381-395. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0111>
- IUCN 2023a. *Testudo graeca*. En: *La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. Versión 2022-1. Obtenido de: <https://www.iucnredlist.org/es/species/21646/9305693>
- IUCN 2023b. *Eliomys quercinus*. En: *La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. Versión 2022-1. Obtenido de: <https://www.iucnredlist.org/es/species/7618/3139783>
- IUCN 2023c. *Alectoris rufa*. En: *La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. Versión 2022-1. Obtenido de: <https://www.iucnredlist.org/es/species/22678711/166184840>
- van der Grift, E.A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J.A.G., Klar, N., Madriñan, L.F., Olson, L., 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation* 22, 425-448. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0421-0>
- van der Ree, R., Smith, D.J., Grilo, C. 2015. *Handbook of road ecology*. John Wiley Sons, Chichester, West Sussex, United Kingdom. <https://doi.org/10.1002/9781118568170>
- Warnock-Juteau, K., Bolduc, V., LoScerbo, D., Anderson, M., Daguet, C., Jaeger, J.A. 2022. Co-use of existing crossing structures along roads by wildlife and humans: Wishful thinking?. *Nature Conservation* 47, 235-270. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.47.73060>
- Wearn, O.R., Glover-Kapfer, P. 2019. Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *Royal Society Open Science* 6(3), 181748. <https://doi.org/10.1098/rsos.181748>
- Weigand, N.M., Wagner, R.B., Tonra, C.M., Popescu, V.D. 2019. Proximity to highways has limited influence on space use and physiology of terrestrial testudines. *European Journal of Wildlife Research* 65(5), 80. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1315-1>
- Wickham, H. 2016. *ggplot2. Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer Nature, Cham, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4_9
- Yanes, M., Velasco, J.M., Suárez, F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* 71(3), 217-222. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00028-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00028-0)
- Young, G., King, R., Allen, B.L. 2023. Where do wildlife cross the road? Experimental evaluation reveals fauna preferences for multiple types of crossing structures. *Global Ecology and Conservation* 46, e02570. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02570>

Anexo I. Características básicas de los drenajes de carretera y su uso como pasos de fauna / Annex I. Basic characteristics of road culverts and their use as wildlife crossings

Anexo I.a. Características constructivas (tipo, diámetro, longitud, índice de apertura=longitud/sección, cobertura de matorral y distancia al refugio de vegetación más cercano) y número de especies (Spp) y detecciones (Detec) de los distintos drenajes estudiados. Formato de las coordenadas: WGS84. *La cámara 8 fue robada en marzo de 2024 y no fue considerada en los análisis estadísticos.

Anexo I.a. Constructive characteristics (type, diameter, length, openness index=length/section, shrub cover, and distance to the nearest vegetation patch) and number of species (Spp) and detections (Detec) of the different road culverts. Coordinate format: WGS84. *Camera 8 was stolen in March 2024 and was not considered in the statistical analyses.

Drenaje	X	Y	Spp	Detec. Total	Tipo	Diám. (m)	Long (m)	Indic. apert	Cob. matorral	Dist. refugio (m)
CAM1	-1.70789	37.39534	10	156	Tubo	1.8	19.8	0.127	87	3.6
CAM2	-1.70793	37.39532	14	668	Tubo	1.8	19.8	0.127	85	3.6
CAM3	-1.70855	37.39479	14	650	Tubo	1.8	17.4	0.147	95	3.2
CAM4	-1.71029	37.39351	13	494	Tubo	1.8	17.2	0.148	95	2.4
CAM5	-1.71196	37.39233	13	356	Tubo	1.8	19.6	0.127	95	5
CAM6	-1.71320	37.39151	11	242	Tubo	1.8	19.7	0.130	95	2.7
CAM7	-1.71611	37.39048	14	384	Tubo	1.8	15	0.170	95	2.1
CAM8*	-1.71842	37.38960	13	207	Paso	4.3	20.7	0.422	95	4.6

Anexo I.b. Cámara tipo de fototrampeo Browning Dark Ops PRO DCL instalada en las obras de drenaje de la carretera A1205.

Anexo I.b. Browning Dark Ops PRO DCL was the photo-trap camera model installed at the A1205 road culverts.



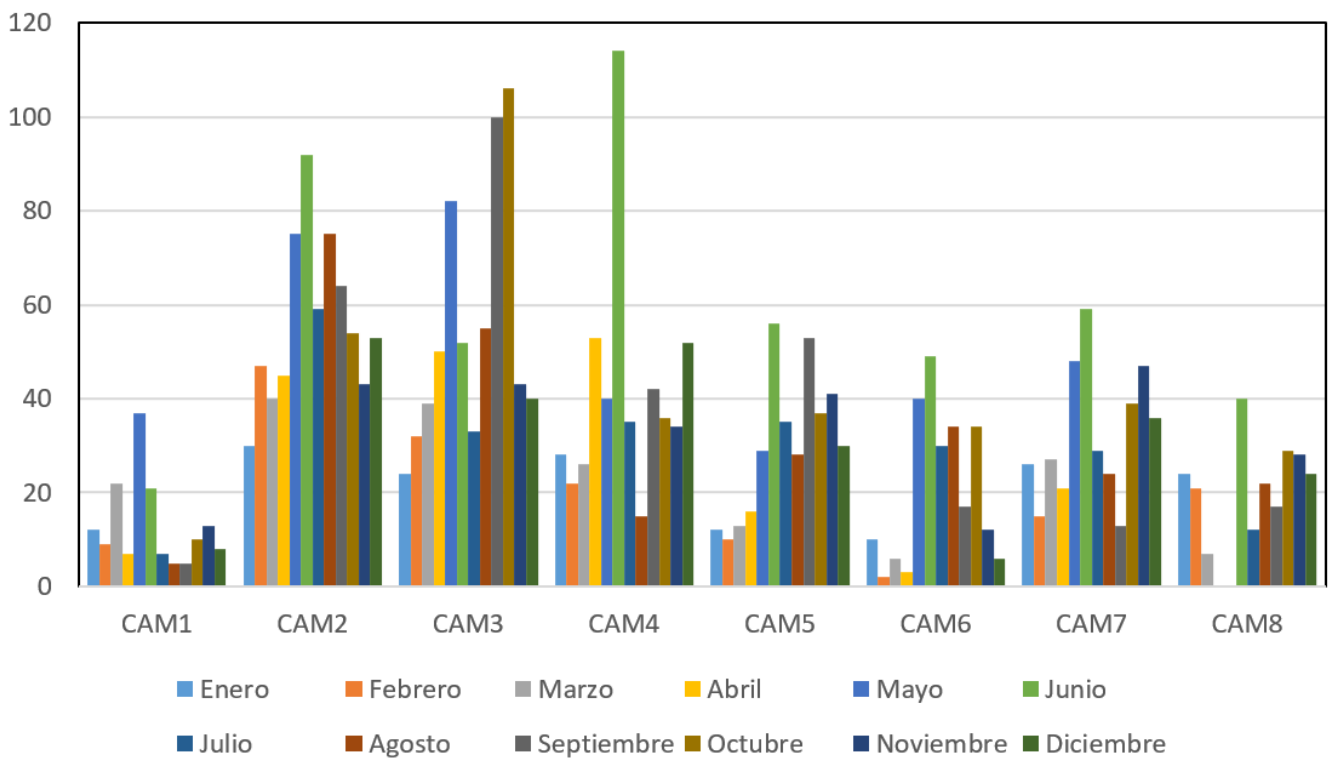
Anexo I.c. Detecciones de paso totales durante todo el periodo de grabación por drenaje de las especies objetivo. *La cámara 8 fue robada en marzo de 2024.

Anexo I.c. Total wildlife crossings events of target species detected by road culvert during the recording period. *The camera 8 was stolen in March 2024.

Especie	CAM1	CAM2	CAM3	CAM4	CAM5	CAM6	CAM7	CAM8	Total
<i>Alectoris rufa</i>	0	3	4	3	1	0	6	29	46
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0	2	15	0	1	0	0	0	18
<i>Canis lupus familiaris</i>	2	15	8	11	3	7	1	12	59
<i>Capra pyrenaica</i>	4	26	0	3	20	7	0	0	60
<i>Eliomys quercinus</i>	0	2	0	2	1	0	2	0	7
<i>Felis catus</i>	2	10	4	21	25	18	28	16	124
<i>Felis silvestris</i>	0	0	3	1	0	0	1	12	17
<i>Genetta genetta</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Hemorrhois hipocrepis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Martes foina</i>	2	8	9	7	28	12	2	1	69
<i>Meles meles</i>	1	16	2	1	1	9	19	38	87
<i>Mus spretus</i>	1	4	33	0	2	2	7	1	50
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	123	489	212	405	212	71	184	35	1731
<i>Rattus rattus</i>	1	36	330	6	28	80	107	4	592
<i>Sus scrofa</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	2
<i>Testudo graeca</i>	0	0	5	2	0	1	1	2	11
<i>Timon nevadensis</i>	4	11	6	2	0	3	16	0	42
<i>Vulpes vulpes</i>	16	45	18	30	33	32	6	55	235
<i>Zamenis scalaris</i>	0	0	1	0	0	0	4	0	5
Total	156	668	650	494	356	242	384	207	3157

Anexo I.d. Detecciones de paso totales durante todo el periodo de grabación por drenaje y mes. *La cámara 8 fue robada en marzo de 2024.

Anexo I.d. Total wildlife crossings events detected by road culvert and month during the recording period. *Camera 8 was stolen in March 2024.



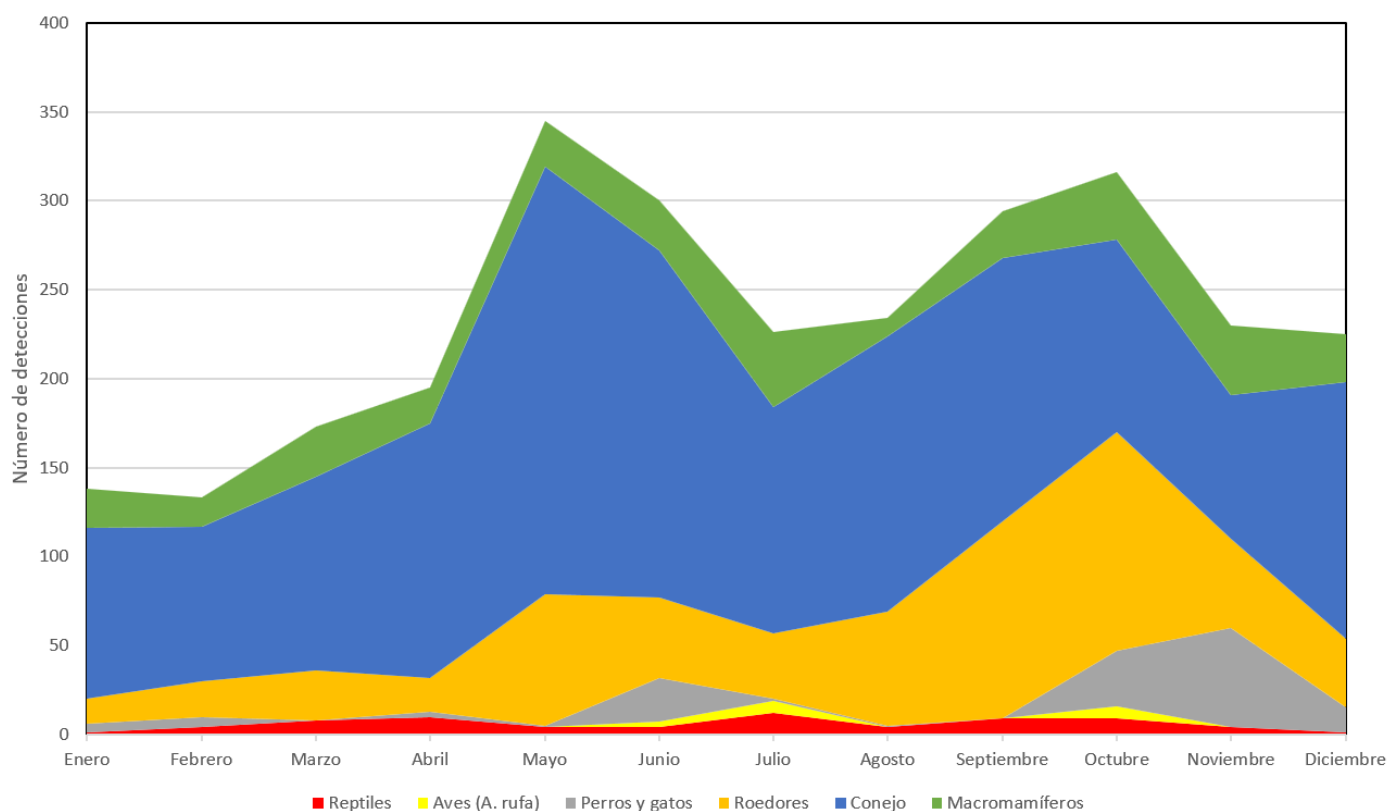
Anexo I.e. Número de detecciones de cada especie por mes (julio 2023-junio 2024) en el área de estudio (CAM1-CAM7).

Anexo I.e. Wildlife crossing events detected per target species and month (July 2023-June 2024) in the study area (CAM1-CAM7).

Especie	2023						2024						Total
	Julio	Agosto	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	
<i>Alectoris rufa</i>	7	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	3	17
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0	0	4	6	4	0	1	0	1	2	0	0	18
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	0	8	14	1	2	4	0	0	1	17	47
<i>Capra pyrenaica</i>	1	4	5	4	11	7	5	2	4	4	2	8	57
<i>Eliomys quercinus</i>	1	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0	7
<i>Felis catus</i>	1	1	0	23	42	13	3	2	0	3	0	8	96
<i>Felis silvestris</i>	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	1	0	5
<i>Genetta genetta</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Hemorrhhois hippocreps</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Martes foina</i>	9	4	9	3	5	1	0	3	6	3	7	11	61
<i>Meles meles</i>	11	1	2	1	8	3	4	2	6	4	1	0	43
<i>Mus spretus</i>	0	0	0	15	2	5	2	4	6	1	10	4	49
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	127	155	148	108	81	144	96	87	109	143	240	195	1633
<i>Rattus rattus</i>	36	64	111	106	46	34	12	16	20	18	64	41	568
<i>Sus scrofa</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Testudo graeca</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	5	1	1	0	8
<i>Timon nevadensis</i>	11	4	5	3	0	0	0	0	2	7	3	4	39
<i>Vulpes vulpes</i>	21	1	9	28	15	15	13	9	12	9	15	9	156
<i>Zamenis scalaris</i>	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	5

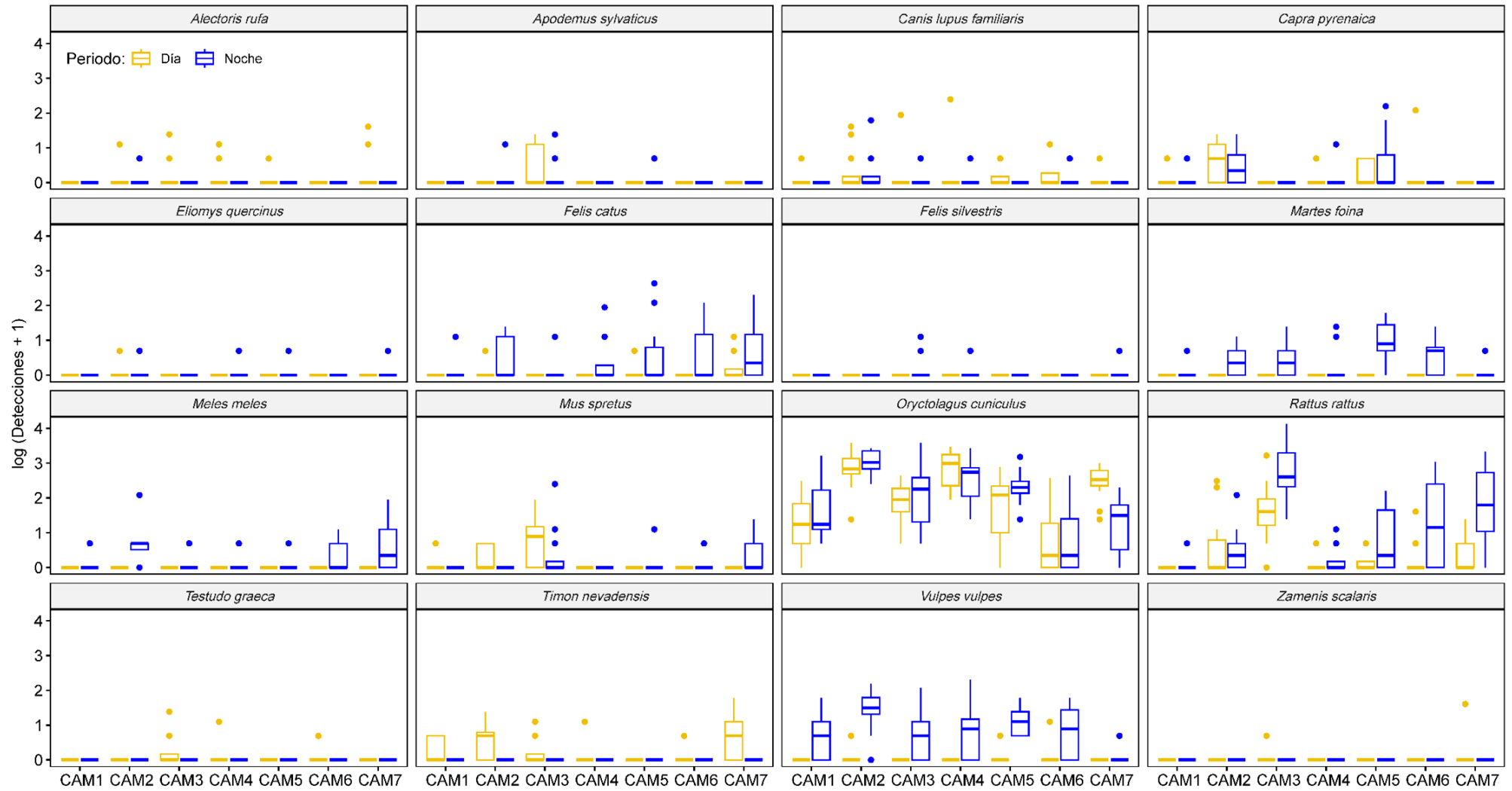
Anexo I.f. Número de detecciones por mes (julio 2023-junio 2024) en el área de estudio (CAM1-CAM7).

Anexo I.f. Wildlife crossing events detected per month (July 2023-June 2024) in the study area (CAM1-CAM7).



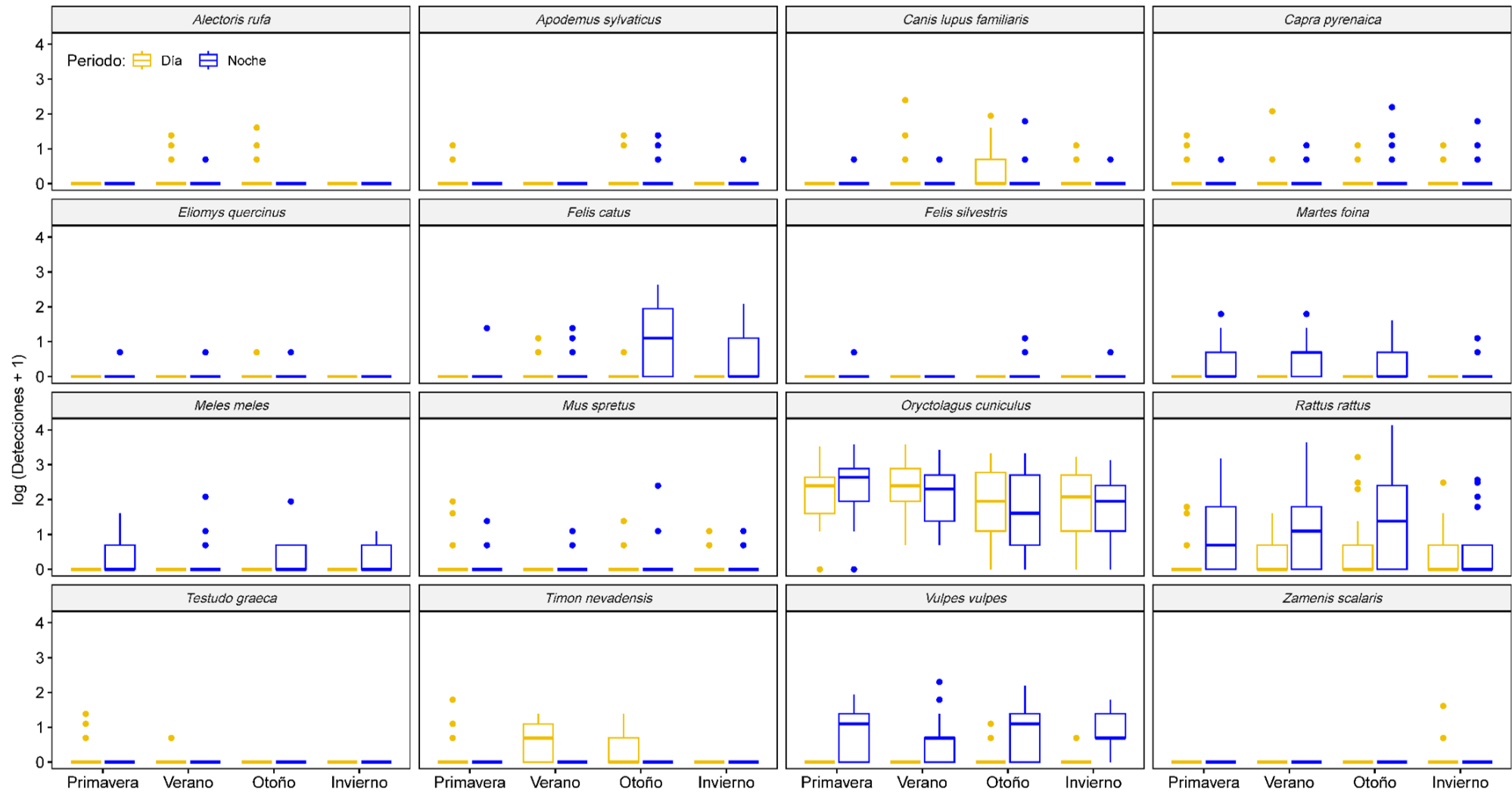
Anexo I.g. Distribución de las detecciones de paso por drenaje (CAM1-7) y momento del día (día/noche) para las especies con >5 registros.

Anexo I.g. Distribution of wildlife crossing events detected per road culvert (CAM1-7) and time of day (day/night) for species with >5 records.



Anexo I.h. Distribución de las detecciones de paso por estación del año y momento del día (día/noche) para las especies con >5 registros.

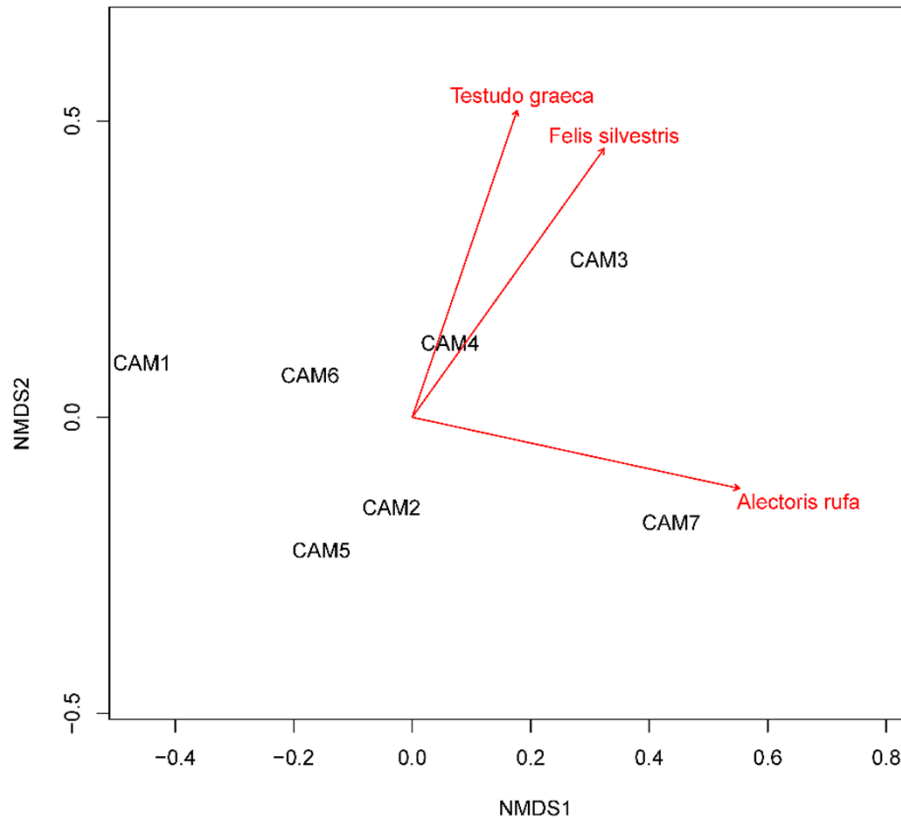
Anexo I.h. Distribution of wildlife crossing events detected per road culvert (CAM1-7) and season for species with >5 records.



Anexo II. Resultados de los análisis estadísticos realizados / Annex II. Results of the statistical analyses performed

Anexo II.a. Resultados de la significación de especies en la ordenación (NMDS) de los drenajes en función de las especies que los cruzan (distancia Bray-Curtis). En el gráfico se muestran las especies que resultaron significativas en el NMDS. ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $p < 0.1$.

Anexo II.a. Results of species significance in the ordination (NMDS) of road culverts according to the species detected crossing them (Bray-Curtis distance). The graph shows the species that were significant in the NMDS. ** p -value < 0.01 ; * $p < 0.05$; $p < 0.1$.



	NMDS1	NMDS2	r ²	P-valor
<i>Alectoris.rufa</i>	0.97709	-0.21284	0.8963	0.010 **
<i>Apodemus.sylvaticus</i>	0.43247	0.90165	0.5165	0.288
<i>Canis.lupus.familiaris</i>	0.19232	0.98133	0.0378	0.924
<i>Capra.pyrenaica</i>	-0.34374	-0.93906	0.5630	0.223
<i>Eliomys.quercinus</i>	0.41236	-0.91102	0.5075	0.262
<i>Felis.catus</i>	0.26699	-0.96370	0.6584	0.131
<i>Felis.silvestris</i>	0.58139	0.81363	0.8717	0.008 **
<i>Genetta.genetta</i>	0.00000	0.00000	0.0000	1.000
<i>Hemorrhois.hippocrepis</i>	-0.24401	-0.96977	0.3360	0.577
<i>Martes.foina</i>	-0.35477	-0.93495	0.1861	0.689
<i>Meles.meles</i>	0.45004	-0.89301	0.5329	0.265
<i>Mus.spretus</i>	0.55695	0.83054	0.5950	0.128
<i>Oryctolagus.cuniculus</i>	0.49639	-0.86810	0.0801	0.824
<i>Rattus.rattus</i>	0.61671	0.78719	0.6413	0.087
<i>Sus.scrofa</i>	-0.08466	-0.99641	0.1347	0.727
<i>Testudo.graeca</i>	0.32338	0.94627	0.8401	0.014 *
<i>Timon.nevadensis</i>	0.68184	-0.73150	0.4961	0.283
<i>Vulpes.vulpes</i>	-0.82388	-0.56676	0.1796	0.684
<i>Zamenis.scalarlis</i>	0.86353	-0.50429	0.6413	0.120

Anexo II.b. Coeficientes y significación del GLM relacionando las especies con las detecciones de paso. *** p -valor<0.001; ** p <0.01; * p <0.05; p <0.1.

Anexo II.b. Coefficients and significance of GLM relating species to crossing events. *** p -value<0.001; ** p <0.01; * p <0.05; p <0.1.

	Estimate	Std. Error	z value	P-value
(Intercept)	3.01E+00	3.77E+02	0.008	0.9936
<i>Apodemus sylvaticus</i>	-4.31E+02	6.01E+02	-0.716	0.4739
<i>Canis lupus familiaris</i>	5.94E+02	4.70E+02	1.263	0.2068
<i>Capra pyrenaica</i>	4.76E+02	4.81E+02	0.990	0.3222
<i>Eliomys quercinus</i>	-5.65E+02	6.27E+02	-0.902	0.3672
<i>Felis catus</i>	8.86E+02	4.49E+02	1.976	0.0481 *
<i>Felis silvestris</i>	-9.29E+03	7.09E+02	-1.310	0.1902
<i>Genetta genetta</i>	-1.73E+04	1.31E+06	-0.013	0.9895
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	-2.32E+03	1.26E+03	-1.839	0.0659
<i>Martes foina</i>	6.97E+02	4.62E+02	1.508	0.1317
<i>Meles meles</i>	4.29E+02	4.85E+02	0.886	0.3758
<i>Mus spretus</i>	3.64E+02	4.91E+02	0.741	0.4586
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1.66E+03	4.12E+02	4.037	5.41e-05 ***
<i>Rattus rattus</i>	1.24E+03	4.28E+02	2.903	0.0037 **
<i>Sus scrofa</i>	-2.32E+03	1.26E+03	-1.839	0.0659
<i>Testudo graeca</i>	-6.73E+02	6.49E+02	-1.036	0.3002
<i>Timon nevadensis</i>	4.04E+02	4.87E+02	0.828	0.4077
<i>Vulpes vulpes</i>	1.07E+03	4.37E+02	2.447	0.0144 *
<i>Zamenis scalaris</i>	-1.12E+03	7.59E+02	-1.468	0.1421

Anexo II.c. Resumen de los resultados de los modelos GLMM testados ordenados por el AIC. Se muestra la R^2 marginal (R^2m) que corresponde con los efectos fijos (variables testadas: especie, estación y periodo) y la R^2 condicional (R^2c) que corresponde a los efectos fijos y aleatorios (variables testadas más identidad del drenaje).

Anexo II.c. Summary of the results of the GLMM models ranked by AIC. We show marginal R^2 (R^2m), corresponding to fixed effects (tested variables: species, season and day period), and the conditional R^2 (R^2c), corresponding to the fixed and random effects (tested variables plus drainage identity).

Modelo	AIC	R^2m	R^2c
Especie*Estacion*Periodo	3747	0.5549	0.5694
Especie*Periodo	3787	0.5272	0.5418
Especie*Estacion	4038	0.5004	0.515
Especie	4072	0.4824	0.497
Periodo	6286	ns	ns
Periodo*Estacion	6288	ns	ns

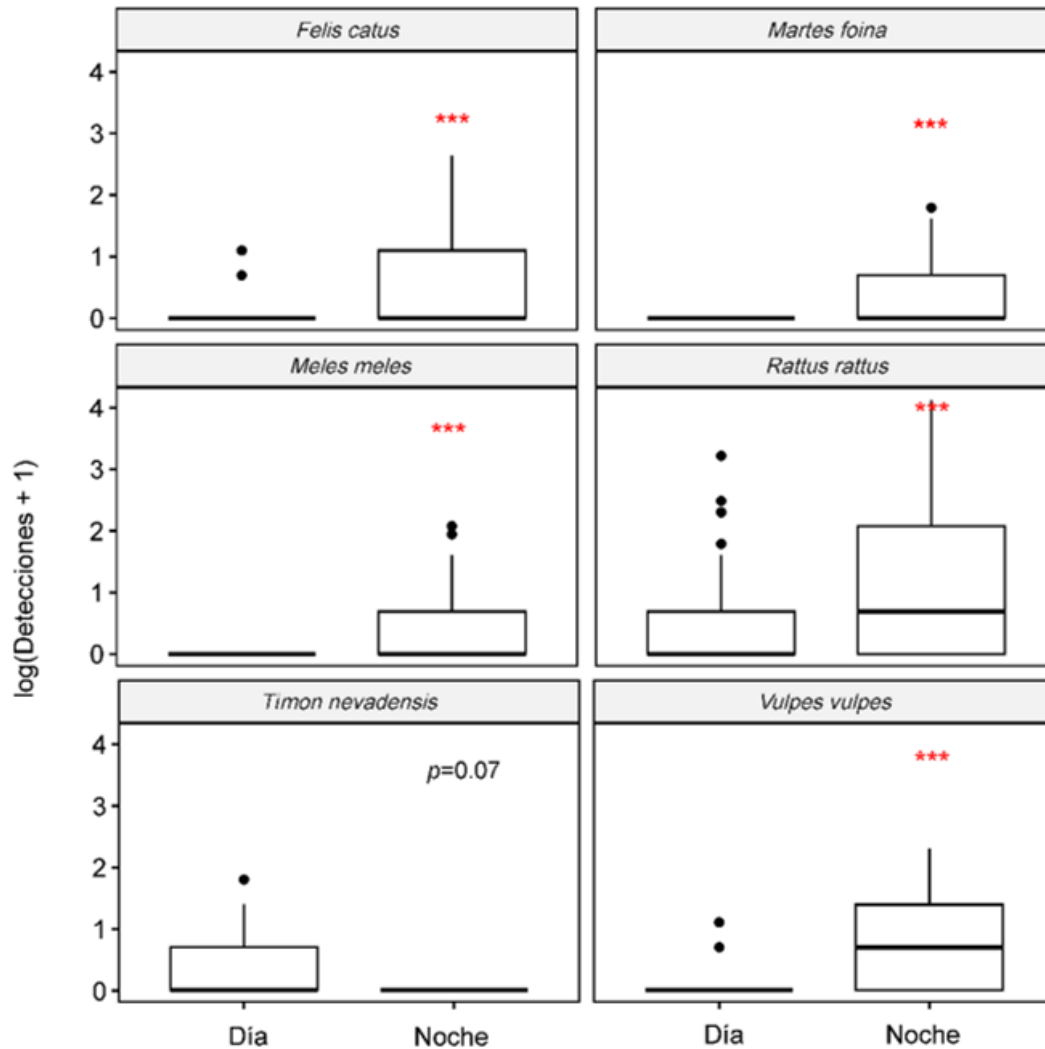
Anexo II.d. Coeficientes y significación del mejor modelo GLMM. *** p -valor<0.001.

Anexo II.d. Coefficients and significance of the best GLMM model. *** p -value<0.001.

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	F value	P-value
Especie	625.94	32.944	19	1.946.090	< 2.2e-16 ***
Estacion	2.89	0.964	3	56.939	0.0006939 ***
Periodo	6.56	6.558	1	387.378	5.479e-10 ***
Especie:Estacion	26.22	0.460	57	27.177	1.171e-10 ***
Especie:Periodo	53.22	2.801	19	165.455	< 2.2e-16 ***
Estacion:Periodo	0.78	0.259	3	15.313	0.2042907
Especie:Estac:Periodo	17.31	0.304	57	17.935	0.0002643 ***

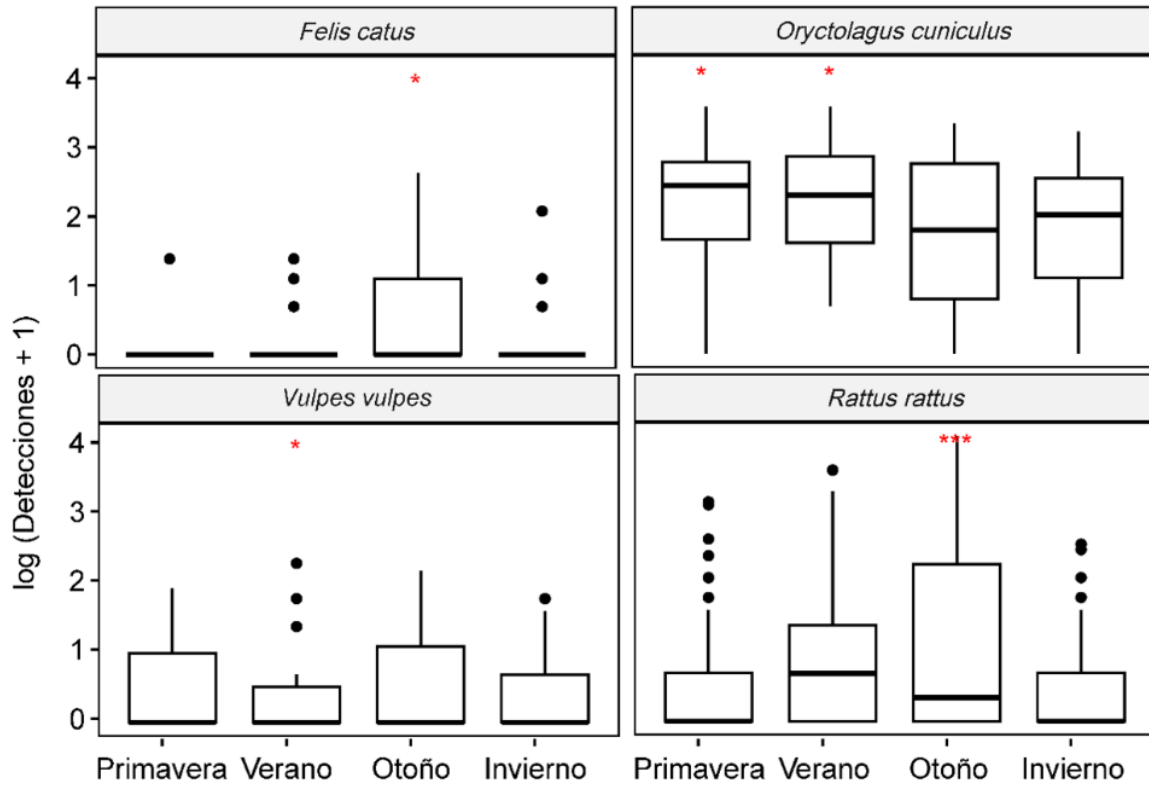
Anexo II.e. Diagrama de cajas mostrando las interacciones significativas entre Especie y Periodo del día (día o noche). La línea horizontal en negrita representa la mediana, la caja delimita el rango intercuartílico y las líneas de bigotes se extienden hasta los máximos y mínimos observados, excepto para los valores atípicos simbolizados por puntos. También se proporcionan los p valores según los GLMM. *** p -valor<0.001.

Anexo II.e. Boxplots showing the significant interactions between species and time of day (day or night). The median is denoted by the bold horizontal line, the box delimits the interquartile range, and the whisker lines extend to the observed maxima and minima, except for the outliers symbolized by points. P-values are also shown *** p -value <0.001.



Anexo II.f. Diagrama de cajas mostrando las interacciones significativas entre Especie y Estaciones del año. La línea horizontal en negrita representa la mediana, la caja delimita el rango intercuartílico y las líneas de bigotes se extienden hasta los máximos y mínimos observados, excepto para los valores atípicos simbolizados por puntos. También se proporcionan los p valores según los GLMM. *** p -valor <0.001 ; * p <0.05 .

Anexo II.f. Boxplots showing the significant interactions between species and season. The median is denoted by the bold horizontal line, the box delimits the interquartile range, and the whisker lines extend to the observed maxima and minima, except for the outliers symbolized by points. P-values are also shown *** p -value <0.001 ; * p <0.05 .



Anexo III. Número de detecciones diurnas y nocturnas por cámara y mes de las distintas especies objetivo. / Annex III. Number of day and night wildlife crossing events detected per camera and month of the different target species

Día (D) / Noche (D)	Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo		Junio		Julio		Agosto		Sep.		Oct.		Nov.		Dic.	
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N
CAMARA 1																								
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Capra pyrenaica</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Felis catus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Martes foina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meles meles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mus spretus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	0	9	5	2	11	8	4	2	11	24	6	14	3	2	1	2	2	2	1	1	0	8	2	3
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Timon nevadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	2	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0	3
CAMARA 2																								
<i>Alectoris rufa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	5	4	0	0	0	0
<i>Capra pyrenaica</i>	1	2	2	0	2	0	3	1	2	0	3	0	0	1	1	2	2	3	0	1	0	0	0	0
<i>Eliomys quercinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Felis catus</i>	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	2	0	0
<i>Martes foina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	3	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Meles meles</i>	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	7	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Mus spretus</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	9	10	16	16	13	16	15	17	33	29	40	37	20	21	35	29	18	27	16	18	3	16	14	21
<i>Rattus rattus</i>	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0	7	0	1	9	0	11	0
<i>Sus scrofa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Timon nevadensis</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	2	0	1	0	3	0	1	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	3	0	4	0	5	0	3	0	6	0	3	0	1	0	0	0	2	0	8	0	4	1	5
CAMARA 3																								
<i>Alectoris rufa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	3	3	2	0	0	0	0
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>Felis catus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
<i>Felis silvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Martes foina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	3	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Meles meles</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mus spretus</i>	2	0	2	1	4	0	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	3	10	0	2	2	0	0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	8	1	1	9	2	13	6	25	13	35	9	20	6	2	4	10	5	3	11	4	4	2	11	8
<i>Rattus rattus</i>	4	7	3	11	1	13	5	7	4	23	0	16	1	14	3	37	24	61	11	48	11	10	4	12
<i>Testudo graeca</i>	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Timon nevadensis</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	2	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	7	0	3	0	2	0
<i>Zamenis scalaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Día (D) / Noche (D)	Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo		Junio		Julio		Agosto		Sep.		Oct.		Nov.		Dic.		
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	
CAMARA 4																									
<i>Alectoris rufa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Capra pyrenaica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Eliomys quercinus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Felis catus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	8	0	0	0	0	0	0	0	2	0	6	0	2	0
<i>Felis silvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Martes foina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meles meles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	16	12	6	15	8	15	21	30	28	6	53	23	17	3	10	4	27	15	21	7	8	14	24	22	
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Testudo graeca</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Timon nevadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	0	0	1	0	0	0	2	0	4	0	10	0	9	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
CAMARA 5																									
<i>Alectoris rufa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Capra pyrenaica</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	1	8	1	5	0	0
<i>Eliomys quercinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Felis catus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	13	0	2	0
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Martes foina</i>	0	0	0	2	0	1	0	1	0	5	0	8	0	0	0	1	0	4	0	2	0	3	0	1	0
<i>Meles meles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Mus spretus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1	6	2	5	0	8	0	14	8	9	9	19	15	8	15	9	17	23	6	10	8	3	7	10	
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	1	5	1	1	1	4	0	8	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	2	0	1	0	3	0	1	0	2	0	7	0	5	0	1	1	3	0	2	0	2	0	0	3
CAMARA 6																									
<i>Canis lupus familiaris</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	0	0	0	0
<i>Capra pyrenaica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Felis catus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	6	0	7	0	2	0
<i>Martes foina</i>	0	0	0	1	0	3	0	2	0	0	0	1	0	1	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0
<i>Meles meles</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Mus spretus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	12	13	4	11	10	1	5	9	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	10	1	8	1	10	4	15	0	10	0	20	0	0	0	0	0
<i>Testudo graeca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Timon nevadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	4	0	1	0	2	0	0	0	3	0	8	0	5	0	0	0	3	0	4	2	0	0	0	0
CAMARA 7																									
<i>Alectoris rufa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eliomys quercinus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Felis catus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1	0	0	0	0	1	3	1	9	0	7	0

Día (D) / Noche (D)	Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo		Junio		Julio		Agosto		Sep.		Oct.		Nov.		Dic.		
	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	
CAMARA 7 (continuación)																									
<i>Felis silvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Martes foina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meles meles</i>	0	2	0	1	0	4	0	2	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
<i>Mus spretus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	19	3	10	0	11	4	4	5	10	9	12	1	14	5	19	3	3	5	12	0	15	0	16	4	4
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	0	0	5	0	5	1	22	0	28	0	3	0	0	1	3	3	14	1	15	1	5	5
<i>Testudo graeca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Timon nevadensis</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0	2	0	3	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Zamenis scalaris</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAMARA 8																									
<i>Alectoris rufa</i>	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	10	0	0	0	0	7	0
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	2	2	0	0
<i>Felis catus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	9	0	0	3	3
<i>Felis silvestris</i>	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0	2	2
<i>Genetta genetta</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Martes foina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Meles meles</i>	1	7	0	7	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0	7	0	2	0	6	6
<i>Mus spretus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	3	2	2	14	0	3	2	0	0	2	0	1	0	0
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Sus scrofa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Testudo graeca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	30	0	8	0	1	0	3	0	2	0	3	0	3	3