Región de Murcia

Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente

Dirección General del Medio Natural

Subdirección General de Política Forestal, Caza y Pesca Fluvial

EXPERIENCIA PILOTO PARA EL CONTROL DEL CONEJO EN LA COMARCA DE EMERGENCIA CINEGÉTICA TEMPORAL MEDIANTE ZORRO

Contenido

1. EQUIPO DE TRABAJO 4
2. INTRODUCCIÓN 3
2.1. Medidas de gestión: control biológico 3
2.2. El conejo en la península ibérica 5
2.3. Justificación 6
2.4. Objetivos 7
3. MATERIAL Y MÉTODOS 8
3.1 Área de estudio 8
3.2 Daños agrícolas 9
3.3 Fototrampeo 10
3.4 Conejo 12
3.4.1 Densidad 12
3.4.2 Fototrampeo 13
3.5 Zorro 13
3.5.1 Abundancia y dieta 13
3.5.2 Fototrampeo 14
3.5.3 Comportamiento espacial 14
3.6 Otras especies durante los censos 16
4. RESULTADOS 17
4.1 Fototrampeo 17
4.1.1 Perdiz 19
4.1.2 Liebre 19
4.1.3 Otros potenciales depredadores 20
4.2 Conejo 21
4.2.1 Densidad 21
4.2.2 Fototrampeo 22
4.3 Zorro 22
4.2.1 Abundancia y dieta 22
4.3.2 Fototrampeo 23

4.3.3 Comportamiento espacial 24
4.4 Otras especies durante los censos 32
5. DISCUSIÓN 33
5.1 Fototrampeo 33
5.2 Conejo 34
5.3 Zorro 35
REFERENCIAS 40

1. EQUIPO DE TRABAJO

Dirección técnica:	José Antonio Martínez García
Redacción:	Roberto Pascual Rico
Equipo de censo:	Zebensui Morales Reyes
	Rubén Palomar Rodríguez
	Natividad Aguilera Alcalá
	Lara Naves Alegre
	Roberto Carlos Rodríguez Caro
	Mª Isabel García de la Fuente
	Daniel Joaquín Risueño Sánchez
	Gaëlle García Belleville
	Roberto Pascual Rico

Cita recomendada: Pascual-Rico, R. (2020) Experiencia piloto para el control del conejo en la comarca de emergencia cinegética temporal mediante zorro. CONSEJERÍA DE AGUA, AGRICULTURA, GANADERÍA Y PESCA. REGIÓN DE MURCIA.

2. INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia el ser humano ha ido expandiéndose y ocupando territorios con el objetivo de desarrollar sus actividades para su desarrollo y supervivencia. Durante el Siglo XX estas actividades se expandieron de manera más drástica y buscando una mayor eficiencia en la producción (Hooke *et al.*, 2012). De esta manera, actividades tradicionales como la ganadería y la agricultura se fueron mecanizando e intensificando, procesos que continúan dándose actualmente.

Paralelamente, a pesar de que el desarrollo de las actividades humanas continúa, se está dando un proceso de "reasilvestramiento" (*rewilding* por su término en inglés) del paisaje en muchos países desarrollados de Europa y Norteamérica (Navarro y Pereira, 2015). Este proceso surge como consecuencia del cambio social que se dio durante las últimas décadas del Siglo XX en estos países, como el abandono rural y la reducción de las actividades tradicionales asociadas (como la agricultura y la ganadería, aumentando así el hábitat disponible para especies), además de una reducción en la persecución directa de muchas de estas especies. También influye en este proceso de "reasilvestramiento" la escasez o ausencia de depredadores en el ecosistema debido a causas humanas.

Esta expansión humana junto con el aumento en abundancia y distribución de diversas especies animales lleva a la aparición de conflictos en Europa entre los humanos y la fauna, como por ejemplo las colisiones de tráfico con ungulados, o los daños silvícolas y agrícolas causados por especies herbívoras (Carpio *et al.*, 2020). Las perspectivas futuras son de que este tipo de conflictos aumenten en las próximas décadas (Apollonio *et al.*, 2010).

2.1. Medidas de gestión: control biológico

Con la intención de mitigar estos conflictos entre la fauna silvestre y las actividades humanas se emplean diversas medidas de gestión. Algunas de estas estrategias son el aporte de alimento suplementario para evitar que los animales se alimenten en los cultivos, el vallado perimetral de los cultivos, o las batidas de caza para reducir las poblaciones de la especie o especies causantes de los daños agrícolas (Frye, 2006; Geisser y Reyer, 2004), o incluso combinaciones de estas medidas. Sin embargo, en muchas ocasiones las medidas de gestión no son efectivas al no reducir los daños experimentados por los agricultores.

Actualmente, antes de aplicar alguna de estas posibles medidas de gestión, se tienen en cuenta la aceptabilidad social y la opinión de los distintos agentes implicados en el manejo de las especies, como agricultores, cazadores u ONG (Baynham-Herd *et al.*, 2020; Redpath *et al.*, 2013). En la sociedad actual no se aprueban medidas de gestión que fueron comunes hace varias décadas, como el empleo de venenos o cepos para eliminar especies que consideraban dañinas. Incluso a día de hoy se tiene en consideración medidas de bienestar animal para evitar causar cualquier tipo de daño a los animales que se gestionan (Berg *et al.*, 2020; Cattet *et al.*, 2008). Se ha demostrado que contar con la participación de los distintos agentes implicados en la gestión de la fauna facilita lograr los objetivos perseguidos (Metcalf *et al.*, 2017).

En el escenario actual, en el que se tiene en cuenta la aceptación social y se implica a diversos actores sociales en la gestión de algunas especies, están ganado peso aquellas medidas menos agresivas con el entorno y relacionadas con el funcionamiento natural de los ecosistemas, como es el control biológico. Este control biológico es una medida de gestión que consisten en el manejo de especies que están ocasionando un perjuicio a alguna actividad humana, apoyando poblaciones de enemigos naturales presentes en el agro-ecosistema y promoviendo su efectividad como depredadores, parasitoides o patógenos (Begg *et al.*, 2017). Generalmente, el control biológico se ha empleado para controlar especies de invertebrados, y mediante otros invertebrados, hongos, bacterias o virus que afectan a la especie cuya población se desea reducir (Stiling y Cornelissen, 2005; Waage, 2012). No obstante, también existen ejemplos de control biológico de mamíferos con depredadores, que han tenido cierto éxito en su desarrollo, como es el caso del empleo de aves rapaces para reducir la población de roedores (Courchamp *et al.*, 2003; Labuschagne *et al.*, 2016).

Una de las especies de herbívoros autóctonas de la península ibérica asociada a daños agrícolas, y por tanto causante de un conflicto con las actividades humanas, que requiere de una gestión eficiente y actualizada empleando medidas socialmente aceptadas como el control biológico, es el conejo (*Oryctolagus cuniculus*). Algunos ejemplos de control biológico sobre esta especie se han llevado a cabo en áreas donde ha sido introducido y causa importantes daños ecológicos. Por ejemplo, en Australia se introdujo el virus causante de la mixomatosis en 1950, y la enfermedad hemorrágico vírica (RHD por sus siglas en inglés) en 1995 para reducir su población (Fenner y Fantini, 1999; Pedler *et al.*, 2016). Además, este tipo de manejo (control biológico) también supone un ahorro económico a la agricultura al mitigar sus actuaciones (Cooke *et al.*, 2013).

En el presente estudio, se pretende evaluar la eficacia de los zorros como medida control biológico para el control poblacional del conejo a través de la depredación. Para el desarrollo de este proyecto, la administración tuvo en consideración a la asociación agrícola COAG y la Federación Regional de Caza como principales agentes implicados en el estudio.

A continuación, se describe la situación del conejo en la península ibérica y en la Región de Murcia.

2.2. El conejo en la península ibérica

El conejo es una especie clave en el funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos (Delibes-Mateos, 2009). Desde una perspectiva ecológica, la especie es la base alimenticia para numerosos depredadores como el zorro (*Vulpes vulpes*) o el búho real (*Bubo bubo*), y especies de alto interés para la conservación como el lince ibérico (*Linx pardinus*) o el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (Ferrer y Negro, 2004). Además, asume una función de ingeniero ecosistémico influyendo en la distribución y composición de las comunidades vegetales. Su actividad excavadora proporciona hábitat de calidad para especies como lagartijas, culebras, anfibios e incluso mamíferos como el tejón. Y sus letrinas afectan positivamente al suelo, al crecimiento vegetal y la actividad microbiana gracias a los nutrientes aportados por los excrementos (Delibes-Mateos, 2009).

Durante el Siglo XX, las poblaciones de conejo han sufrido importantes variaciones como consecuencia de la aparición de la mixomatosis (años 50) y la enfermedad hemorrágica del conejo (NHV, 1988). La irrupción de estos virus provocó el descenso poblacional de la especie, incluyendo extinciones locales (Delibes-Mateos *et al.*, 2014). A pesar de todo, en los últimos años la recurrencia de brotes víricos ha aumentado la resistencia del conejo a las citadas enfermedades, y aunque su abundancia no se ha restablecido en la mayor parte de la Península Ibérica, algunas poblaciones se han recuperado, especialmente en zonas agrícolas, lo cual ha llevado a la aparición de daños en cultivos, llegando incluso a considerarlos plaga en algunas zonas (Delibes-Mateos *et al.*, 2014; Villafuerte, 2007). A todo ello se suma el interés cinegético de la especie.

Concretamente en la Región de Murcia, donde la abundancia y densidad de la especie es irregular, Vaquerizas *et al.* (2020) detectaron un moderado incremento en la población de conejo en el periodo 2011-2016, basándose en entrevistas y no en censos

poblacionales en campo. Las zonas más favorables para la especie se sitúan en la comarca centro-oriental de la Región (Sánchez *et al.*, 2004). Algunos municipios de la Región han sido declarados en estado de emergencia cinegética temporal por daños agrícolas causados por la especie.

2.3. Justificación

La Orden de 15 de febrero de 2019, de la Consejería de Empleo, Universidades, Empresa y Medio Ambiente, sobre medidas para la prevención de daños causados por la proliferación de conejos (BORM n. º 53, de 5 de marzo de 2019), incluía 4 municipios en la comarca de Emergencia: Abanilla, Fortuna, Molina de Segura y Archena.

Durante este año se ha tenido que aprobar la Orden de 13 de marzo de 2020, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, sobre ampliación de la comarca de emergencia cinegética temporal por daños producidos por el conejo de monte a los términos municipales de Abarán, Albudeite, Blanca, Campos del Río, Mula y Yecla (BORM n. º 64, de 17 de marzo de 2020).

Ya estamos preparando la Orden de Comarca para los próximos 2 años, y además de los municipios anteriores, se incluirán Totana, Ulea, Villanueva y posiblemente Murcia y Cieza.

En estos municipios hay densidades de hasta 100 conejos por hectárea, y hasta ahora, ha sido la caza la única forma de control, pero es necesario, implantar y estudiar otras medidas que ayuden a su control, y para ello es necesario potenciar a los predadores.

Se pretende estudiar como la introducción de ejemplares de zorro contribuye a la reducción de las poblaciones de conejo. Para ello es necesario la captura de varias decenas de zorros, control veterinario, vacunación, estudio de las poblaciones de perdiz roja y conejo antes de la suelta. Tras la repoblación, se estudiará mediante el seguimiento de los ejemplares de zorro con GPS, su movimiento, hábitos, distribución y su influencia en la reducción de las poblaciones de conejo.

El presente contrato es necesario para el cumplimiento de la Ley 7/2003, de 12 de noviembre, de Caza y Pesca Fluvial de la Región de Murcia, que en el artículo 42 De la orden general de vedas y vedas singulares, en el apartado 2. En las órdenes de vedas se hará mención expresa a las zonas, épocas, días y periodos hábiles, según las distintas especies, modalidades y limitaciones generales en beneficio de las especies susceptibles de aprovechamiento y medidas preventivas para su control. Es por tanto necesario el

seguimiento biológico de todas las especies para poder adecuar su gestión en las órdenes de veda.

También es necesario el presente contrato en base a la Ley 7/2003, artículo 45.- Comarcas de emergencia cinegética temporal. Cuando en una comarca exista una determinada especie cinegética en circunstancias tales que resulte especialmente peligrosa para las personas o perjudicial para la agricultura, la ganadería, los montes o la propia caza, la Consejería competente, por sí o a petición de parte, y oído el Consejo Asesor Regional de Caza y Pesca Fluvial, realizadas las comprobaciones que estime pertinentes, podrá declarar dicha comarca de emergencia cinegética temporal, y determinará las épocas y medidas conducentes a eliminar el riesgo y reducir el tamaño de las poblaciones de la especie en cuestión.

La falta de personal con conocimientos muy especializados para la realización de los trabajos descritos, así como de tiempo necesario para llevarlo a cabo de manera compatible con las obligaciones ordinarias, motivan la necesidad de contratación externa del citado trabajo.

2.4. Objetivos

Se pretende estudiar cómo la introducción de ejemplares de zorro (depredador natural) contribuye a la reducción de las poblaciones de conejo. Para ello es necesario la captura de varias decenas de zorros, control veterinario, vacunación, estudio de las poblaciones de perdiz roja y conejo antes de la suelta. Tras la repoblación, se estudiará mediante el seguimiento de los ejemplares de zorro con GPS, su movimiento, hábitos, distribución y su influencia en la reducción de las poblaciones de conejo. El estudio se entregará en formato digital con la descripción de todas las actuaciones llevadas a cabo. Para poderlo realizar, se llevarán a cabo las siguientes operaciones en la zona piloto.

- Elección y estudio de las características de la zona piloto en el término municipal de Molina de Segura
- Censo de las poblaciones de zorro, conejo y perdiz roja antes de la suelta de zorro
- Captura de decenas de ejemplares de zorro (se estudiará la cantidad necesaria)
- Apoyo en el control veterinario
- Colocación de collares GPS a los zorros y suelta en los puntos determinados
- Estudio del movimiento de los zorros, hábitos y distribución
- Estudio de la influencia en la reducción de las poblaciones de conejo y perdiz roja. Influencia en otras especies.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El área en que realizó el estudio está ubicada en el término municipal de Molina de Segura de la Región de Murcia, concretamente en el paraje Campotéjar, al oeste del municipio (Figura 1).

El término municipal de Molina de Segura tiene una superficie total de 169,5 km^2, de los que el 64,4% corresponden a zonas agrícolas, principalmente de frutales (26,5% del total).

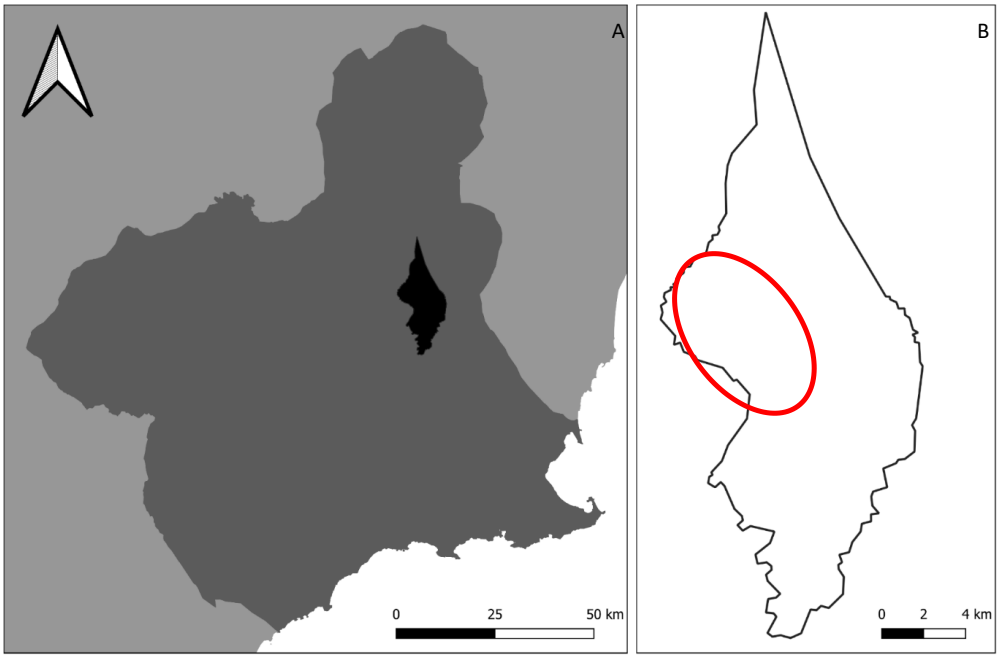

Figura 1. A) Ubicación de Molina de Segura (Negro) en la Región de Murcia. B) Ubicación del paraje Campotéjar (círculo rojo) en Molina de Segura.

Las figuras con ortofotos mostradas en el documento referidas al área de estudio se han mantenido en tamaño y límites para facilitar la ubicación y no perder las referencias espaciales de los distintos elementos empleados en el estudio (cámaras de fototrampeo, itinerarios, puntos de suela, etc. Figuras 3-8, 10, 12).

Inicialmente, se seleccionaron 4 “zonas” sometidas a distintas medidas de gestión para la reducción de la población de conejos como la caza y la introducción de zorros, además de una zona control donde no se realiza ninguna de estas actividades por motivos de emergencia cinegética. En cada una de estas zonas se realizó un censo de las especies de estudio (ver más abajo). Sin embargo, debido al comportamiento espacial de los zorros radio-marcados esta división de zonas no se pudo tener en consideración.

3.2 Daños agrícolas

La zona de estudio fue visitada en diversas ocasiones, siendo común avistar conejos en los cultivos, tanto durante el día como de noche (Figura 2). Se recopiló información fotográfica de los daños agrícolas causados en cultivos arbóreos del paraje Campotéjar de Molina de Segura (Figura 3).

Figura 2. Conejos en campo de cultivo de cítricos en Campotéjar durante el día (izquierda), y durante la noche (derecha). La imagen nocturna fue captada con un visor nocturno de infrarrojos. Los elementos brillantes del centro de la imagen son conejos.

Los daños suelen concentrarse en las partes más bajas de los árboles, y generalmente sobre tejidos vegetales de escasa edad, como brotes y hojas nuevas (Figura 3.A y 3.B). Sin embargo, también pueden encontrarse daños en la corteza del tronco o ramas (incluso en algunos casos a pesar de disponer de protección contra herbivoría; Figura 3.E). Los daños más graves registrados (Figura 3.F, 3.G y 3.H) puede llegar a ocasionar la muerte del árbol al eliminar la mayor parte de la corteza e impedir la distribución de los nutrientes.

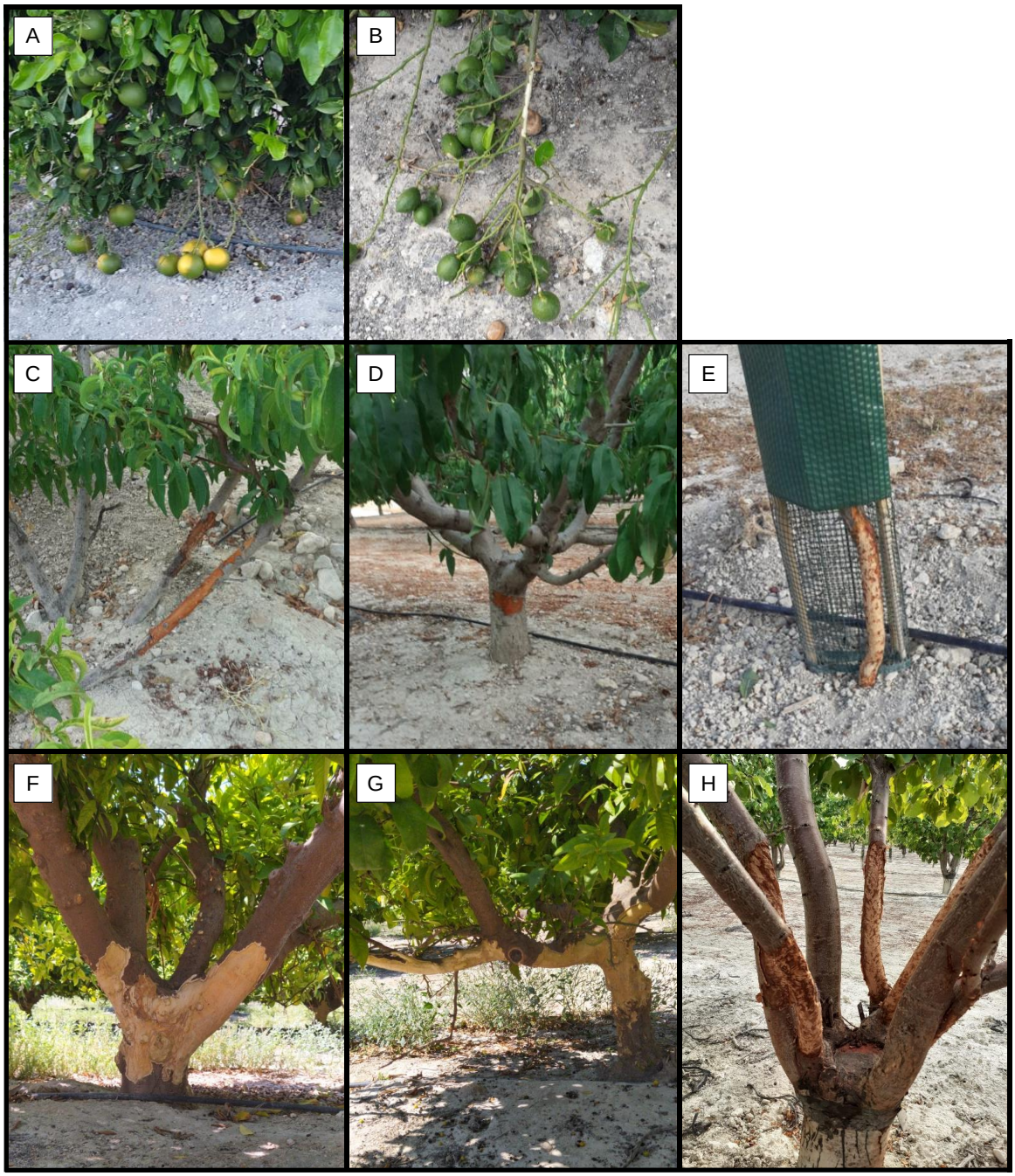

Figura 3. Daños agrícolas causados por conejos en el paraje Campotéjar de Molina de Segura. Las imágenes están ordenadas en función de la gravedad del daño (A y B: leve; C, D y E: medio; F, G y H: grave). Imágenes de P.A. Gomáriz.

3.3 Fototrampeo

Colocamos un total de 7 cámaras de fototrampeo (Browning Strike Force HD) en distintos lugares del área de estudio (Tabla 1 y Figura 4) con el objetivo de conocer qué especies habitan la zona (especies potenciales depredadoras de conejo) y establecer los

horarios de actividad de las especies más importantes. Además, también permitió comprobar si había otros zorros habitando la zona y estimar su abundancia relativa (en caso de no poder determinarla mediante los excrementos, ya que se esperaba encontrar una baja población de zorro y una difícil detección; com. pers.). En las cámaras 2,4 y 6 colocamos como cebo conejos abatidos durante una de las jornadas de control poblacional que tienen lugar en la zona de estudio para evaluar potenciales consumidores de esta presa.

Las cámaras se programaron para tomar fotografías durante el día y la noche, con un intervalo de captura entre imágenes de 1 minuto.

Tabla 1. Coordenadas de las cámaras de fototrampeo.

Cámara	X	Y
1	4221635	656798
2	4219638	655267
3	4220387	655948
4	4220387	655948
5	4220022	657285
6	4222459	658820
7	4217483	656786

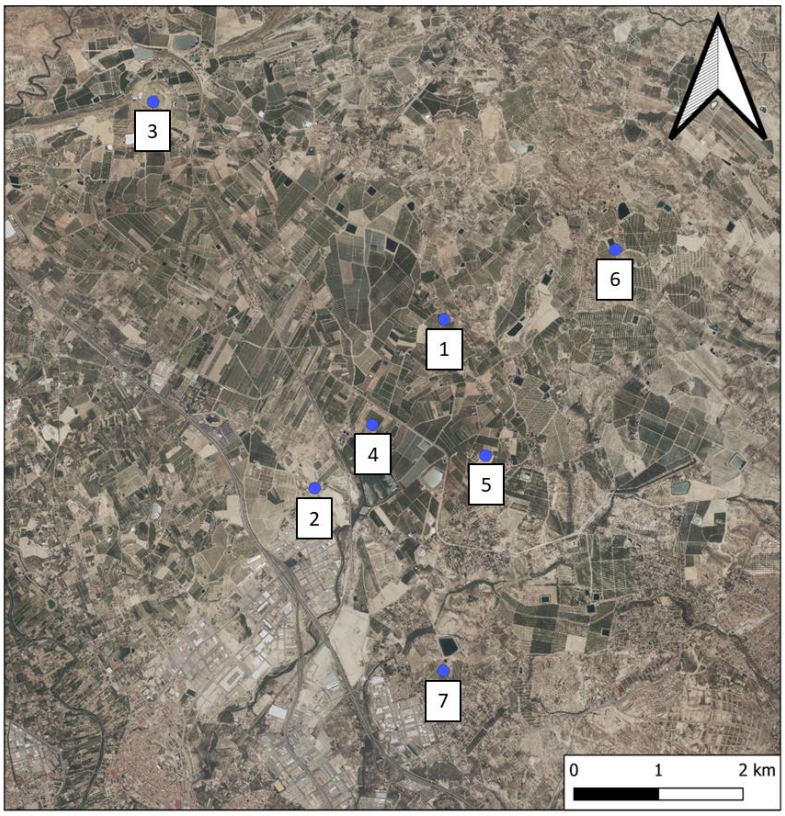

Figura 4. Localización de las cámaras de fototrampeo en el paraje Campotéjar de Molina de Segura.

3.4 Conejo

3.4.1 Densidad

Para conocer las fluctuaciones de la densidad de la población de conejo y poder detectar si existe una reducción de la población como consecuencia del incremento artificial de la población de zorro en el área de estudio, empleamos modelos de muestreo por distancia. Estos consistieron en realizar censos en los que se recorrieron 4 itinerarios (Figura 5) en distintas épocas del año para estimar su densidad. Los itinerarios 1, 2 y 3 transcurrían por zonas de cultivos de regadío, con y sin valla, principalmente cítricos, así como sus construcciones asociadas. El itinerario 4 recorría una zona en la que los cultivos eran escasos, atravesando principalmente una zona de matorral bajo y disperso.

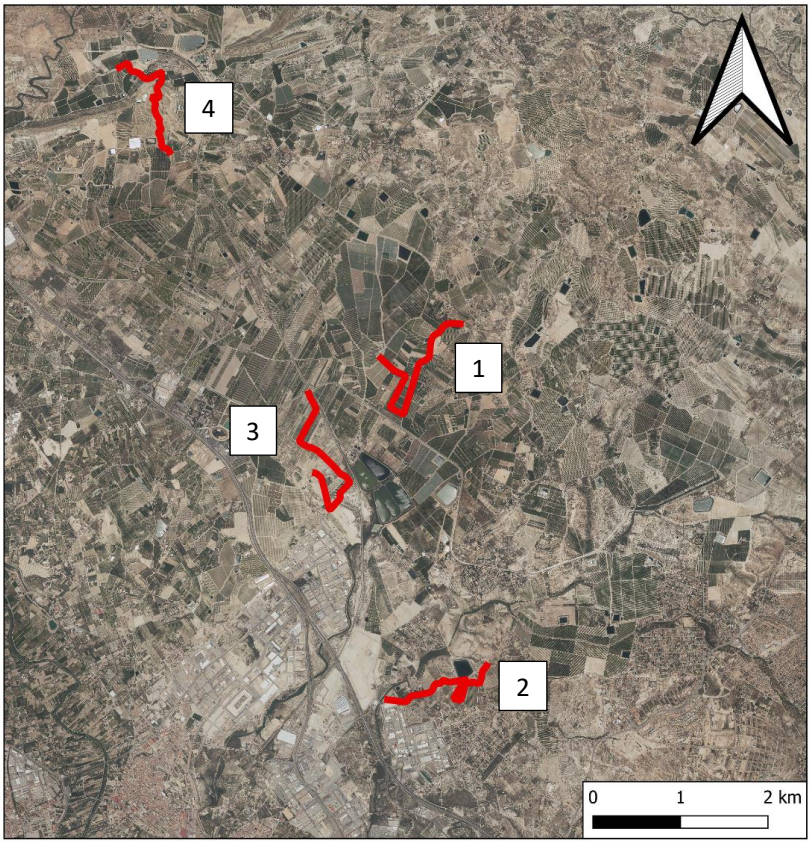

Figura 5. Itinerarios para los censos de conejo y estima de abundancia de zorro en el paraje Campotéjar de Molina de Segura. Longitudes: 1) 2.3 km; 2) 2.0 km; 3) 2.3 km; 4) 1.7 km.

Para decidir en qué momento del día era más apropiado realizar el censo de conejo, se recorrieron los itinerarios al amanecer y por la noche la primera vez (verano 2020), lo que permitió evaluar si había diferencias de detección en estos dos momentos

del día. Puesto que no se detectaron diferencias significativas entre los resultados de los censos durante los realizados al amanecer y los realizados durante la noche, los siguientes censos se realizaron al amanecer. Empleamos el software Distance 6.0 (Thomas *et al.*, 2010) para el cálculo de la densidad de conejo.

Además del momento del día, la detección de los individuos puede variar durante el año, y otros factores como la experiencia del observador o el esfuerzo del muestreo. En el caso de la especie de estudio, una proporción de la población puede encontrarse en las madrigueras, siendo imposible su contabilización. Por ello, de acuerdo a trabajos previos (Kolb, 1991), asignamos una probabilidad de detección media de 0.70.

Por otro lado, calculamos también el índice kilométrico de abundancia (IKA), calculado como la relación del número de individuos avistados entre la distancia total recorrida (Tellería, 1986). Este cálculo se aplicó para cada itinerario en cada estación.

3.4.2 Fototrampeo

A partir de la información obtenida por las cámaras de fototrampeo colocadas para el estudio general de la fauna presente en el área de estudio, obtendremos las zonas en las que la especie está presente, así como sus horas de actividad durante la época en que se llevó a cabo el muestreo.

3.5 Zorro

3.5.1 Abundancia y dieta

Para estimar la abundancia de zorro en el paraje de Campotéjar se siguió el protocolo desarrollado en Morales-Reyes *et al.* (2017). Éste consistió en recorrer los itinerarios diseñados (Figura 4) para tal fin en dos ocasiones para cada censo: en una primera visita se procedió a limpiar los excrementos de zorro de cada itinerario; en una segunda visita realizada entre 15 y 30 días, se volvió a recorrer esos itinerarios y a recoger los nuevos excrementos. Después, calculamos la abundancia (en términos de densidad relativa, “R”) del zorro según la fórmula:

$$R = S/(L*D)$$

Donde “S” es el número de excrementos encontrados en la segunda visita, “L” es la longitud total del transecto en km, y “D” es el número de días entre las dos visitas (Webbon *et al.*, 2004).

La recogida de excrementos permitió además establecer la dieta de los zorros de la zona. Para ello los excrementos recogidos se analizaron visualmente para determinar los principales alimentos consumidos, como conejo, micromamíferos, plantas y frutos.

3.5.2 Fototrampeo

Como en el caso del conejo, para el zorro extrajimos de la información obtenida por las cámaras de fototrampeo colocadas para el estudio de la fauna presente en el área. Todo ello que permitió determinar su presencia en ciertas zonas y su horario de actividad durante la época de muestreo.

3.5.3 Comportamiento espacial

Los zorros que fueron marcados se capturaron para este estudio mediante métodos homologados (trampas Collarum, Belisle, Winsconsin o lazos con tope), y trasladados a la zona de estudio para su suelta (ver Figura 6 y 7). Una vez en la zona de estudio se marcaron con collares GPS-GSM (Digitanimal S.L.), que empleaban la red de cobertura *Sigfox* para emitir la información. Los collares emitían la información de la posición de los zorros marcados cada hora (disponiendo de cobertura adecuada). Durante el marcaje de los zorros contamos con la presencia de un veterinario para garantizar el bienestar del animal, y la toma de muestras para su posterior análisis en el laboratorio.

Figura 6. Zorros (Z1 y Z2) con los collares momentos antes de su suelta en el medio.

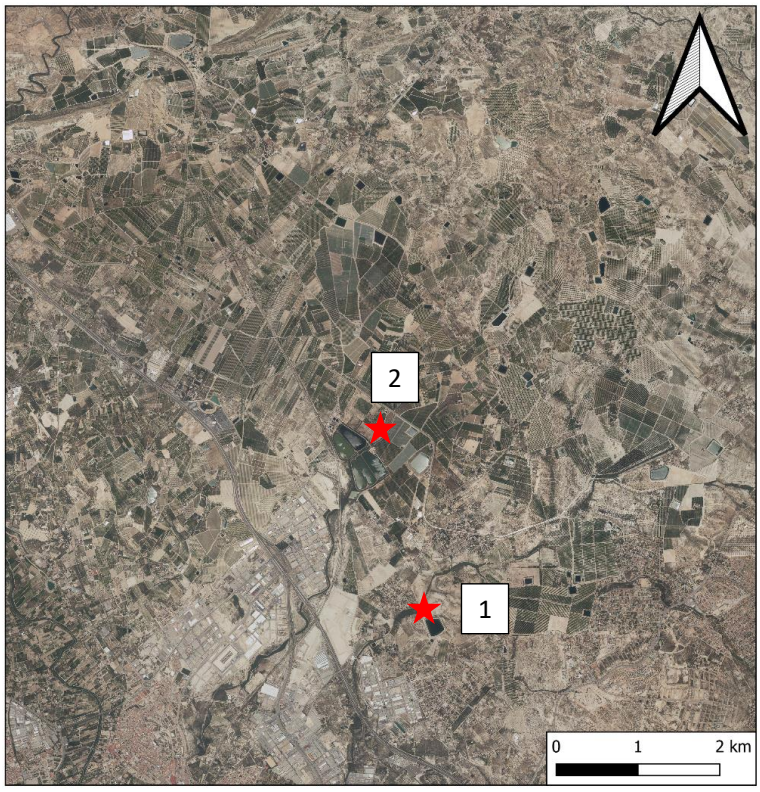

Figura 7. Puntos de suelta de zorros marcados con collares GPS en el paraje Campotéjar de Molina de Segura.

Debido al desconocimiento sobre su posible comportamiento una vez marcados, se procedió a liberarlos de distinta forma para evaluar cuál es la metodología más efectiva (el objetivo es que los ejemplares se asienten en la zona de estudio):

- Suelta en refugio (el animal accedía a un conducto que abandonaba a su voluntad).
- Suelta directa al medio (el animal buscaba su refugio activamente).
- Manteniéndolo en corral de aclimatación unos días.

Para conocer el comportamiento espacial del zorro analizamos los datos recibidos de los collares GPS y calculamos las variables espaciales más importantes como son la actividad diaria (espacial y horaria), el área de campeo (polígonos kernel), y una estima de los usos del suelo que ocupa.

Para estimar el área de campeo (uso del espacio de una especie en un territorio determinado) calculamos dos variables. Por un lado, calculamos los polígonos kernel (Worton, 1989), que definen las áreas de campeo formadas por “isopletas de probabilidad”. Estas isopletas indican la probabilidad de hallar un animal marcado en dicha área. Las más importantes, y que son las que se calcularon fueron las isopletas del

polígono kernel 95 (tamaño total del área de campeo) y del kernel 50 (núcleo de uso principal, de donde el animal obtiene la mayoría de sus recursos). Para su cálculo hemos usado el software R (http://www.r-project. org/R) y el paquete “adehabitatHR” (Calenge, 2006). Por otro lado, calculamos también el mínimo polígono convexo (MPC), que consiste en medir el área contenida al unir todos los puntos perimetrales.

Para conocer los usos del suelo que ocupa la especie analizamos la proporción de posiciones tomadas en cada tipo de uso del suelo. Para ello empleamos el sistema de información geográfica QGIS (https://qgis.org) y el mapa de usos del suelo Corine Land Cover disponible (CLC 2018 CC-BY 4.0; scne.es), desarrollado por la Agencia Europea de Medio Ambiente (https://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover).

3.6 Otras especies durante los censos

Durante la realización del estudio se tuvo en consideración la presencia y número de otras especies de interés como la perdiz (*Alectoris rufa*) y la liebre ibérica (*Lepus granatensis*), entre otras. Se tuvieron en cuenta estas dos especies (es decir, contabilizadas durante los censos; Figura 4) especialmente debido a que el aumento de la población de zorros en el área de estudio podría afectarles al ser también especies presa. Calculamos el índice kilométrico de abundancia (IKA) como dato de tamaño poblacional (no se pudo estimar la densidad debido al bajo número de ejemplares avistados de estas dos especies; ver Resultados).

4. RESULTADOS

4.1 Fototrampeo

Las cámaras de fototrampeo estuvieron funcionando un total de 116 días en agosto y septiembre (una cámara no capturó imágenes durante 2 semanas debido a un error en la tarjeta de memoria; Tabla 2).

Tabla 2. Cronograma del funcionamiento de las cámaras de fototrampeo.

	Agosto					Septiembre	
Cámara	1-7	8-14	15-21	22-28	29-31	1-7	8-11
1			Error tarjeta				
2							
3							
4							
5							
6							
7							

Se captaron un total de 26539 fotografías, de las que 1070 habían capturado alguna especie en la imagen. Se identificaron 9 especies de mamíferos (Tabla 3) y 15 de aves (Tabla 4). En todas ellas apareció el conejo (ver apartado 3.2.2), perdiz en tres de ellas, y liebre en una.

A continuación, se exponen los resultados de las cámaras de fototrampeo para las especies más importantes detectadas (Tablas 3 y 4), excepto del conejo y el zorro, que se muestran en los apartados correspondientes a estas especies (ver 3.2.2 para el fototrampeo del conejo y 3.3.2 para el fototrampeo del zorro).

Tabla 3. Especies de mamíferos fotografiadas entre el 5 de agosto y el 11 de septiembre de 2020. Se muestra el porcentaje de imágenes en los que aparece cada especie (1070 total de imágenes), y el número medio de individuos por imagen (± desviación estándar). Entre paréntesis se indica el número máximo de individuos detectados en una imagen de cada especie.

Especie	Nombre común	% fotografías	Individuos/foto	Máximo
Oryctolagus cuniculus	Conejo	56.4	1.4 ± 1.0	12
Vulpes vulpes	Zorro	0.4	1.0 ± 0.0	1
Felis silvestris catus	Gato doméstico	4.3	1.0 ± 0.2	2
Canis lupus familiaris	Perro	0.2	1.0 ± 0.0	1
Meles meles	Tejón	0.1	1.0 ± 0.0	1
Sus scrofa	Jabalí	0.4	1.0 ± 0.0	1
Lepus granatensis	Liebre	0.5	1.0 ± 0.0	1
Erinaceus europaeus o *Atelerix algirus*	Erizo (europeo o moruno)	0.2	1.0 ± 0.0	1
Apodemus sp o *Mus sp.*	Ratón indeterminado	0.1	1.0 ± 0.0	1

Tabla 4. Especies de aves fotografiadas entre el 5 de agosto y el 11 de septiembre de 2020. Se muestra el porcentaje de imágenes en los que aparece cada especie (1070 total de imágenes), y el número medio de individuos por imagen (± desviación estándar). Entre paréntesis se indica el número máximo de individuos detectados en una imagen de cada especie.

Especie	Nombre común	% fotografías	Individuos/foto	Máximo
Alectoris rufa	Perdiz	3.7	2.9 ± 1.8	8
Burhinus oedicnemus	Alcaraván	2.5	1.0 ± 0.0	1
Motacilla alba	Lavandera blanca	0.1	1.0 ± 0.0	1
Turdus merula	Mirlo	0.3	1.0 ± 0.0	1
Upupa epops	Abubilla	0.7	1.3 ± 0.7	3
Columba palumbus	Paloma torcaz	5.6	2.3 ± 1.5	1
Streptopelia turtur	Tórtola europea	0.1	1.0 ± 0.0	1
Streptopelia decaocto	Tórtola turca	0.5	1.0 ± 0.0	1
Pica pica	Urraca	23.5	3.0 ± 2.4	10
Corvux corax	Cuervo	0.2	1.0 ± 0.0	1
Caprimulgus sp	Chotacabras	0.1	1.0 ± 0.0	1
Athene noctua	Mochuelo	0.1	1.0 ± 0.0	1
Lanius senator	Alcaudón común	0.1	1.0 ± 0.0	1
Lanius meridionalis	Alcaudón real	0.2	1.0 ± 0.0	1
Paseriformes no identificados		3.8		19

4.1.1 Perdiz

La perdiz apareció en un total de 40 imágenes en tres de las siete cámaras de fototrampeo colocadas (promedio de individuos y máximo detectados en Tabla 3). Su actividad se centró en las horas crepusculares, especialmente al amanecer (Figura 8).

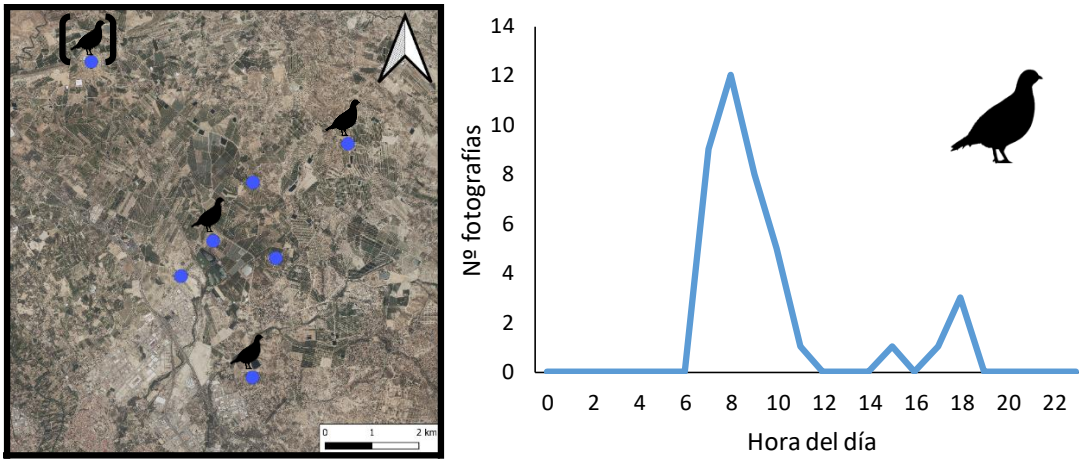

Figura 8. Cámaras en las que se detectó perdiz (izquierda). La silueta entre paréntesis indica que la especie no apareció en esa cámara, pero sí se detectaron durante el censo realizado en julio. Número de imágenes en las que apareció perdiz en función de la hora del día (derecha).

4.1.2 Liebre

En el caso de la liebre, apareció en un total de 5 imágenes en una de las siete cámaras de fototrampeo colocadas (promedio de individuos y máximo detectados en Tabla 3). Su actividad se centró en las horas crepusculares, especialmente al amanecer (Figura 9), aunque estos datos deben tomarse con precaución ya que el número de imágenes fue muy bajo.

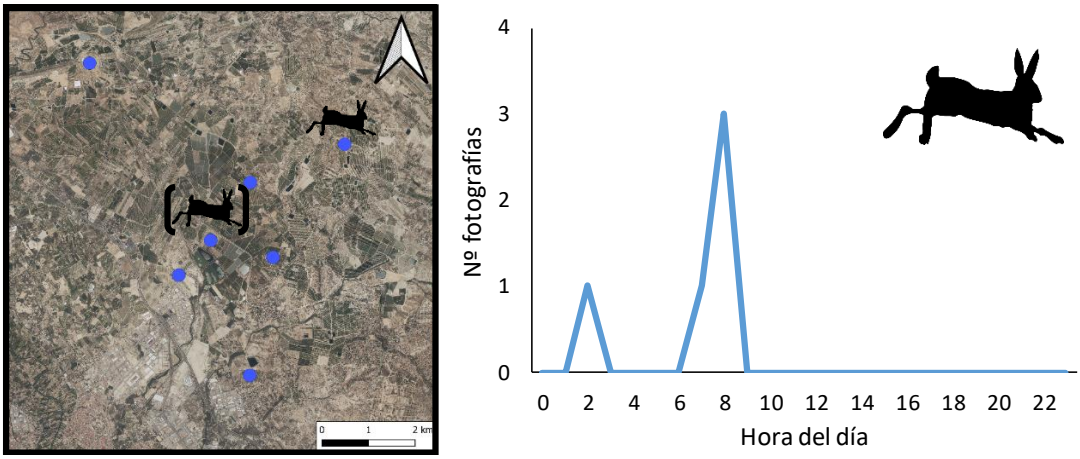

Figura 9. Cámaras en las que se detectó liebre (izquierda). La silueta entre paréntesis indica que no apareció en esa cámara, pero se detectaron durante el censo realizado en julio. Número de imágenes en las que apareció liebre en función de la hora del día (derecha).

4.1.3 Otros potenciales depredadores

Entre las especies detectadas que potencialmente pueden consumir conejo, y por tanto contribuir a su control poblacional, fueron fotografiados 4 carnívoros (zorro, gato doméstico, perro, tejón) y el jabalí (Figura 10).

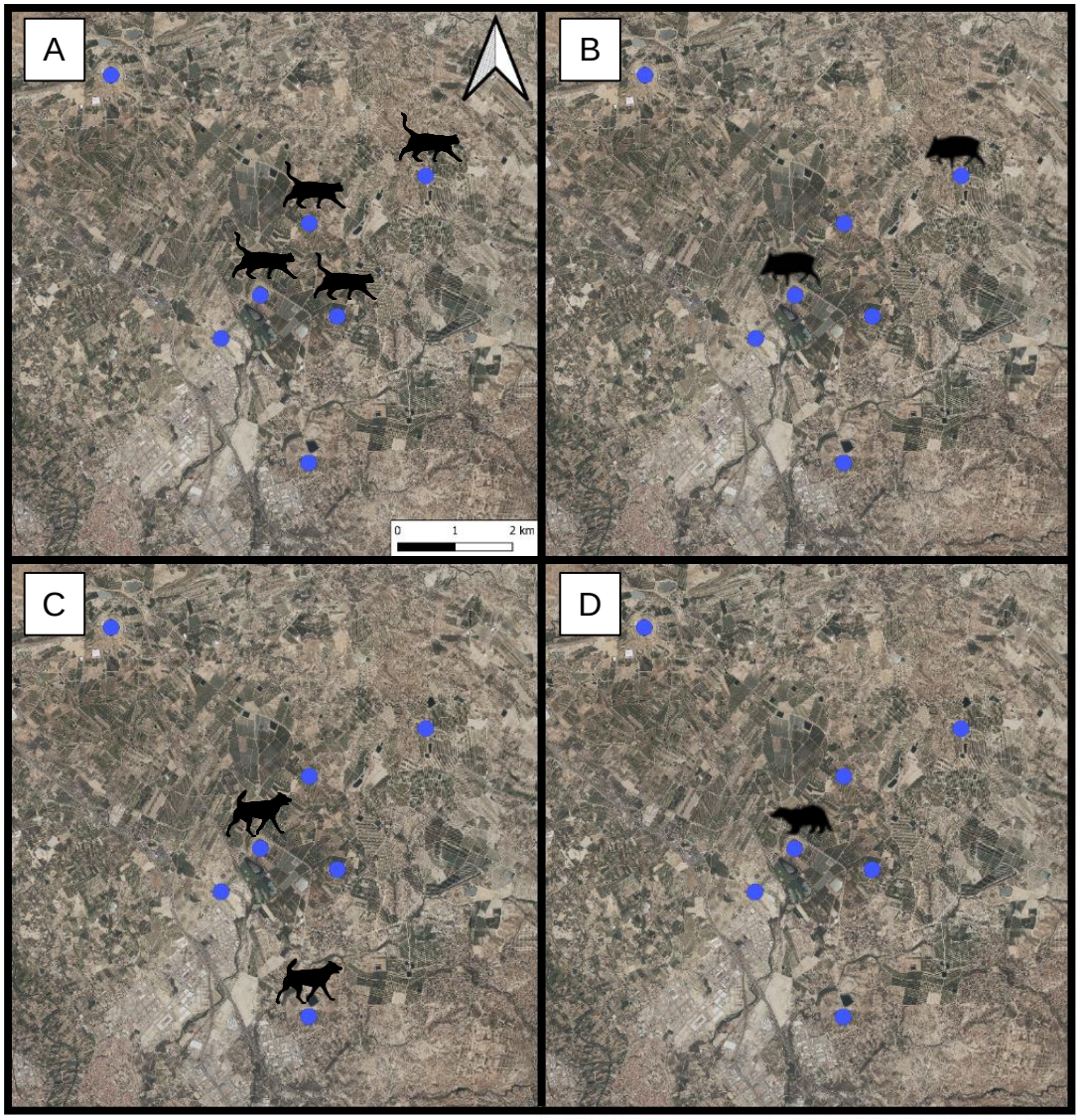

Figura 10. Principales mamíferos potenciales depredadores del conejo detectados en cada cámara de fototrampeo (excepto zorro, mostrado en apartado 3.2.2). A) gato doméstico; B) jabalí; C) perro; D) tejón.

Con respecto a las cámaras en las que se colocaron como cebo conejos abatidos durante las jornadas de caza para comprobar quienes eran sus potenciales consumidores, es destacable que fueron consumidas por gatos domésticos y urracas (Figura 11).

Figura 11. Gatos domésticos y urracas consumiendo conejo. Imágenes captadas por la cámara de fototrampeo número 4.

4.2 Conejo

4.2.1 Densidad

En el conjunto de los 4 transectos se han observado 435 conejos en verano y 131 en otoño. Se avistaron una media de 108.8 ± 42.4 conejos por itinerario y con un rango entre 58 y 154 durante los censos al amanecer en verano; mientras que en el caso de los censos al amanecer en otoño se detectaron 32.75 ± 18.7 conejos.

Para la estima de densidad, en vista de los resultados, la distancia de truncamiento ha sido de 80 metros, descartando las observaciones más alejadas. Se han creado 8 intervalos de 10 metros cada uno para evitar el efecto de posibles imprecisiones en las estimas de la distancia a las observaciones. La detectabilidad se ha modelado utilizando la función de detección hazard rate (HR) y la covariable *estación* para cada itinerario. Los resultados obtenidos indican que la densidad media de conejo en el paraje Campotéjar en verano es de 25.5 conejos/ha, siendo el intervalo de confianza del 95% (IC 95%) de 16.1 – 40.4 conejos/ha; mientras que en otoño es de 5.4 conejos/ha (IC 95% 2.1 – 15.8 conejos/ha).

Tabla 4. Número de conejos avistados en cada itinerario durante los censos en distintas épocas del año y el IKA.

Itinerario	Estación	Nº avistados	IKA
1	Verano	131	57.0
	Otoño	31	13.5
2	Verano	58	29
	Otoño	15	7.5
3	Verano	92	40
	Otoño	26	11.3
4	Verano	154	90.6
	Otoño	59	34.7

4.2.2 Fototrampeo

El conejo apareció en todas las cámaras de fototrampeo que se colocaron. El número máximo de conejos que aparecieron en una única fotografía fue de 12, siendo el promedio de 1.4 ± 1.0 individuos/foto. Los picos de actividad (número de imágenes de conejo capturadas) se concentraron principalmente en las horas crepusculares y durante la noche, siendo las primeras horas del día en las que más fotografías de la especie se tomaron mediante el fototrampeo (Figura 12).

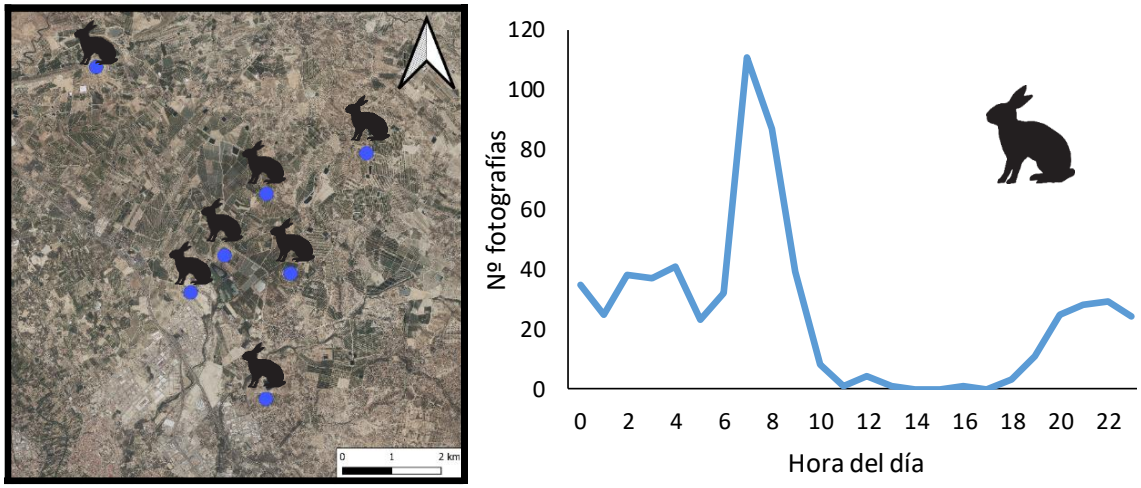

Figura 12. Cámaras de fototrampeo en las que se detectó conejo (izquierda). Número de imágenes en las que aparecieron conejos en función de la hora del día.

4.3 Zorro

4.2.1 Abundancia y dieta

Se recogieron un total de 10 excrementos de zorro en los cuatro itinerarios (Tabla 5). La abundancia relativa osciló entre 0.02 y 0.10 excrementos/km*día según el itinerario, siendo el promedio de 0.05.

Tabla 5. Características de los itinerarios realizados y las medidas tomadas para la estima de abundancia de la población de zorro residente. *Longitud* está expresada en km; *Intervalo* en días.

Itinerario	Longitud (km)	Limpieza	Recogida	Intervalo (días)	Nº excrementos	R
1	2.3	24/06/2020	16/07/2020	22	1	0.02
2	2.0	23/06/2020	17/07/2020	24	3	0.06
3	2.3	24/06/2020	16/07/2020	22	1	0.02
4	1.7	17/07/2020	14/08/2020	28	5	0.10

Para el estudio de la dieta se analizaron los excrementos de zorro recopilados (N = 10). Los lagomorfos (conejo y liebre) fue la categoría trófica más frecuente en la dieta del zorro, seguida de micromamíferos y frutos, otra materia vegetal, jabalí (probablemente carroñeado). Finalmente detectamos el consumo de aves como el menos frecuente en la dieta del zorro en el área de estudio (Figura 13).

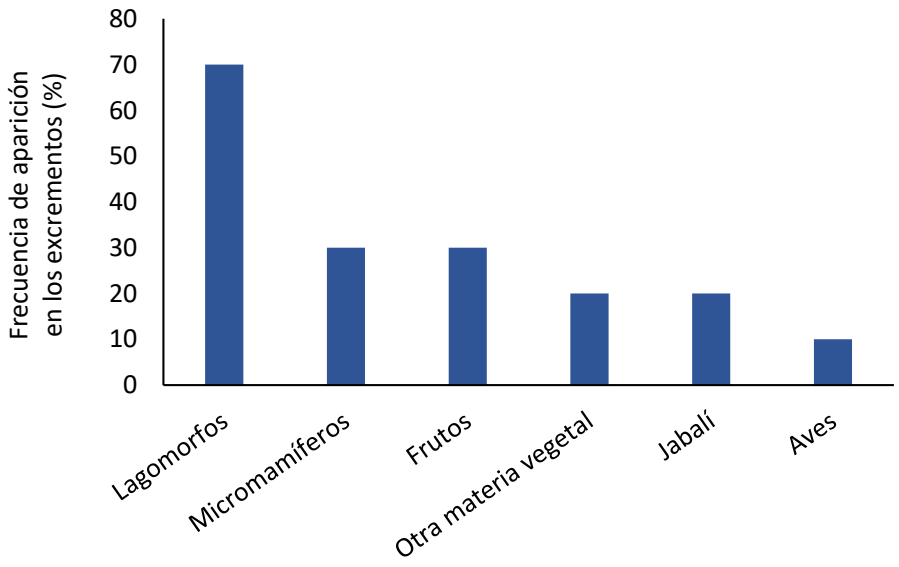

Figura 13. Dieta del zorro (porcentaje de excrementos en los que aparecieron los restos identificados).

4.3.2 Fototrampeo

El número máximo de zorros captados en una única fotografía (solo apareció en 4 imágenes de dos cámaras distintas) fue de 1, siendo el promedio de 1.0 ± 0.0 individuos/foto. Los picos de actividad (número de imágenes de zorro capturadas) se concentraron únicamente durante la noche, entre las 00:00 y las 2:00 (Figura 14). Estos datos deben tomarse con precaución ya que el número de fotografías en que apareció zorro fue muy bajo (ver apartado 3.3.3 para conocer un análisis más detallado del comportamiento de la especie a lo largo del día).

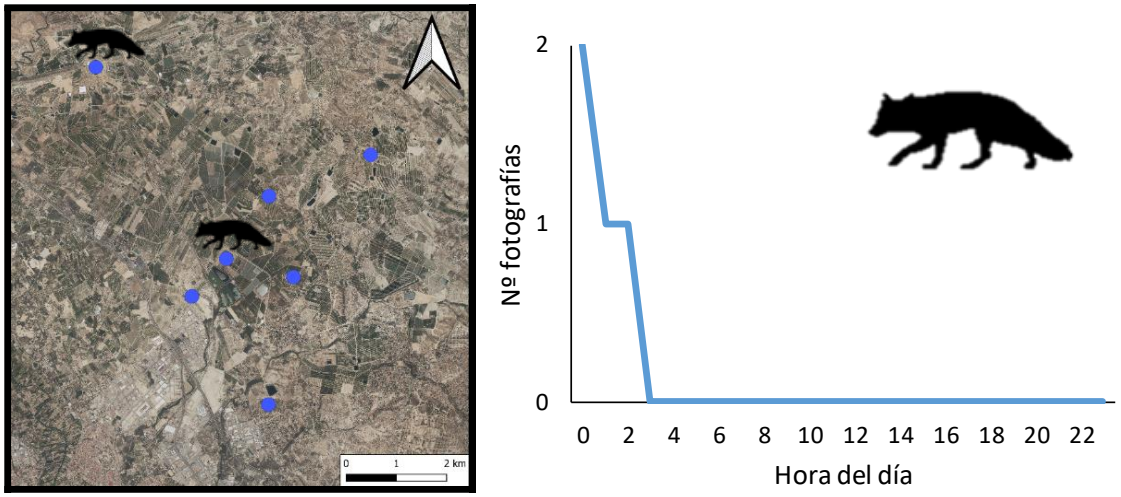

Figura 14. Cámaras de fototrampeo en las que se detectó zorro (izquierda). Número de imágenes en las que apareció zorro en función de la hora del día (derecha).

4.3.3 Comportamiento espacial

Desde julio hasta noviembre se marcaron un total de 6 zorros (Tabla 6) que se liberaron en la comarca de Campotéjar de Molina de Segura. Se recopilaron un total de 1116 posiciones de 6 zorros, desde el 21/07/2020 hasta el 23/11/2020.

Tabla 6. Zorros marcados durante el periodo de estudio. *Tipo y punto de suelta* detallado en el punto 2.5.3 de la sección Material y métodos y Figura 6. Fecha *1* indica el día en que se marcó a cada zorro. *Fecha 2* es la fecha en que se recibió la última información de cada collar. "C.E." continúan emitiendo.

Zorro	Sexo	Edad	Municipio origen	Tipo y punto suelta	Fecha 1	Fecha 2
Z1	M	1	Mula	Refugio/1	21/07/2020	11/09/2020
Z2	M	1	Mula	Refugio/1	16/09/2020	C.E.
Z3	M	2	Mazarrón	Directa/1	26/09/2020	C.E.
Z4	H	1	Totana	Directa/2	26/09/2020	04/10/2020
Z5	M	2	Mazarrón	Directa/1	05/11/2020	C.E.
Z6	M	2	Mazarrón	Directa/2	19/11/2020	C.E.

La distancia diaria promedio que recorrieron los individuos marcados fue de 663.9 ± 897.8 m, con un máximo de 7908.6 m en un solo día (individuo Z5, el día 20/11/2020). La velocidad promedio fue de 61.4 ± 96.3 m/h, con un máximo de 1181.2 m/h (individuo Z3 el día 22/10/2020) En la Tabla 7 se detallan estos valores para cada zorro.

Tabla 7. Resumen de la información espacial recogida y analizada de los zorros marcados. *Posiciones* indica el número de coordenadas recogidas para cada individuo hasta la fecha 23/11/2020 o hasta que dejó de emitir el collar. *Días* indica el número de días de seguimiento de cada zorro. Las distancias (*Dist.*) están expresadas en km (± desviación estándar), y la velocidad promedio en m/h.

Zorro	Posiciones	Días	Dist. diaria	Dist. máx. diaria	Velocidad
Z1	124	52	0.35 ± 0.59	3.06	86.3 ± 155.7
Z2	613	68	0.45 ± 0.37	1.99	58.3 ± 69.3
Z3	261	58	1.05 ± 1.15	4.86	63.1 ± 114.0
Z4	10	8	-	0.02	-
Z5	64	18	1.10 ± 1.60	7.91	67.3 ± 194.7
Z6	44	4	1.70 ± 1.67	6.03	53.5 ± 40.4

El comportamiento espacial de los animales marcados fue muy errático los primeros días tras cada suelta (Figura 15 y 16). Sin embargo, en el caso de aquellos individuos marcados un mayor periodo de tiempo (Z2 y Z3), parece que acabaron asentándose en ciertas áreas (aunque fuera del término municipal de Molina de Segura; Figura 16), mientras que Z1, Z4, Z5 y Z6 han tenido un periodo de seguimiento corto, y no se ha podido detectar áreas de asentamiento para estos individuos (en el caso de Z1 y Z4 la emisión cesó en septiembre y octubre, respectivamente).

De manera más concreta, una vez liberado Z1, se asentó en la zona de estudio, hasta que su collar dejó de emitir (por motivos desconocidos) a los 52 días. En cambio, Z2 y Z3 abandonaron el paraje de Campotéjar: Z2 a los 11 días, llegando al área que ahora ocupa 5 días más tarde, a 16 km en línea recta del punto de suelta; y Z3 a los 5 días, empleando 34 más en llegar hasta la zona en que actualmente desarrolla su actividad, situada a 51 km del lugar donde se soltó. Z4 emitió posiciones durante 8 días, todas ellas en el paraje de Campotéjar. Z5 y Z6 fueron marcados en noviembre y todavía no han mostrado un asentamiento en ningún territorio; actualmente se están desplazando entre los municipios cercanos como Lorquí, Ceutí o Archena.

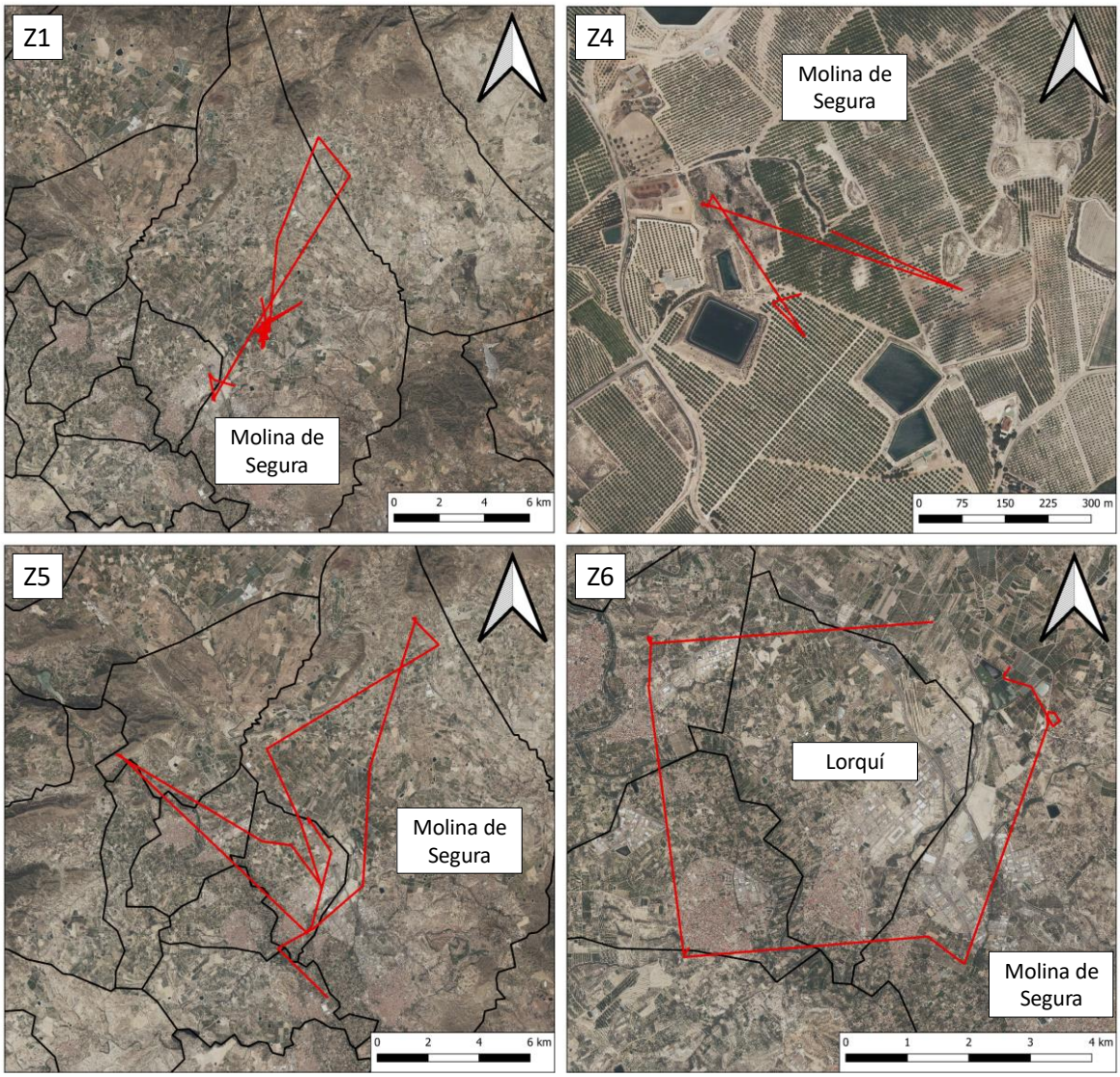

Figura 15. Rutas seguidas por los zorros Z1, Z4, Z5 y Z6. Se han indicado los municipios relevantes en cada caso para una correcta ubicación del recorrido.

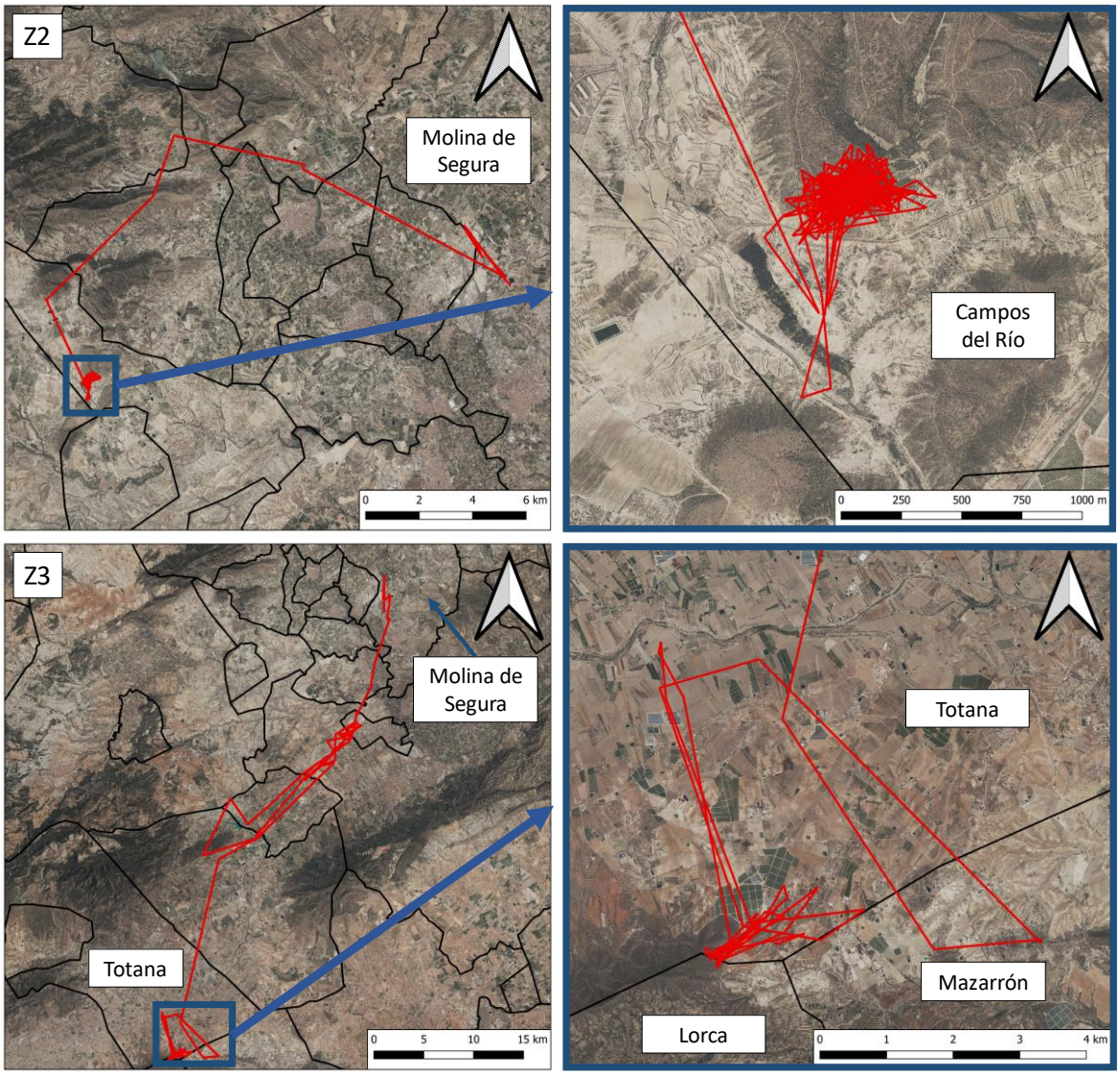

Figura 16. Rutas seguidas (izquierda) y zonas de asentamiento ampliadas (derecha) de los zorros Z2 y Z3. Se indican los municipios relevantes en cada caso para una correcta ubicación del recorrido.

A lo largo del día, la actividad de los zorros variaba (medida como distancia recorrida cada hora). En general, la actividad se concentraba durante las horas nocturnas, siendo la actividad mínima durante las horas centrales del día (Figura 17). En la Figura 18 se detalla esta actividad horaria media para cada uno de los ejemplares marcados. En el caso de Z4 no hubo suficiente información para conocer su actividad a lo largo del día, por lo que no figura en la Figura 18. En el caso de algunos del resto de individuos, no se contempla la actividad a todas horas, lo cual es debido a falta de datos tomadas a esas horas del día. Esto puede deberse a que los animales se refugien a esas horas en zonas donde no hay cobertura para emitir la información captada por el collar GPS.

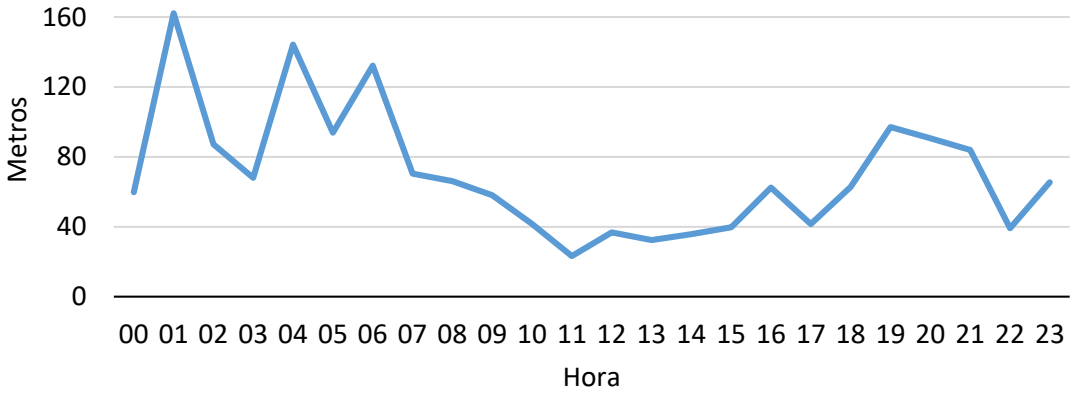

Figura 17. Actividad (distancia) media por hora de los zorros marcados a lo largo del día.

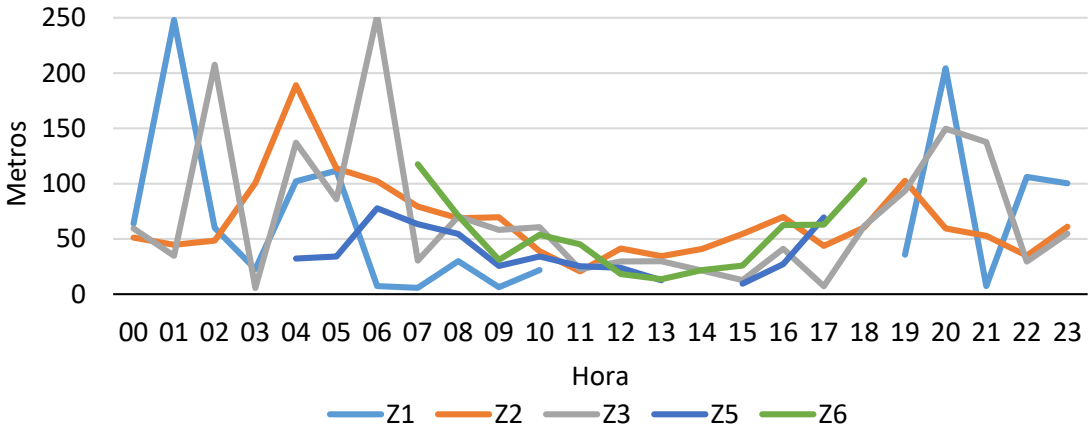

Figura 18. Actividad (distancia) media por hora de cada zorro marcado a lo largo del día.

El área de campeo promedio (kernel 95) fue de 151.5 ± 274.4 km^2, mientras que su núcleo de uso (kernel 50) fue de 39.9 ± 75.3 km^2. El área promedio estimada mediante el MPC fue de 95.3 ± 126.4 km^2. En la Tabla 8 se detallan áreas de campeo de cada zorro radio-marcado; y en la Figura 19 las áreas de campeo estimadas.

Tabla 8. Áreas de campeo estimadas para cada zorro calculadas a partir de los polígonos kernel (K 95 y K 50) y el mínimo polígono convexo (km^2).

Zorro	Área de campeo (K 95)	Núcleo de uso (K 50)	MPC
Z1	15.4	2.1	23.2
Z2	6.7	1.3	95.1
Z3	703.6	192.1	344.7
Z4	0.19	0.05	0.05
Z5	124.3	27.0	88.8
Z6	58.9	16.6	36.6

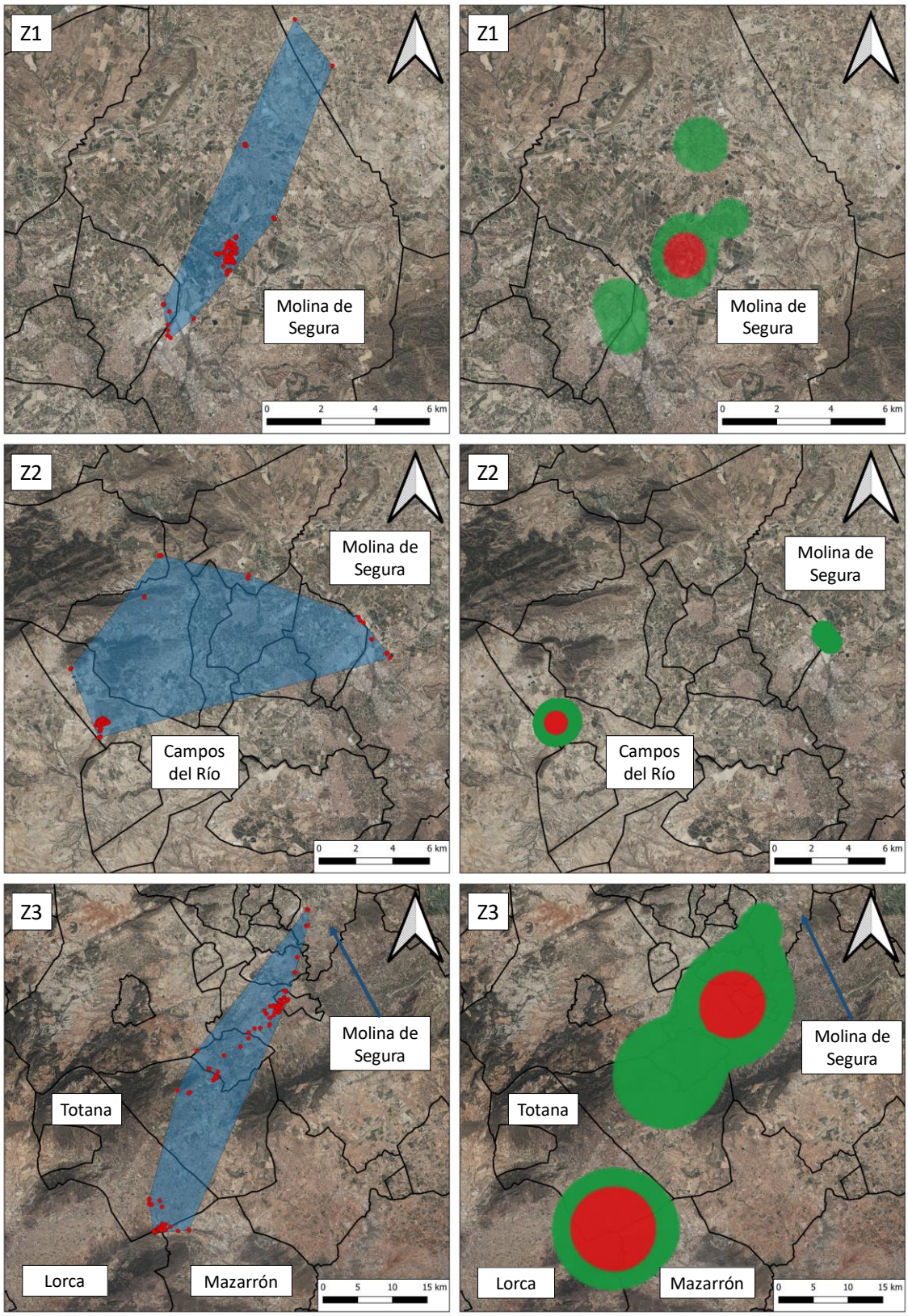

Figura 19. MPC (izquierda) y polígonos kernel (derecha) del 95% (verde) y del 50% (rojo) de los zorros marcados.

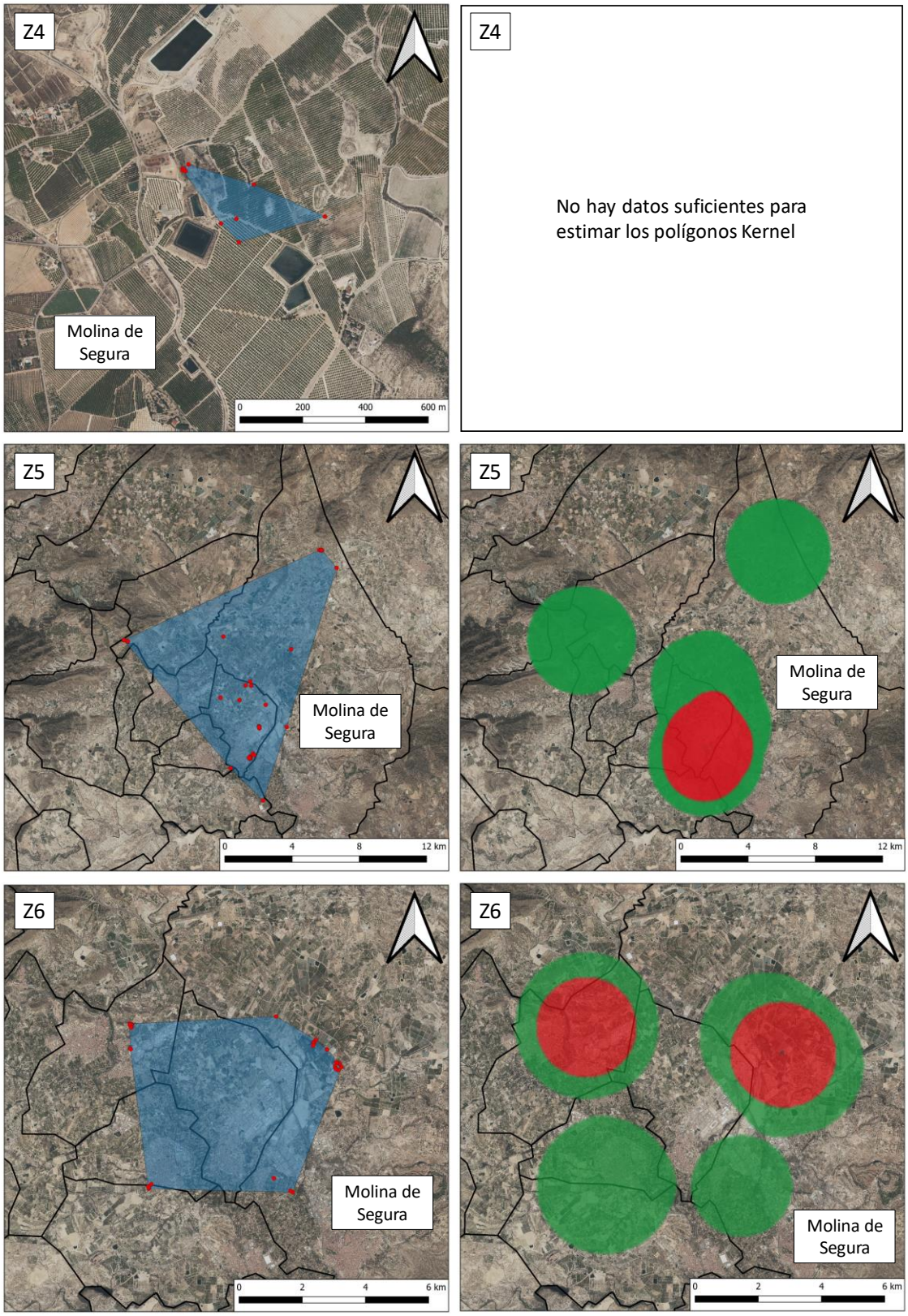

Figura 19 (continuación). MPC (izquierda) y polígonos kernel (derecha) del 95% (verde) y del 50% (rojo) de los zorros marcados.

En términos generales, 3.0% de las posiciones registradas fueron sobre suelo urbano-industrial; un 32.2% en zonas agrícolas; y un 64.9% en zonas de vegetación natural (Figura 20).

De una forma más detallada, el porcentaje de uso de las zonas agrícolas se dividió en tierras de labor (6.0%); zonas agrícolas heterogéneas (cultivos en mosaico y con parches de vegetación natural; 9.9%); y frutales (incluyendo viñedos y olivares; 16.2%). Los espacios de vegetación natural, divididos en dos categorías, fueron zonas boscosas (pinares; 1.2%); y zonas de pastizal-matorral (63.7%), siendo ésta la más ampliamente usada por los individuos marcados. En la Figura 21 se muestra el número de posiciones en cada tipo de hábitat para cada zorro.

Figura 20. Número de posiciones de los collares colocados en zorros en cada tipo de hábitat general.

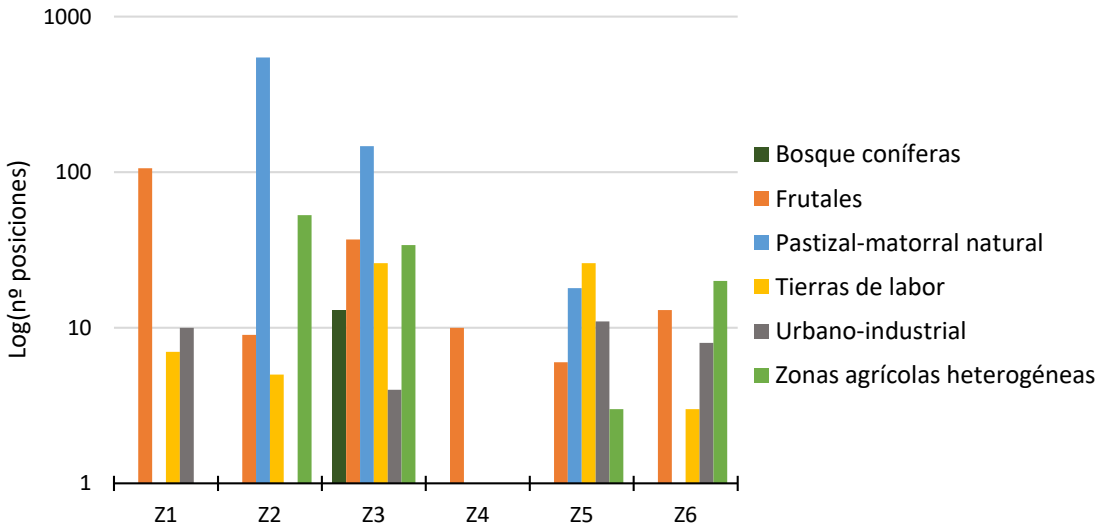

Figura 21. Número de posiciones (en escala logarítmica) de cada zorro en cada sub-tipo de hábitat.

4.4 Otras especies durante los censos

Entre el resto de especies destacables de la zona de estudio que fueron contabilizadas durante los censos de conejo, destacaron la perdiz y la liebre ibérica. Se contabilizaron un total de 13 perdices en el censo de verano y 5 en el de otoño; y se avistó una liebre en el censo otoñal (Tabla 9).

La muestra poblacional de estas dos especies durante los censos es tan baja que no permite realizar una estima de densidad robusta. Por ello, se ha estimado el IKA.

Tabla 9. Número de conejos avistados en cada itinerario durante los censos en distintas épocas del año.

	Estación	Perdiz	IKA perdiz	Liebre	IKA liebre
1	Verano	-		-	
	Otoño	-		1	0.4
2	Verano	9	4.5	-	
	Otoño	-		-	
3	Verano	-		-	
	Otoño	4	1.7	-	
4	Verano	5	2.9	-	
	Otoño	-		-	

5. DISCUSIÓN

El objetivo principal del estudio es determinar si el control biológico de la población de conejos mediante la introducción de zorros tiene un efecto sobre el lagomorfo, reduciendo su abundancia y los daños agrícolas sufridos en la zona. Sin embargo, aunque se han iniciado las tareas para el control biológico del conejo (marcaje y suelta de zorros en el área de estudio), el número de zorros liberados, así como el tiempo de seguimiento hasta la fecha actual (datos hasta el 23 de noviembre de 2020) no son suficientes para comprobar si la medida de control biológico empleada permite alcanzar el objetivo. Además de que algunos de ellos han desaparecido o abandonado la zona de estudio. Por ello, se continuará con el marcaje y seguimiento de los zorros y los censos de conejo hasta el próximo verano (junio, 2021).

A pesar de ello, el seguimiento mediante fototrampeo y los distintos censos realizados en la comarca de Campotéjar de Molina de Segura ha permitido conocer las principales especies de aves y mamíferos presente en la zona, así como la actividad y la abundancia de las más relevantes, incluyendo al zorro y al conejo. Además, el marcaje de zorros con collares GPS ha proporcionado información sobre el comportamiento espacial de esta especie en la zona, información que no existía.

5.1 Fototrampeo

Entre las especies detectadas mediante el fototrampeo destacaron la perdiz y la liebre debido al potencial efecto que la introducción de zorros podría tener en sus poblaciones. La frecuencia de aparición de ambas especies en las cámaras de fototrampeo fue baja (<5%) en comparación con otras especies, como la urraca (23.5% de las imágenes). Puesto que durante los censos los avistamientos de estas especies también fueron escasos, podemos asumir que su densidad es baja en el área de estudio. La perdiz, especie en declive poblacional, tiene sus densidades más bajas a nivel peninsular en la costa mediterránea, y además de evitar los cultivos más intensivos (Martí y del Moral, 2003). En el caso de la liebre sucede algo similar, el hábitat de la zona de estudio no es el más adecuado para la especie (Palomo et al., 2007). A pesar de ser especies escasas en la zona, algunos investigadores apuntan a que el efecto depredador de los zorros sobre este tipo de presas no es significativo (Knauer et al., 2010).

Encontramos distintas especies que pueden depredar con mayor o menor frecuencia sobre la población de conejos, incluyendo sus carroñas. El jabalí es una de ellas, y es un consumidor ocasional de gazapos (Carpio et al., 2014). Otro carnívoro

silvestre presente en la zona de estudio es el tejón. Aunque es un consumidor ocasional de gazapos de conejo, existen casos en que la especie se ha especializado en consumirlos debido a escasez de otros alimentos (Martín et al., 1995).

Entre los depredadores detectados destacan dos domésticos: el perro y el gato. El número de perros fotografiados fue bajo, mientras que el gato apareció con mayor frecuencia, consumiendo incluso carroñas de conejo. Es posible que los perros correspondan a escapes puntuales de las casas de la zona. Sin embargo, los gatos son asilvestrados (com. pers.) desarrollando un rol de depredador. Los gatos asilvestrados, aunque en el área de estudio pueden estar consumiendo conejos (cazados activamente o consumiendo carroñas atropelladas), son causantes de graves daños a la biodiversidad, especialmente sobre las aves (Medina y Nogales, 2009; Veldhuis, 2020).

5.2 Conejo

Las densidades de conejo estimadas en verano en el paraje de Campotéjar (25.5 conejos/ha) coincide con la estimada en estudios previos en la Región de Murcia (Sánchez *et al.*, 2004). La reducción poblacional que se observa en otoño (5.4 conejos/ha) responde al ciclo biológico de la especie, que alcanza los máximos poblacionales a finales de la primavera e inicios de verano, y los mínimos en otoño (Beltrán, 1991; Pina, 2000). En ambos periodos, los valores estimados en este estudio fueron mayores que los medidos por Pina (2000) en un coto del sur de Alicante, que oscilaron entre 0.1 (otoño) y 5.0 (verano) conejos/ha; sucediendo lo mismo con los IKA.

Al no existir un seguimiento poblacional previo de la población de conejo, no podemos saber si las densidades estimadas actualmente difieren de otros años o si ha existido un aumento/descenso poblacional en los últimos años. Sin embargo, es posible que la población de conejos de la comarca de Campotéjar se haya visto beneficiada por la existencia de infraestructuras lineales próximas, como la autovía o la vía ferroviaria (Delibes-Mateos *et al.*, 2018), así como el desarrollo de cultivos leñosos (Calvete *et al.*, 2004; Delibes-Mateos *et al.*, 2010), favoreciendo los daños agrícolas por parte de esta especie de manera generalizada en el centro y sur de la península ibérica (Delibes-Mateos *et al.*, 2018).

En lo que respecta a la actividad diaria basada en el fototrampeo del conejo, es similar a lo que sucede en otras poblaciones, es decir picos de actividad al amanecer y atardecer, y una actividad nocturna moderada (Díez Valle *et al.*, 2005; Palomo *et al.*, 2007).

5.3 Zorro

La abundancia de zorros obtenida en la zona de estudio es relativamente baja (0.05 excrementos /km*día) comparada con la de otras zonas. Por ejemplo, en la propia Región de Murcia, se establecieron valores que oscilaron entre 0.03 y 0.31 excrementos/km*día, si bien fue en un entorno natural como es Sierra Espuña (Morales-Reyes *et al.*, 2017).

En general, las zonas de regadío (como es nuestra área de estudio) presentan abundancias de zorro mayores que las de secano e incluso otros entornos naturales (Gortázar, 1999), registrando los valores más altos en verano (Ballesteros *et al.*, 1998). Sin embargo, la baja abundancia que detectamos pudo verse influenciada por la topografía del entorno. Al ser campos agrícolas, de escasa dificultad en su recorrido, los zorros pueden desplazarse fácilmente por ellos en lugar de usar los caminos que empleamos como itinerarios para evaluar su abundancia. Esto justificaría porqué se encontraron más excrementos en el itinerario 4, el que transcurre por un espacio no agrícola, que en el resto. A pesar de ello, la baja tasa de captura mediante las cámaras de fototrampeo (0.4% del total de imágenes y en 2 cámaras de 7) apunta a que la abundancia de la especie es baja.

El análisis de los excrementos recopilados permitió conocer de manera aproximada la dieta de esta especie en el área de estudio. Los resultados coinciden con lo detectado en otras áreas, siendo los lagomorfos (principalmente el conejo) la presa que mayor biomasa aporta a la dieta de este carnívoro. Se estima que un conejo de 400 gramos es lo que necesita diariamente un zorro adulto para sobrevivir (Barrull y Mate, 2015).

Como se ha podido comprobar con nuestros resultados, la dieta del zorro es omnívora (Figura 12). Ésta varía según la zona de estudio y la época del año (Barrull y Mate, 2015). Su carácter adaptable y oportunista le permite explotar en cada momento del año aquel recurso más abundante, aliviando así la presión sobre otras especies menos abundantes. Se ha detectado que las poblaciones del sur de la península consumen una mayor proporción de lagomorfos e invertebrados que los del norte, cuya dieta se centra en pequeños mamíferos y materia vegetal (Díaz-Ruiz *et al.*, 2013). Además, también aprovecha los recursos puntuales que puede encontrar esporádicamente como son las carroñas de ungulados silvestres (Barrull y Mate, 2015).

Este es probablemente el origen de los pelos de jabalí detectados en dos de los excrementos recopilados.

La translocación de ejemplares de zorro a otra zona para el control biológico del conejo es un trabajo pionero en la península ibérica. Generalmente, la translocación de carnívoros se ha realizado con motivos conservacionistas por todo el globo, para reforzar o reintroducir poblaciones en peligro de extinción o desaparecidas (Moehrenschlager y Macdonald, 2003; Thalmann *et al.*, 2016).

Con respecto al seguimiento espacial, el número de zorros capturados y el periodo de tiempo de seguimiento no es suficiente para establecer diferencias en los comportamientos espaciales por sexo, edad ni estación del año. Esto podrá realizarse cuando el periodo de seguimiento sea mayor y con más ejemplares de ambos sexos (especialmente de hembras).

Puesto que desconocíamos el comportamiento espacial que podían tener los zorros translocados probamos distintos métodos de suelta. Los 6 zorros que han sido marcados hasta la fecha han sido soltados en un refugio (Z1 y Z2), o bien de manera directa en el medio (Z3, Z4, Z5 y Z6). En ambos casos se han dado situaciones en las que los zorros han abandonado el área de estudio en que nos interesaba que estableciera su territorio (Z2 y Z3); así como también se quedaron en la zona (Z1). De Z5 y Z6 aún no podemos determinar su lugar de asentamiento y desde su suelta han mostrado un comportamiento itinerante. Estos animales itinerantes suelen aprovechar de manera temporal hábitats de baja calidad y generalmente también peligrosos, evitando a sus congéneres con territorios establecidos (competencia intraespecífica), por lo que suelen tener altas tasas de mortalidad (Barrull y Mate, 2015).

Por otro lado, se pretende crear una zona de aclimatación para comprobar si manteniendo al zorro cautivo unos días (7-14) hay más probabilidades de que se quede en las proximidades de la zona de suelta, como se ha hecho con otros carnívoros, aunque sin totales garantías de asentamiento en el área de suelta (Weise *et al.*, 2014). Este procedimiento se realizará con al menos 4 de los siguientes zorros capturados.

Los ejemplares Z2 y Z3 han retornado a su lugar de captura. Sin embargo, no podemos hablar de desplazamientos filopátricos ya que no ha existido un proceso dispersivo natural previo, si no artificial, y el motivo de desplazamiento no es el reproductivo (Greenwood, 1980). Este comportamiento ya se había detectado en zorros (Phillips y Mech, 1970), así como también en otros carnívoros como el lobo (*Canis lupus*) (Henshaw y Stephenson, 1974) o el coyote (*Canis latrans*) (Danner y Fisher, 1977) e

incluso en distintos ungulados (Rogers, 1988). Sin embrago, este proceso no siempre se da. Por ejemplo, Marcstrom (1968) translocó en Suecia 21 zorros a distancias de entre 20 y 170 km, pero ninguno de ellos regreso al lugar de origen (aunque algunos llegaron a desplazarse hasta 125 km del lugar de la suelta).

De los ejemplares que dejamos de recibir información (Z1 y Z4) no podemos establecer la causa. Cabe la posibilidad de algún fallo técnico (una vez colocados, ya que todos habían sido probados previamente) en los collares debido por ejemplo a golpes, aunque es poco probable ya que los dispositivos están diseñados para soportar este tipo de uso. Otra posibilidad es que ambos muriesen, y los dispositivos acabasen en zonas sin cobertura para emitir o bien dañados. Entre las distintas causas de mortalidad de la especie, en áreas rurales destacan los atropellos (Gosselink *et al.*, 2007), lo cual podría explicar también por qué los collares dejaron de emitir si fueron dañados por una colisión con algún vehículo.

La actividad diaria de los zorros marcados, en términos de distancia media diaria recorrida, oscilaron entre los 0.35 km y los 1.7 km. Estos valores son relativamente más bajos que los observados en otros estudios en los que los zorros mostraron una actividad diaria de entre 3.4 y 6.3 km en el centro peninsular (Sierra de Guadarrama) (Blanco, 1988), y de 5.4 y 9.8 km en el suroeste (Doñana) (Rau, 1987; Travaini, 1994). En cambio, nuestros datos sí coinciden en términos de actividad horaria con lo estimado por otros autores en la península ibérica, como en poblaciones de los Pirineos (Vericad Corominas, 1970) o de la Serra de Montsant en Tarragona (Barrull *et al.*, 2014), donde muestran un comportamiento principalmente crepuscular y nocturno. Estas distancias diarias y el horario de actividad pueden variar a lo largo de las estaciones del año (Barrull et al., 2014; Kämmerle et al., 2020), además de depender también del tamaño del territorio que ocupa el individuo, las condiciones climáticas diarias, o la condición física del animal.

Las áreas de campeo estimadas para los zorros marcados deben tomarse con precaución debido a que el periodo de seguimiento no ha permitido recopilar suficiente información para unas estimas robustas. Únicamente Z2 cuenta con un número de posiciones tal que permite una lectura fiable de su área de campeo y núcleo de uso (polígonos kernel 95 y 50). A pesar de ello, los valores obtenidos con los datos de que disponemos muestran valores similares en otros estudios, con gran variabilidad entre los individuos, desde pocas decenas de hectáreas a varios kilómetros cuadrados (Barrull y Mate, 2015), como sucede en nuestro caso.

La mayor parte de las posiciones de los zorros recibidas se han dado en zonas de vegetación natural, principalmente de pastizal y matorral (64.9%). Este hecho parece estar relacionado con la mayor cantidad de refugio y disponibilidad de madrigueras que puede encontrarse en este hábitat (Mangas *et al.*, 2008), sin despreciar el uso de zonas agrícolas que supone un 32.2% del total. De hecho, se han detectado ejemplares de zorros en campos agrícolas que no muestran un comportamiento evasivo cuando ven humanos, ni se ven molestados por las labores agrícolas (Barrull y Mate, 2007; Figura 22).

Figura 22. Zorro descansando en un campo de cítricos del área de estudio durante el desarrollo de trabajos agrícolas. Foto de P.A. Gomáriz.

El control biológico del conejo incrementando la población de depredadores naturales, en este caso el zorro, todavía no ha podido evaluarse en el área de estudio. Es necesario incrementar el número de zorros translocados y favorecer que se establezcan en la zona de estudio. Algunos autores apuntan a que un depredador generalista como es el zorro, puede tener un efecto regulador de la población presa cuando ésta se encuentra en densidades medias o bajas, pero no a altas densidades (Delibes-Mateos et al., 2008; Norbury y Jones, 2015). Es por ello, que el empleo de zorros como medida de control biológico puede ser relativamente efectivo en las temporadas en que el conejo presenta una menor abundancia (otoño e invierno). Pero esta efectividad en el control poblacional no será tal cuando la población es alta (primavera-verano). No obstante, puede ser un factor que ayude a mitigar, aunque sea ligeramente, los daños agrícolas ocasionados por el conejo.

Dada la importancia de la agricultura en la Región de Murcia, y más concretamente en el caso particular de Molina de Segura, existe un gran interés en el empleo de estrategias de gestión de la fauna silvestre efectivas y socialmente aceptadas por los diversos grupos implicados.

Por ello, debido a que disponemos de insuficientes datos, el seguimiento poblacional del conejo, así como la translocación y marcaje de zorros va a continuar hasta junio de 2021, englobando un ciclo anual. Esto permitirá evaluar de una forma más robusta la efectividad de esta medida de gestión, así como además ampliar el conocimiento sobre la ecología espacial del zorro en la Región de Murcia.

REFERENCIAS

Apollonio, M., Andersen, R., & Putman, R. (2010). *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press.

Ballesteros, T., Degollada, A., & Baquedano, L. (1998). Estimación de la abundancia de zorros (Vulpes vulpes), garduñas (Martes foina) y gatos domésticos (Felis catus) en el PN de Sant LLorenç del Munt (Cataluña). *Galemys*, *10*, 129-133.

Barrull, J., & Mate, I. (2007). *La guineu a Catalunya*. Edicions l'Agulla de Cultura Popular.

Barrull, J., & Mate, I. (2015). *El zorro* (Tundra, Ed. Vol. 3).

Barrull, J., Mate, I., Ruiz-Olmo, J., Casanovas, J. G., Gosàlbez, J., & Salicrú, M. (2014). Factors and mechanisms that explain coexistence in a Mediterranean carnivore assemblage: an integrated study based on camera trapping and diet. *Mammalian Biology*, *79*(2), 123-131.

Baynham-Herd, Z., Redpath, S., Bunnefeld, N., & Keane, A. (2020). Predicting intervention priorities for wildlife conflicts. *Conservation Biology*, *34*(1), 232-243.

Begg, G. S., Cook, S. M., Dye, R., Ferrante, M., Franck, P., Lavigne, C., Lövei, G. L., Mansion-Vaquie, A., Pell, J. K., & Petit, S. (2017). A functional overview of conservation biological control. *Crop Protection*, *97*, 145-158.

Beltrán, J. F. (1991). Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. *Mammalia*, *55*(4), 591-599.

Berg, C., Lerner, H., Butterworth, A., & Walzer, C. (2020). Wildlife Welfare. *Frontiers in Veterinary Science*, *7*.

Blanco, J. C. (1988). Estudio ecológico del zorro, Vulpes vulpes (L., 1758), en la sierra de Guadarrama.

Calenge, C. (2006). The package “adehabitat” for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological modelling*, *197*(3-4), 516-519.

Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E., & Cabezas-Ruiz, S. (2004). Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, *19*(5), 531-542.

Carpio, A. J., Apollonio, M., & Acevedo, P. (2020). Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations [Review]. *Mammal Review*. https://doi.org/10.1111/mam.12221

Carpio, A. J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J., & Tortosa, F. S. (2014). The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology*, *20*(3), 161-166.

Cattet, M., Boulanger, J., Stenhouse, G., Powell, R. A., & Reynolds-Hogland, M. J. (2008). An evaluation of long-term capture effects in ursids: implications for wildlife welfare and research. *Journal of Mammalogy*, *89*(4), 973-990.

Cooke, B., Chudleigh, P., Simpson, S., & Saunders, G. (2013). The Economic Benefits of the Biological Control of Rabbits in A ustralia, 1950–2011. *Australian Economic History Review*, *53*(1), 91-107.

Courchamp, F., Chapuis, J. L., & Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, *78*(3), 347-383.

Danner, D. A., & Fisher, A. R. (1977). Evidence of homing by a coyote (Canis latrans). *Journal of Mammalogy*, *58*(2), 244-245.

Delibes-Mateos, M., De Simon, J. F., Villafuerte, R., & Ferreras, P. (2008). Feeding responses of the red fox (Vulpes vulpes) to different wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) densities: a regional approach. *European Journal of Wildlife Research*, *54*(1), 71-78.

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*, 169-176.

Delibes-Mateos, M., Farfán, M. Á., Rouco, C., Olivero, J., Márquez, A. L., Fa, J. E., Vargas, J. M., & Villafuerte, R. (2018). A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain [Article]. *Pest Management Science*, *74*(1), 111-119. https://doi.org/10.1002/ps.4658

Delibes-Mateos, M., Ferreira, C., Rouco, C., Villafuerte, R., & Barrio, I. C. (2014). Conservationists, hunters and farmers: the European rabbitOryctolagus cuniculusmanagement conflict in the Iberian Peninsula. *Mammal Review*, *44*(3-4), 190-203.

Delibes-Mateos, M., Gálvez-Bravo, L. (2009). El papel del conejo como especie clave multifuncional en el ecosistema mediterráneo de la península ibérica. *Ecosistemas*, *18*(3), 14-25.

Delibes-Mateos, M., Farfán, M. Á., Rouco, C., Olivero, J., Márquez, A. L., Fa, J. E., Vargas, J. M., & Villafuerte, R. (2018). A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest management science*, *74*(1), 111-119.

Díaz-Ruiz, F., Delibes-Mateos, M., García-Moreno, J. L., María López-Martín, J., Ferreira, C., & Ferreras, P. (2013). Biogeographical patterns in the diet of an opportunistic predator: the red fox V ulpes vulpes in the I berian P eninsula. *Mammal Review*, *43*(1), 59-70.

Díez Valle, C., Pérez Garrido, J. A., Prieto Martin, R., Alonso De La Varga, M. E., & Olmedo Olmedo, J. A. (2005). Activity patterns of wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) under semi-freedomconditions, during autumn and winter. *Wildlife Biology in Practice*, *1*(1), 41-46.

Fenner, F., & Fantini, B. (1999). *Biological control of vertebrate pests: the history of myxomatosis, an experiment in evolution*. CABI publishing.

Ferrer, M., & Negro, J. J. (2004). The near extinction of two large European predators: super specialists pay a price. *Conservation Biology*, *18*(2), 344-349.

Frye, B. (2006). *Deer wars: science, tradition, and the battle over managing whitetails in Pennsylvania*. Penn State Press.

Geisser, H., & Reyer, H. U. (2004). Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars [Article]. *Journal of Wildlife Management*, *68*(4), 939-946. https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0939:EOHFAF]2.0.CO;2

Gortázar, C. (1999). Ecología y patología del zorro (Vulpes vulpes, L.) en el Valle Medio del Ebro: Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. *Zaragoza*, 236.

Gosselink, T. E., Van Deelen, T. R., Warner, R. E., & Mankin, P. C. (2007). Survival and cause-specific mortality of red foxes in agricultural and urban areas of Illinois. *The Journal of Wildlife Management*, *71*(6), 1862-1873.

Greenwood, P. J. (1980). Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal behaviour*, *28*(4), 1140-1162.

Henshaw, R. E., & Stephenson, R. O. (1974). Homing in the gray wolf (Canis lupus). *Journal of Mammalogy*, *55*(1), 234-237.

Hooke, R. L., Martín-Duque, J. F., & Pedraza, J. (2012). Land transformation by humans: a review. *GSA today*, *22*(12), 4-10.

Knauer, F., Küchenhoff, H., & Pilz, S. (2010). A statistical analysis of the relationship between red fox Vulpes vulpes and its prey species (grey partridge Perdix perdix, brown hare Lepus europaeus and rabbit Oryctolagus cuniculus) in Western Germany from 1958 to 1998. *Wildlife biology*, *16*(1), 56-65.

Kolb, H. H. (1991). Use of burrows and movements of wild rabbits (Oryctolagus cuniculus) in an area of hill grazing and forestry. *Journal of Applied Ecology*, 892-905.

Kämmerle, J.-L., Rondeaux, S., & Storch, I. (2020). Circadian activity patterns of red foxes (Vulpes vulpes) in montane forests under different culling regimes. *Mammal Research*, 1-5.

Labuschagne, L., Swanepoel, L. H., Taylor, P. J., Belmain, S. R., & Keith, M. (2016). Are avian predators effective biological control agents for rodent pest management in agricultural systems? *Biological Control*, *101*, 94-102.

Mangas, J. G., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S., & Virgós, E. (2008). The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, *17*(1), 43-51.

Marcstrom, V. (1968). Tagging studies on red fox (Vulpes v.) in Sweden. *Viltrevy*, *5*, 103-117.

Martí, R., & del Moral, J. C. (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

Martín, R., Rodríguez, A., & Delibes, M. (1995). Local feeding specialization by badgers (Meles meles) in a Mediterranean environment. *Oecologia*, *101*(1), 45-50.

Medina, F. M., & Nogales, M. (2009). A review on the impacts of feral cats (Felis silvestriscatus) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation*, *18*(4), 829-846.

Metcalf, A. L., Metcalf, E. C., Khumalo, K., Gude, J., Kujala, Q., & Lewis, M. S. (2017). Public wildlife management on private lands: Reciprocity, population status, and stakeholders' normative beliefs. *Human Dimensions of Wildlife*, *22*(6), 564-582.

Moehrenschlager, A., & Macdonald, D. W. (2003). Movement and survival parameters of translocated and resident swift foxes Vulpes velox. *Animal conservation*, *6*(3), 199-206.

Morales-Reyes, Z., Sánchez-Zapata, J. A., Sebastián-González, E., Botella, F., Carrete, M., & Moleón, M. (2017). Scavenging efficiency and red fox abundance in Mediterranean mountains with and without vultures. *Acta Oecologica*, *79*, 81-88.

Navarro, L. M., & Pereira, H. M. (2015). Rewilding abandoned landscapes in Europe. In *Rewilding European Landscapes* (pp. 3-23). Springer, Cham.

Norbury, G., & Jones, C. (2015). Pests controlling pests: does predator control lead to greater E uropean rabbit abundance in A ustralasia? *Mammal Review*, *45*(2), 79-87.

Palomo, L. J., Gisbert, J., & Blanco, J. C. (2007). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU.

Pedler, R. D., Brandle, R., Read, J. L., Southgate, R., Bird, P., & Moseby, K. E. (2016). Rabbit biocontrol and landscape-scale recovery of threatened desert mammals. *Conservation Biology*, *30*(4), 774-782.

Phillips, R. L., & Mech, L. D. (1970). Homing behavior of a red fox. *Journal of Mammalogy*, *51*(3), 621-621.

Pina, J. A. (2000). Ecología y gestión cinegética de una población de conejos en el sur de la provincia de Alicante.

Rau, J. R. (1987). *Ecología del zorro," Vulpes vulpes (L.)", en la reserva biológica de Doñana, SO de España*. Universidad de Sevilla.

Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R. A., Linnell, J. D. C., & Watt, A. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in ecology & evolution*, *28*(2), 100-109.

Rogers, L. L. (1988). Homing tendencies of large mammals: a review. *Translocation of wild animals. Milwaukee: Wisconsin Humane Society*, 76-92.

Stiling, P., & Cornelissen, T. (2005). What makes a successful biocontrol agent? A meta-analysis of biological control agent performance. *Biological control*, *34*(3), 236-246.

Sánchez, M. A., Sánchez-Zapata, J. A., & Díez de Revenga, E. (2004, 2004). *El conejo (Oryctolagus cuniculus) en la Región de Murcia* Actas del II Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia,

Tellería, J. L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. raíces.

Thalmann, S., Peck, S., Wise, P., Potts, J. M., Clarke, J., & Richley, J. (2016). Translocation of a top-order carnivore: tracking the initial survival, spatial movement, home-range establishment and habitat use of Tasmanian devils on Maria Island. *Australian Mammalogy*, *38*(1), 68-79.

Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A., & Burnham, K. P. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, *47*(1), 5-14.

Travaini, A. (1994). Demografía de la población de zorros (vulpes vulpes) del Parque Nacional de Doñana.

Vaquerizas, P. H., Delibes-Mateos, M., Piorno, V., Arroyo, B., Castro, F., & Villafuerte, R. (2020). The paradox of endangered European rabbits regarded as pests on the Iberian Peninsula: trends in subspecies matter. *Endangered Species Research*, *43*, 99-102.

Veldhuis, T. (2020). Predation on avian wildlife by domesticated and feral cats.

Vericad Corominas, J. R. (1970). Estudio faunístico y biológico de los mamíferos montaraces del Pirineo.

Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M. (2007). *Oryctolagus cuniculus* Linaeus, 1758. In L. J. Palomo, J. Gisbert, & J. C. Blanco (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España* (pp. 487-491). Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU.

Waage, J. (2012). *Biological control: measures of success*. Springer Science & Business Media.

Webbon, C. C., Baker, P. J., & Harris, S. (2004). Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology*, *41*(4), 768-779.

Weise, F. J., Stratford, K. J., & van Vuuren, R. J. (2014). Financial costs of large carnivore translocations–accounting for conservation. *PLoS One*, *9*(8), e105042.

Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, *70*(1), 164-168.