

Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación Sierra de Guadarrama

CENSO DE GATO MONTÉS EN EL PARQUE NACIONAL Y SU ZONA PERÍFERICA DE PROTECCIÓN EN LA COMUNIDAD DE MADRID



2023-2024

CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE, AGRICULTURA E INTERIOR

DIRECCION GENERAL DE BIODIVERSIDAD Y GESTION FORESTAL

PARQUE NACIONAL DE LA SIERRA DE GUADARRAMA

CENTRO DE INVESTIGACION, SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN

CENSO DE GATO MONTÉS EN EL PARQUE NACIONAL Y SU ZONA PERÍFERICA DE PROTECCIÓN EN LA COMUNIDAD DE MADRID 2023-2024

Dirección científica

Emilio Virgós. Universidad Rey Juan Carlos (URJC)

Equipo de trabajo

Javier Hernández. Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad (IMIB-CSIC)

Tamara Burgos. Universidad Rey Juan Carlos (URJC).

Sara Fernández-Siles. Universidad Rey Juan Carlos (URJC).

Pablo Pedraza-Indeguy. Universidad Rey Juan Carlos (URJC).

Sergio Rubio. Centro de Investigación del Parque Nacional (CISE-PNSG).

Santiago Martín. Centro de Investigación del Parque Nacional (CISE-PNSG).

Fernando Horcajada. Centro de Investigación del Parque Nacional (CISE-PNSG).

Coordinación

Juan A. Vielva. Responsable del Centro de Investigación del Parque Nacional (CISE-PNSG).

ÍNDICE

ÍNDICE.....	2
PREÁMBULO	3
1. ANTECEDENTES	4
2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	7
3. ÁREA DE ESTUDIO.....	8
3.1. Hábitats asociados a la distribución del gato montés	8
4. MATERIAL Y MÉTODOS	11
4.1. Unidades de muestreo	11
4.2. Identificación de ejemplares	14
4.3. Análisis de abundancia por captura-recaptura y número de capturas por trampas noche	15
4.4. Mapa de densidades Kernel	15
5. RESULTADOS	16
5.1. Muestreos en el bloque “Hueco de San Blas”	17
5.2. Muestreos en el bloque “Valle del Paular”	19
5.3. Muestreos en el bloque “Pedriza”	22
5.4. Muestreos en el bloque “Artiñuelo-Saúca”	24
5.5. Muestreos en el bloque “Fuenfría-Barranca”	27
6. DISCUSIÓN	28
7. REFERENCIAS.....	35

PREÁMBULO

De nuevo, el programa de colaboraciones que la Comunidad de Madrid, a través del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, viene llevando a cabo con distintas Universidades y expertos de prestigio en diversas disciplinas, ha dado sus frutos en lo que se refiere al estado de conocimiento de una especie sobre la que existe bastante desinformación sobre su estado de conservación actual. En 2024, se acomete la segunda campaña de censos sobre las poblaciones de gato montés en el parque nacional, dirigidos por el profesor e investigador Emilio Virgos, quien lidera también, el censo de gato montés a nivel nacional.

Los resultados obtenidos en este censo son inequívocamente buenos, en lo que se refiere a las abundancias y contactos obtenidos, lo que nos permitirá trabajar en la conservación de la especie, la mejora y restauración de sus hábitats y la conciliación de su presencia con las numerosas amenazas que afrontan estos carnívoros, en especial el impacto del uso recreativo.

Nos anima el hecho de que la Sierra de Guadarrama es un ambiente de media montaña que, por lo observado en este censo, es capaz de constituirse en corredor entre ambientes mediterráneos y norteyños, lo que será fundamental en un intento de recuperar las poblaciones de gato montés del centro, hoy muy escasas y muy fragmentadas en gran parte de la península ibérica.

Nuestro esfuerzo va dirigido a conocer bien el estado de estas poblaciones y, de esta forma, saber las causas que motivan la reducción de las mismas. Conocidas éstas, podremos afrontar con éxito el diseño de las acciones preventivas.

Afortunadamente con la declaración de parque nacional se han llevado a cabo diversas actuaciones que han frenado algunas de las principales amenazas para la conservación del gato montés. Entre ellas, la supresión de la caza, la organización y regulación de los aprovechamientos micológicos, la supresión de los aprovechamientos comerciales madereros, el diseño de nuevas selviculturas para la recuperación de riberas, adaptadas a los hábitats de especies protegidas o la investigación aplicada para la recuperación del conejo en estas zonas de montaña, entre otras acciones...

Pero también es preciso profundizar en otras importantes amenazas para la conservación de la especie, como es la hibridación de gatos monteses con gatos domésticos asilvestrados; amenaza de difícil solución por el rigor de algunas normativas sobre la protección de los derechos y el bienestar animal, en la parte que protege las colonias asilvestradas de gatos domésticos.

JUAN VIELVA JUEZ
RESPONSABLE DEL CENTRO DE INVESTIGACIÓN SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN

INFORME

1. ANTECEDENTES

El gato montés (*Felis silvestris*) es una especie de carnívoro con un estatus de conservación desconocido en la mayor parte de su área de distribución. En el libro rojo se encuentra como casi amenazado y el reciente informe de la IUCN indica la posibilidad de un estado de conservación desfavorable en la península ibérica. Los escasos estudios realizados hasta el momento, indican que la especie puede estar desapareciendo en muchas regiones, sin que sepamos a ciencia cierta las causas de esta situación. Factores como la pérdida de hábitat, la reducción de sus presas principales, la persecución en los cotos de caza menor, los tóxicos, la sobreabundancia de ungulados o las amenazas relacionadas con los gatos domésticos como la hibridación o los problemas sanitarios, podrían ser algunos de los principales peligros para la especie, conformando un escenario muy preocupante para su conservación en nuestro país.

En líneas generales, es un mamífero carnívoro de tamaño medio, robusto, con patas relativamente cortas y una cabeza ancha, voluminosa. Destacan los bigotes densos y de apariencia caída, así como unas orejas bien distanciadas entre sí, que a veces también aparecen plegadas sobre la cabeza. El rostro es relativamente plano, y el hocico de color carne. El pelaje es en general pardo-grisáceo (Kitchener, 1991), con diversas rayas negras distribuidas por cabeza, cuello y extremidades. Una conspicua línea dorsal negra recorre la columna vertebral desde la zona cervical hasta la lumbar, acabando bruscamente antes del comienzo de la cola. Esta última es larga y ancha, acabada en una borla redonda y negra (Fig.1). La cola puede presentar de tres a cinco anillos negros, más o menos marcados (Lozano, 2008).

El gato montés es probablemente un descendiente directo del gato de Martelli (*Felis lunensis*), que se encontraba en Europa hace más de 1,6 millones de años, durante el Pleistoceno temprano (Kitchener, 1991). El gato montés aparece en el registro fósil de hace 250.000 años, procedente del periodo interglacial Holstein durante el Pleistoceno medio (Sommer y Benecke, 2006), y podría ser que fuera bastante más grande que los gatos actuales, habiendo reducido su tamaño con el tiempo según Kitchener (1995). En la Sierra de Guadarrama existen referencias de la presencia de gato montés desde el Pleistoceno Medio y Superior, tal y como atestiguan los numerosos restos del yacimiento de Pinilla del Valle (Buitrago, 1992).

El conocimiento del uso del espacio por parte de esta especie es un dato crucial para afrontar una estima de sus abundancias, como la del presente estudio. En la Península Ibérica se han encontrado valores muy altos para las áreas de campeo del gato montés, hasta 5000 ha en los machos y casi 700 ha en las hembras (Urra, 2003). El tamaño del área residencial varía mucho de un individuo a otro, dependiendo de la edad y el sexo, de las estaciones del

año, del tipo de hábitat y de la disponibilidad de presas (Kitchener, 1995). Por otra parte, que en general, el área residencial de los machos sea mayor que el de las hembras, parece indicar que éstas son en realidad el recurso limitante para los machos (Urrea, 2003). Se ha comprobado que las zonas de caza donde se encuentran las presas y los lugares de descanso, solapan muy poco entre individuos del mismo sexo y son defendidos activamente, especialmente en el caso de las hembras (Biró et al., 2004). En general, los machos solapan más sus áreas residenciales que las hembras, de tal manera que algunas zonas pueden ser utilizadas por varios ejemplares, pero siempre en momentos diferentes, sin que exista realmente un solapamiento temporal (Biró et al., 2004).



Figura 1. Gato montés localizado en primavera en el monte Cabeza de Hierro, durante los muestreos del bloque realizado en el Valle del Paular.

En la península ibérica, el gato montés se extiende de forma relativamente continua desde el Prepirineo hacia el oeste a lo largo de la Cordillera Cantábrica hasta el este de Galicia (Fig. 2). La distribución más occidental de los gatos monteses en el bioma templado se asocia principalmente con áreas boscosas alrededor de la cuenca hidrográfica del Miño hacia el Parque Nacional Peneda-Gerês (Portugal), y se extiende desde el Parque Nacional Montesinho (Portugal) hacia el norte hacia las montañas de Sanabria y Ancares (España). Una investigación exhaustiva entre expertos de toda la Península Ibérica ha revelado que, a diferencia de la evaluación anterior (Yamaguchi et al. 2015), la distribución del gato montés en la región mediterránea de España y Portugal está considerablemente reducida, muy fragmentado y dividida en poblaciones aparentemente aisladas. Las poblaciones relevantes se concentran en los principales sistemas montañosos y en zonas donde el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) es más abundante, en zonas como Sierra Morena, las Sierras Béticas orientales y el Sistema Central.

Los ambientes de montaña de latitudes medias como la Sierra de Guadarrama, suponen un nexo biogeográfico entre los ambientes mediterráneos y norteños que podría ser crucial en la recuperación de las poblaciones de gato montés de la zona centro.



Figura 2. Distribución del gato montés en la Península Ibérica según el último informe de la UICN. En el mapa se incluyen, sombreadas en verde oscuro, las zonas de presencia confirmada y presencia probable (modificado de Gerngross et al. 2022).

Dada la escasez de la especie en muchas zonas del centro-oeste de la Península, las poblaciones del parque nacional cobran una relevancia aún mayor. Lo abrupto de su territorio y la abundancia de presas (especialmente microtinós), podría haber facilitado la supervivencia de una especie acosada por el hombre en zonas más llanas y accesibles, poniendo en valor su utilidad en la recuperación regional de este tipo de fauna en peligro.

La enorme importancia de los roedores en la alimentación del gato montés, pueda llegar a considerarles como un recurso clave para la especie (Sunquist y Sunquist, 2002), pudiendo concluir en base a los resultados de los diferentes trabajos, que el gato montés europeo es un especialista trófico en roedores.

Recordemos que, aunque el parque nacional protege la Sierra de Guadarrama desde el año 2013, décadas antes ya ejercían esta función figuras como el Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara y el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares.

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Desde el Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación del Parque Nacional (en adelante CISE), se acomete en 2024 la segunda campaña de censos para evaluar el estado de conservación de la especie en el parque nacional y en su zona periférica de protección (ZPP). Este estudio está dirigido por el profesor e investigador Dr. Emilio Virgós, que es a su vez el responsable del sondeo que se está realizando, con la ayuda de decenas de colaboradores voluntarios, de manera sincronizada en toda España y que ha cubierto unos 120 bloques usando la misma metodología.

El desarrollo del censo en el parque nacional y su ZPP, se ha realizado a través del personal investigador del CISE y forma parte del seguimiento de la especie, en consonancia con el Subprograma de conservación de fauna del Programa de Conservación de los Recursos Naturales, Patrimonio Cultural y Paisaje del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque. Debido a la gran superficie que abarca, muestreando zonas tanto de la Cara Sur del parque nacional, como del Sector Lozoya, ambas en la Comunidad de Madrid, el censo se ha dividido en 6 unidades o bloques de muestreo de 2000ha. Durante las campañas 2023-2024 se han llevado a cabo 5 de los 6 bloques de los que consta el censo.

El conocimiento de las causas subyacentes a los cambios en el tamaño poblacional y distribución que esta especie está sufriendo en los últimos años, requieren un seguimiento detallado en el tiempo y en el espacio. Sin conocer el estado de las poblaciones de gato montés, es muy complicado deducir las causas de su aparente declive y en consecuencia poder tomar medidas urgentes de conservación para la especie. Diseñar buenos programas de seguimiento poblacional, es por tanto clave para llevar a cabo una política de conservación preventiva. En el caso de los carnívoros, esta tarea es complicada dado que son especies esquivas, mayoritariamente nocturnas y muchas de ellas escasas de manera natural por los amplios territorios que ocupan.

Con la llegada de las técnicas de fototrampeo, se ha podido avanzar mucho en el conocimiento de la abundancia, la ecología espacial o los ritmos de actividad de los carnívoros. Esta técnica permite, por tanto, el seguimiento de las poblaciones en el tiempo, y ya ha sido probada con diferentes especies como el tigre o el lince ibérico. En el caso del gato montés, el fototrampeo no es tan sencillo como con otras especies de carnívoros, dado que se muestra mucho más reticente para entrar a diferentes tipos de atrayentes, y su detección al paso es claramente un método poco eficiente en una especie de tan baja densidad, en la mayoría de su territorio. Sin embargo, algunos estudios recientes han mostrado que la utilización de cebo vivo y/o orina de lince, son métodos exitosos para detectar la especie y realizar estimas de su abundancia; aunque bien es cierto que la experiencia en la colocación de las cámaras trampa es un factor decisivo para detectarlo.

Por lo tanto, los objetivos principales del proyecto serían, por un lado, conocer el estado de conservación del gato montés en el parque nacional y por otro, establecer un protocolo estándar de seguimiento de sus poblaciones utilizando cámaras de fototrampeo, que sea replicable en el tiempo y forme parte del programa de seguimiento de esta especie. El desarrollo del proyecto está basado en la participación de investigadores con experiencia en la especie y en la colocación de cámaras de fototrampeo en muestreos de 2000 ha de superficie.

Poder cuantificar la abundancia de gato montés en el parque nacional y ZPP, sería clave para la recuperación de la especie a escala regional, ya que se podrían definir zonas prioritarias de conservación, con poblaciones con buenas densidades, que puedan actuar como fuente de ejemplares hacia otras áreas peor conservadas. Estas zonas deberán quedar definidas al finalizar el estudio, como primer paso en la recuperación de la especie, por lo que el parque nacional podría ser un referente en este aspecto en las poblaciones del centro peninsular.

Parece importante, por lo tanto, estudiar los factores determinantes de su distribución y abundancia actual en el parque nacional desde esta doble perspectiva conservacionista y de recuperación de la especie a escala regional.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El censo de gato montés fue desarrollado en el ámbito del parque nacional y su ZPP en la Comunidad de Madrid, unas 51.668 ha (Fig. 3). La altitud media del territorio que compone el ámbito de censo es elevada, como corresponde a su situación en pleno Sistema Central. La diferencia de relieve entre las cumbres y el piedemonte también es muy grande, lo que condiciona diferencias en la distribución y densidad de muchas especies. Esta diferencia de relieve es el principal factor de control de la distribución de precipitaciones y temperatura y, en definitiva, es la causa principal de la diversidad de vegetación.

La mayoría de la superficie de censo estaba representada por zonas forestales, concretamente por piornales, bosques de pinos silvestres, bosques de robledales y prados de fondo de valle, como principal vegetación del piso oro y supramediterráneo Guadarrámico.

3.1. Hábitats asociados a la distribución del gato montés

La Sierra de Guadarrama pertenece al Sistema Central y biogeográficamente se enmarca en el Sector Guadarrámico de la subprovincia Carpetana. El paisaje vegetal presente actualmente es fruto de una serie de acontecimientos que han sucedido a lo largo del tiempo y que han originado importantes cambios en la estructura y composición de los bosques, con manifestaciones de carácter geológico, climático y de origen humano que han conformado las principales unidades de vegetación en las que se ha desarrollado el muestreo (Fig. 4).

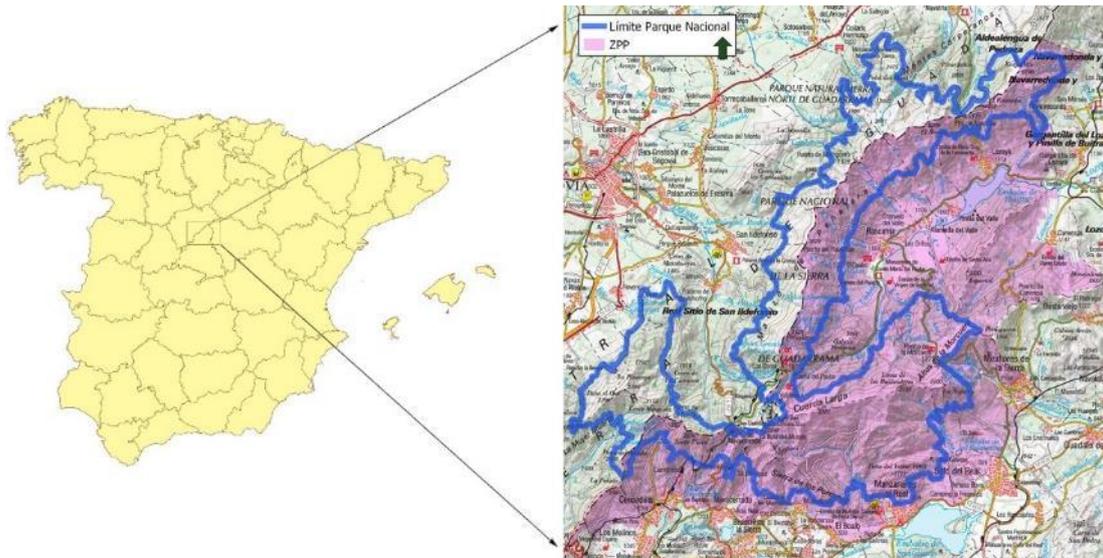


Figura 3. Localización del área de estudio en España y detalle de los límites del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama en azul y del área de estudio en rosa, coincidente con el ámbito del parque nacional y la ZPP en la Comunidad de Madrid.

Los pinares de montaña son bosques compuestos mayoritariamente, en su estrato arbóreo, por el pino silvestre (*Pinus sylvestris*). Estos bosques constituyen la vegetación potencial del piso oromediterráneo guadarrámico. Se trata de formaciones naturales y repobladas, situadas entre los 1.200 y 1.900 m sobre el nivel del mar. Estos ambientes, con diversidad de arbolado y matorral, cobijan ricas comunidades faunísticas, incluidos carnívoros como el lobo (*Canis lupus*), la garduña (*Martes foina*) o el tejón (*Meles meles*), detectados en este tipo de hábitat durante el censo.

Los bosques de roble rebollo o melojo ocupa el piso montano entre 1.700 y 1.400 m, extendiéndose por toda la Sierra de Guadarrama. En la mayor parte de todo ese territorio, al robledal le corresponde el papel de bosque dominante en función de las condiciones mesoclimáticas.

En la actualidad, la mayor parte de las formaciones son de árboles jóvenes con gran cantidad de ejemplares procedentes de cepa. Fueron aprovechados antiguamente para leñas y carboneo mediante talas y entresacas, y con frecuencia aclaradas o adhesadas para pastos. Aun así, en muchos enclaves serranos se pueden encontrar individuos maduros que conservan en buenas condiciones la estructura de la comunidad, constituyendo ejemplos de los bosques originales. Además de la variedad de condiciones originadas por el hombre, los robledales presentan distintas formas, desde las formaciones más puras hasta los bosques mixtos con otras frondosas y con el pinar, pasando por zonas adhesadas con fresno en los fondos del valle.

Los matorrales de altura son comunidades ampliamente extendidas por toda la sierra, en las zonas de cumbres y laderas altas, donde constituyen la vegetación principal entre los 1.800 y 2.200 m, inmediatamente por encima de los pinares. Constituye una formación muy densa y de gran cobertura, aunque el matorral no alcanza mucha altura, alrededor de un metro, debido al peso de la nieve y a la fuerza de los vientos. Las especies de matorral dominantes en esta comunidad son el piorno serrano y el enebro rastrero. En la comunidad de mamíferos representativa de los hábitats del sector supraforestal destaca, la cabra montés (*Capra pyrenaica*), con poblaciones muy abundantes que provienen de las repoblaciones realizadas en los años 90 con ejemplares procedentes de la Sierra de Gredos.

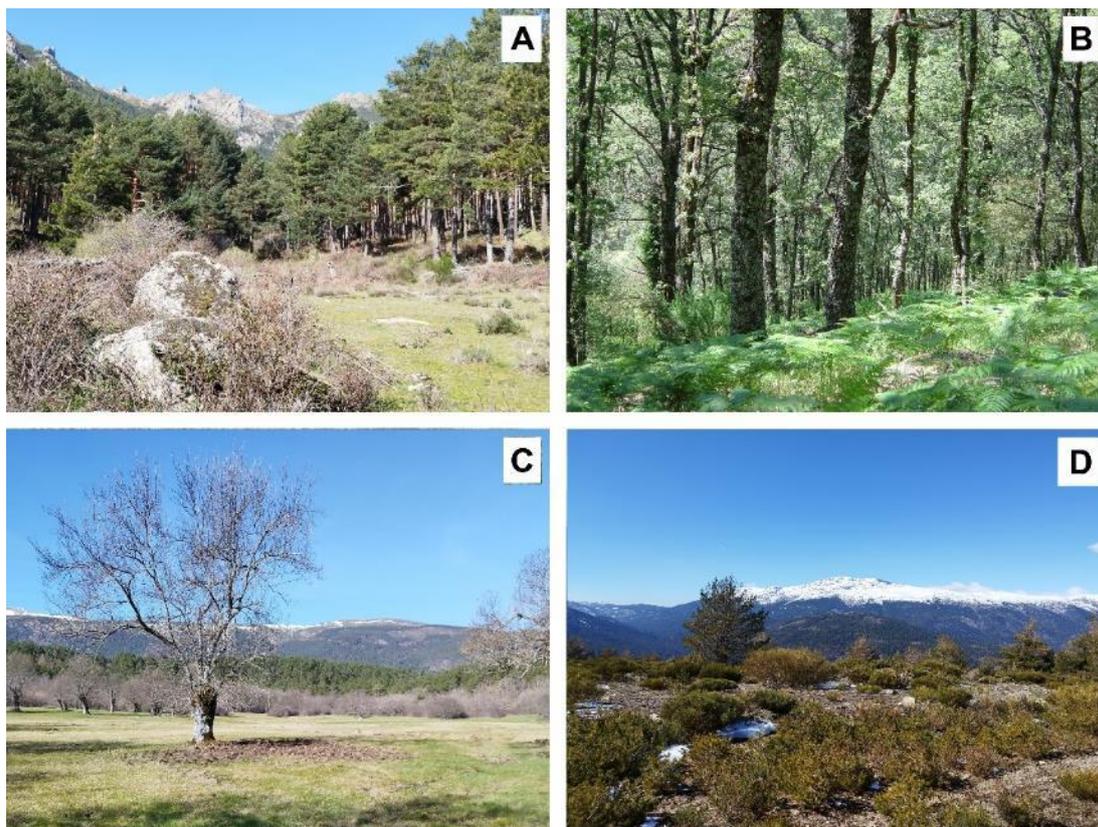


Figura 4. Principales unidades de vegetación sobre las que se ha desarrollado el estudio. (A) Pinares de montaña, (B) rebollares, (C) prados de fondo de valle y (D) matorrales de altura.

Los prados de fondo de valle y dehesas de fresno (*Fraxinus angustifolia*), es un hábitat que se extiende por las rampas y grandes valles internos de la sierra, como la cabecera del Valle del Lozoya. Los prados están salpicados por otros árboles caducifolios como el olmo común (*Ulmus minor*), el álamo temblón (*Populus tremula*), el sauce negro y el roble melojo, con estratos arbustivo y herbáceo. En las zonas bajas se desarrollan prados de siega (*Arrhenatherion*), en algunas zonas adehesados con fresno (*Fraxinus angustifolia*) y con facies húmedas (*Calthion palustris*, *Juncion acutiflori*), y algunos prados de diente (*Cynosurion*). Estos prados presentan además orlas arbustivas con gran diversidad de especies (Fig. 4).

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. Unidades de muestreo

El censo de gato montés, tiene su base en unidades de muestreo de 2000 ha, que se sitúan en el ámbito de estudio de manera proporcional a los hábitats presentes en el territorio. Durante las campañas 2023-2024 se llevaron a cabo 5 unidades de muestreo, 3 en la vertiente Sur, bloque del Hueco de San Blas, bloque de La Pedriza y bloque de Fuenfría-Barranca y dos en el Valle del Lozoya, bloque del Valle del Paular y bloque de Artiñuelo-Saúca (Fig.6). En cada unidad o bloque de muestreo, se instalaron 12 cámaras de fototrampeo, que permanecieron en el campo durante 60 días, con un atrayente natural, que facilitó la detección de los gatos monteses que pudieran estar presentes en ese ámbito. Las cámaras se revisaron cada 15 días, reemplazando las tarjetas SD, el atrayente y las pilas. Con el objetivo de agilizar las revisiones, se evitaron zonas alejadas y con fuerte orografía, priorizando la cercanía a pistas y caminos accesibles en coche, de manera que todas las cámaras fueran revisadas durante la misma jornada de trabajo.

Las cámaras se colocaron de manera sistemática, equidistando cada cámara de la más cercana aproximadamente 1.000 m. Para el diseño de la red de cámaras sobre el terreno se utilizó el programa QGis 3.3, de manera que en campo solo fue necesario buscar una buena localización cercana a las coordenadas marcadas en el mapa.



Figura 5. Las cámaras fueron colocadas preferentemente en troncos de árboles o sobre rocas de manera estable, a unos 30-50 cm del suelo en orientación Norte.

Las cámaras utilizadas fueron de LED blanco o flash con el fin de poder identificar a los individuos por la noche. Esta identificación permitirá la estima de densidades mediante métodos de captura recaptura espacialmente explícitos. Las cámaras fueron ubicadas en sitios

que garantizaran las posibilidades de obtener imágenes de gatos monteses. Como normas generales los criterios para elegir buenos enclaves fueron, zonas cercanas a barrancos, zonas con abundantes colonias de topillos u otros roedores sociales, ecotonos entre monte y áreas más abiertas, arroyos, sendas de fauna o roquedos. También se evitó la colocación de las cámaras demasiado expuestas al sol directo o en zonas de claro oscuros, ya que la activación del sensor con falsos positivos, aumentaría el número de fotos tomadas de día y provocaría el llenado de tarjetas y gasto de pilas.

Las cámaras fueron colocadas preferentemente en troncos de árboles o sobre rocas de manera estable, a unos 30-50 cm del suelo en orientación Norte (Fig. 5), en zonas poco expuestas al viento, evitando luces y sombras, para mejorar el rendimiento de las baterías. Las cámaras se orientaron hacia un lugar lo más despejado posible, despejando la zona de hierbas y pequeños matorrales para evitar la activación del sensor de manera innecesaria.

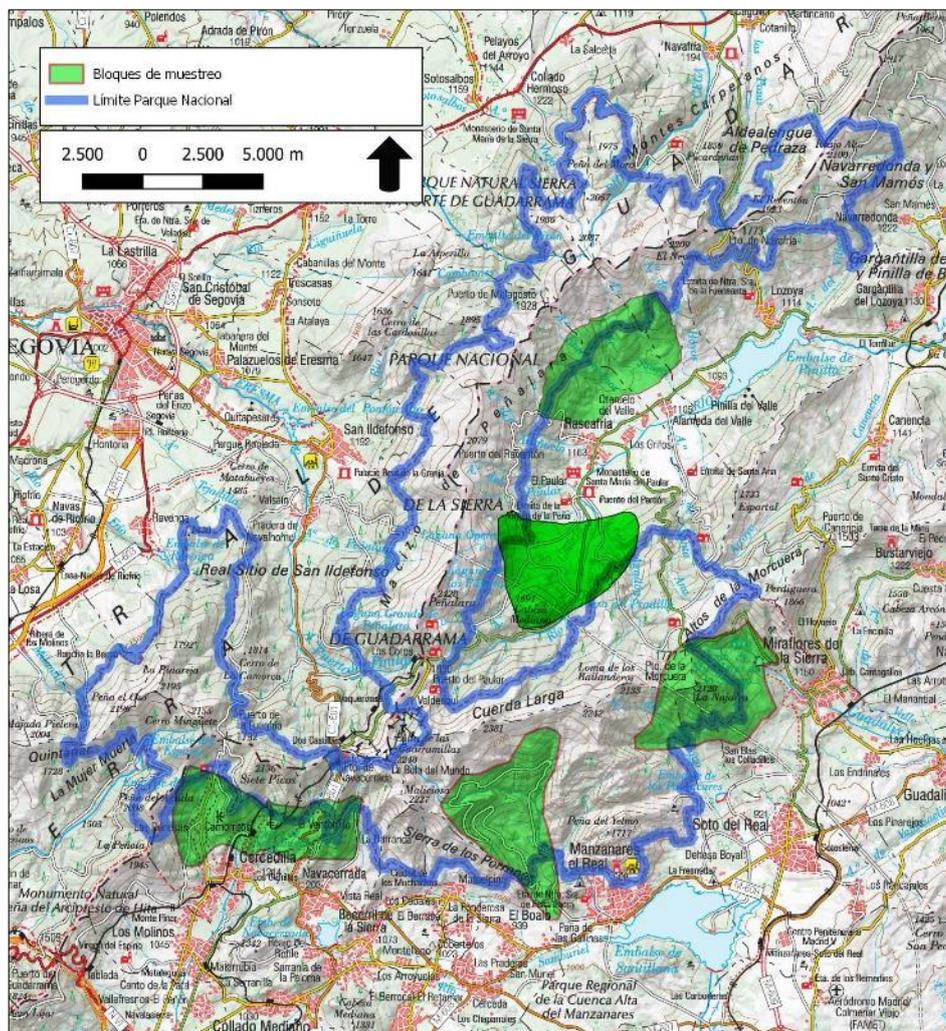


Figura 6. Mapa de localización de los bloques muestrados durante las campañas 2023-2024 en el Parque Nacional y su ZPP en la Comunidad de Madrid.

El atrayente oloroso fue orina de lince, ya que se ha mostrado como un atrayente ideal para el gato montés. Los atrayentes facilitan notablemente los estudios sobre carnívoros ya que la estimación de parámetros poblacionales para estas especies es una tarea complicada debido a sus bajas densidades y sus grandes áreas de distribución, lo que hace que las probabilidades de detección sean muy bajas. Los atrayentes son fáciles de manipular y algunas investigaciones previas (Monterroso et al., 2011) sugieren que su uso aumenta significativamente las probabilidades de detección de este orden de mamíferos.

El atrayente se situó a una distancia aproximada de 2 metros y medio de la cámara, sobre una pequeña roca con sustrato vegetal, de manera que la superficie guarde el olor el mayor tiempo posible. También se puede utilizar un tampón higiénico, mojado con orina y colocado entre dos piedras. No es necesario utilizar mucha cantidad de orina, con un tapón por cámara es suficiente ya que será renovado en cada revisión. La orina de lince fue conservada a -20°C en el congelador del CISE para evitar su degradación entre revisiones.

Para la recopilación de los datos en campo se diseñó una aplicación en el programa “Cyber Tracker” (Fig. 7) fundamentalmente por tres motivos: el primero, porque es software libre y gratuito; el segundo por que funciona a través de “Android” que es el sistema operativo más común en dispositivos móviles; y tercero, porque es una aplicación de manejo sencillo diseñada específicamente para seguimiento de fauna en grandes espacios protegidos.



Figura 7. Aplicación diseñada sobre el software libre “Cybertracker 3.5” y detalle de algunos formularios específicos para el censo de gato montés.

El formulario específico para el censo de gato montés, recopilaba las coordenadas de ubicación de la cámara, fecha, observador y el resto de datos observados durante la instalación de la cámara y las siguientes revisiones.

4.2. Identificación de ejemplares

El pelaje del gato montés es en general pardo-grisáceo, aunque puede variar según las condiciones climáticas (Kitchener, 1991), con diversas rayas negras distribuidas por cabeza, cuello y extremidades. Una conspicua línea dorsal negra recorre la columna vertebral desde la zona cervical hasta la lumbar. La cola es larga y ancha, acabada en una borla redonda y negra, pudiendo presentar de tres a cinco anillos negros, más o menos marcados. Además de este carácter, presenta otros aspectos del pelaje que son diferenciadores de la especie, como la extensión de la línea dorsal o la distribución diferencial de rayas, puntos y manchas, así como la forma del extremo de la cola, que pueden distinguir si aparecen en determinadas combinaciones a los gatos monteses puros tanto de los domésticos como de aquellos individuos que presentan introgresión (Kitchener et al., 2005). Así, por ejemplo, una línea dorsal que se continúa por la cola y un extremo puntiagudo de ésta, en vez de redondeado, serían claros indicadores de la presencia de alelos procedentes de gato doméstico (Lozano, 2008).

Todos los registros de gatos monteses potenciales identificados, se clasificaron con base a las características del pelaje según 3 sistemas de marcado (Kitchener et al., 2005). Las identificaciones individuales se realizaron mediante un examen externo de los patrones de pelaje, como el número, la dimensión y la forma de las manchas y rayas en las extremidades y el cuerpo. La identidad individual se basó en una evaluación comparativa de similitudes morfológicas entre diferentes registros de detección del flanco derecho, del flanco izquierdo o de ambos, siempre que fuese posible. Se descartaron los registros de detección que causaban incertidumbre en la identidad del individuo. Además, se identificó a cada individuo como gato montés, gato doméstico o gato híbrido después de un examen detallado de los patrones del pelaje y la forma de la cola (Ballesteros-Duperón et al., 2014; Anile et al., 2012).

Se emplearon procedimientos adicionales para evitar la identificación errónea de individuos, como lo sugieren Choo et al., 2020, incluida la comparación de la fotografía de cada nueva recaptura con todas las fotografías anteriores del individuo recapturado y de otros individuos. La foto-identificación se realizó por tres personas distintas, llegando a un consenso final sobre el número mínimo de individuos presentes en un bloque de muestreo.

Se supuso que los gatos monteses individuales se encontraban en una sola área de estudio, a menos que la distancia mínima entre las estaciones de captura de áreas de estudio vecinas fuera tres veces inferior el diámetro del área de distribución (HR) más grande de los gatos monteses registrada en la literatura: 59,78 km² (Oliveira et al., 2018). Esta distancia permitió dar cuenta de posibles conductas exploratorias de los individuos. Por lo tanto, las áreas de estudio separadas por más de 26,2 km² se consideraron independientes (Distancia de independencia= 3*diámetro HR=3*2*√59.78/π=26.173 km²).

4.3. Análisis de abundancia por captura-recaptura y número de capturas por trampas noche

Se intentó estimar la densidad de gato montés utilizando métodos de captura-recaptura espacialmente explícita (SCR) (Sutherland et al., 2019). Para ello, todos los contactos de imágenes con recapturas de ejemplares de gato montés se utilizaron para generar estimaciones independientes de densidad utilizando el paquete MLE oSCR v.0.42.0 (Sutherland et al., 2019) en el software R v.4.0.3 (R Core Team, 2019).

Como los tamaños de captura-recaptura fueron pequeños, no fue posible aplicar la estima de densidades a través de SCR, lo que impidió hacer buenas estimas del parámetro sigma (tasa de movimiento individual) y de la detección basal, ambos parámetros claves para estimas precisas (Sutherland et al., 2019), por lo que se calculó un índice de abundancia basado en la tasa de captura por 100 trampas/noche (RAI), que ya ha sido utilizado en estudios anteriores con esta especie (Gil-Sánchez et al., 2020). Este índice calcula el número de capturas independientes en cada bloque, considerando como independientes aquellas fotos separadas por, al menos, 30 minutos. El número total de capturas independientes se expresa como un índice de abundancia relativo: número de capturas independientes/100 trampas noche. Gil-Sánchez et al. (2020) demostraron que este RAI se correlaciona fuertemente con la densidad de gatos monteses estimada por métodos SCR, pudiendo utilizar la ecuación resultante (gatos monteses/100 km² = (1.83xcaptures/100 camera-days) + 3.23) para hacer una estima de densidad en los bloques de muestreo de este estudio. Además, se ha reflejado el dato de densidad en bruto, según el número de gatos identificados en cada bloque de 2000 ha.

4.4. Mapa de densidades Kernel

Se realizó un mapa de densidad Kernel para diferenciar las áreas con mayor concentración de capturas dentro del área de censo, considerando el número de capturas independientes de gato montés en cada una de las cámaras. La densidad del Kernel se calcula cuantificando las relaciones de puntos dentro de un radio de influencia mediante el análisis de patrones de un conjunto de datos específico.

El lugar de los sucesos se registra mediante un sistema de coordenadas que permite realizar un conteo de todos los puntos dentro de una región de influencia ponderados por la distancia de cada uno al lugar de interés.

La densidad del kernel se basa en dos parámetros definitorios: el radio de influencia (R) y la función de estimación (k). El radio de influencia se define como el área centrada en el punto de estimación u que indica cuántos eventos contribuyen a la estimación de la función de intensidad λ . La función de estimación (k) se encarga de las propiedades para suavizar la densidad calculada por la técnica de Kernel y se calcula mediante la fórmula: $\lambda(P) \sum_{i=1}^n \frac{1}{R^2} k \frac{(P-P_i)}{R}$ donde k es una función Kernel bivariada y simétrica llamada

función de estimación o suavizado y el parámetro $R > 0$ se conoce como ancho de la banda (o radio de influencia) y determina el grado de suavizado. Este es el radio de un disco centrado en P (P representa cualquier ubicación en R), donde Pi contribuirá significativamente (Câmara y Carvalho, 2004; Kawamoto 2012, Rizzati et al. 2020).

5. RESULTADOS

Para el censo de gato montés en el parque nacional y su ZPP, durante las campañas 2023-2024, se han llevado a cabo 5 de los 6 muestreos previstos, a través de bloques de 2000 ha de superficie. En el desarrollo de estos 5 bloques se han obtenido 151 fotografías en las que se pudo identificar gato montés, durante los 300 días en los que las cámaras estuvieron instaladas.

Del total de las 151 imágenes de gatos monteses, sólo 41 fueron capturas independientes (separadas por más de 30 min). En las imágenes analizadas, se pudieron identificar, como mínimo, 13 ejemplares diferentes entre los 5 bloques, ya que algunas de las fotos con presencia de gato montés mostraban parcialmente al ejemplar, no pudiéndose aplicar los criterios de identificación de ejemplares descritos en la metodología.

La densidad bruta obtenida, es decir el número de gatos identificados por superficie muestreada, estaría situada en $0,13$ gatos/km². Como los tamaños de captura-recaptura fueron pequeños, no fue posible aplicar la estima de densidades a través de SCR, por lo que se calculó el índice de abundancia basado en la tasa de captura (RAI), obteniéndose una estima de densidad de $0,05$ gatos/km² (Tabla 1) (Fig. 8).

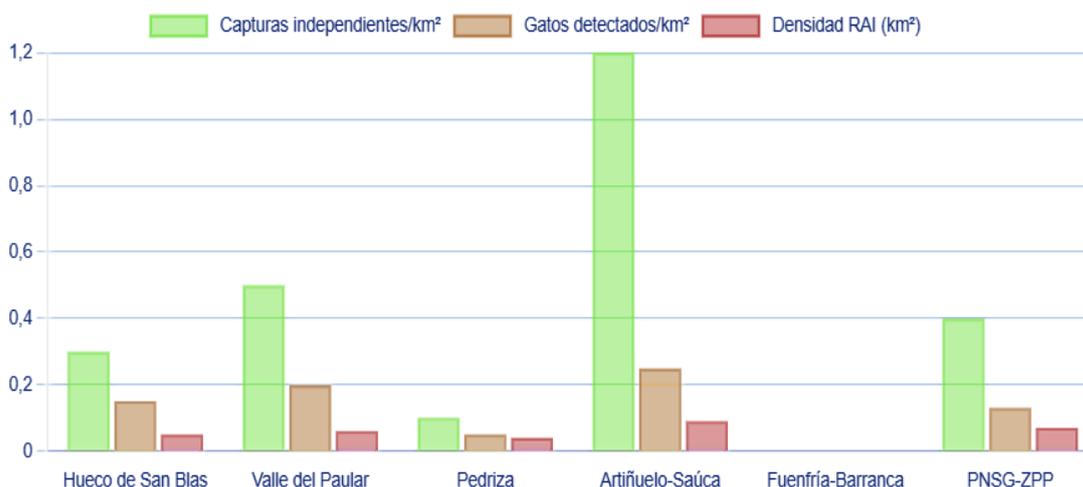


Figura 8. Abundancias de gato montés obtenidas en los cinco bloques realizados en las campañas 2023-2024.

Tabla 1. Resultados del censo por fototrampeo de gato montés con los datos de densidad bruta y densidad por tasa de captura (RAI).

Resultados de los 5 bloques de fototrampeo del censo de gato montés 2023-2024						
Bloque	Nº de cámaras	Nº de gatos monteses	Nº de gatos domésticos	Capturas independ.	Gatos/km ² (brutos) gato montés	Gatos/km ² (RAI) gato montés
Hueco de San Blas	12	3	0	7	0,15	0,05
Valle del Pualar	12	4	2	8	0,20	0,05
Pedriza	12	1	0	2	0,05	0,04
Artiñuelo-Saúca	12	5	1	24	0,25	0,09
Fuenfría-Barranca	12	0	11	0	0	0
TOTAL	60	13	12	41	0,13	0,05

5.1. Muestreos en el bloque “Hueco de San Blas”

El primer bloque de muestreo “Hueco de San Blas” se desarrolló, en su mayoría, durante el invierno, desde el 24 de enero, fecha en la que se instalaron las cámaras, hasta el 28 de marzo, fecha de retirada. Durante el muestreo desapareció una de las cámaras, la CAM 1, que fue repuesta durante la segunda revisión.

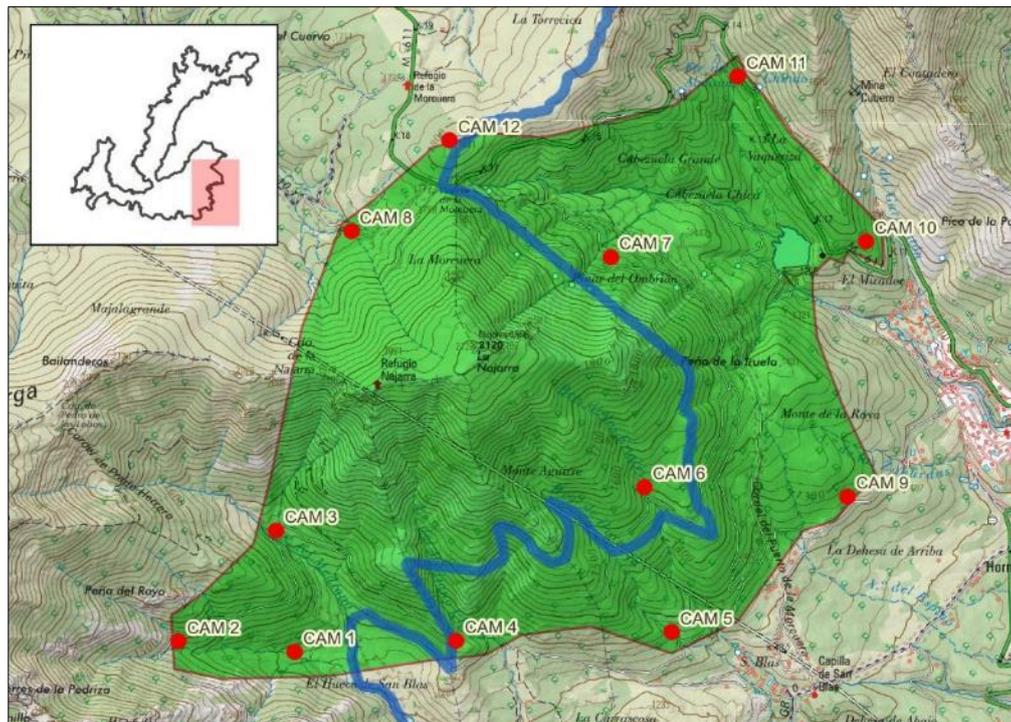


Figura 9. Bloque de muestreo en el Hueco de San Blas (sombreado en verde) y ubicación de las 12 cámaras de fototrampeo. En azul el límite del parque nacional.

Se obtuvieron 17 capturas de gato montés a lo largo de las 4 revisiones. Las cámaras con capturas de gato montés fueron CAM1, CAM4, CAM6 y CAM11 (Tabla 2; Fig.9). Del total de las 17 imágenes de gatos monteses, 11 capturas fueron por el lado izquierdo, 2 por el lado derecho, 1 sólo la cabeza y 2 la cola (Tabla 2; Fig.10). De las 17 capturas de gato montés, solo 7 fueron capturas independientes (separadas por más de 30 min).

En las imágenes analizadas, se pudieron identificar, como mínimo, 3 ejemplares diferentes, ya que algunas de las fotos con presencia de gato montés mostraban parcialmente al ejemplar, no pudiéndose aplicar los criterios de identificación de ejemplares descritos en la metodología.



Figura 10. Capturas independientes de fototrampeo con presencia de gato montés en el bloque del Huevo de San Blas.

La densidad bruta obtenida estaría situada en 0,15 gatos/km². Como los tamaños de captura-recaptura fueron pequeños, no fue posible aplicar la estima de densidades a través de SCR, por lo que se calculó el índice de abundancia basado en la tasa de captura (RAI), obteniéndose una estima de densidad de 0,05 gatos/km².

Tabla 2. Capturas independientes de gato montés en cámaras de fototrampeo del bloque “Hueco de San Blas” y parte identificada en cada una de las imágenes.

Capturas de gato montés en cámaras de fototrampeo del bloque “Hueco de San Blas”					
ID	FECHA	HORA	CÁMARA	REVISIÓN	PARTE IDENTIFICADA
1	27/3/2023	20:46:57	1	4 ^a	Flanco izquierdo (parcialmente)
2	27/3/2023	23:53:08	1	4 ^a	Flanco izquierdo
3	2/2/2023	05:07:01	4	1 ^a	Flanco izquierdo
4	10/2/2023	18:10:16	4	2 ^a	Flanco izquierdo
5	2/2/2023	2:27:11	6	1 ^a	Flanco izquierdo
6	10/2/2023	19:31:16	6	2 ^a	Flanco izquierdo
7	2/3/2023	21:07:11	11	3 ^a	Flanco derecho

5.2. Muestreos en el bloque “Valle del Paular”

El segundo bloque de muestreo “Valle del Paular” se desarrolló, durante la primavera, desde el 4 de abril, fecha en la que se instalaron las cámaras, hasta el 5 de junio, fecha de retirada.

Se obtuvieron 26 capturas de gato montés a lo largo de las 4 revisiones. Las cámaras con capturas de gato montés fueron CAM14, CAM16, CAM20, CAM 22 y CAM24 (Tabla 3; Fig.11). Del total de las 26 imágenes de gatos monteses, 12 capturas fueron por el lado derecho, 12 por el lado izquierdo y 2 la cola (Tabla 3; Fig.12).

De las 26 capturas de gato montés, se obtuvieron 8 capturas independientes (separadas por más de 30 min), dato clave para el cálculo de la abundancia en la zona. En la cámara CAM 23 se detectó un ejemplar híbrido (Fig.13) que no fue incluido como contacto de gato montés, aunque presentaba características de la especie, como cola gruesa con borde redondeado, aunque con un patrón de manchas atípico. Además, también se detectaron dos ejemplares de gatos domésticos (Fig.14).

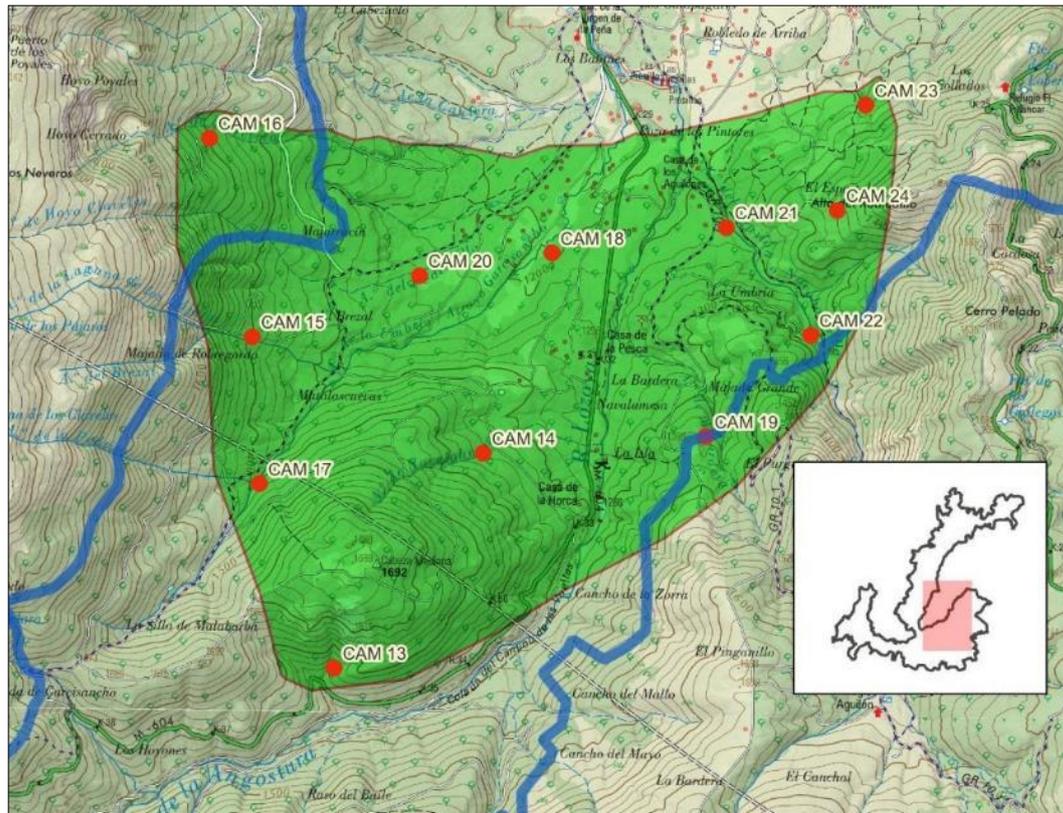


Figura 11. Bloque de muestreo en el Valle del Pular (sombreado en verde) y ubicación de las 12 cámaras de fototrampeo. En azul el límite del parque nacional.

Tabla 3. Capturas independientes de gato montés en cámaras de fototrampeo del bloque “Valle del Pular” y parte identificada en cada una de las imágenes.

Capturas de gato montés en cámaras de fototrampeo del bloque “Valle del Pular”					
ID	FECHA	HORA	CÁMARA	REVISIÓN	PARTE IDENTIFICADA
1	18/5/2023		14	3ª	Flanco derecho
2	6/4/2023		16	1ª	Flanco izquierdo
3	24/4/2023		16	2ª	Flanco derecho
4	17/4/2023		20	1ª	Flanco derecho
5	16/5/2023	10:59:25	20	3ª	Flanco izquierdo
6	22/5/2023	8:11:34	22	4ª	Flanco derecho
7	15/5/2023	21:12:52	24	3ª	Flanco derecho
8	4/6/2023	00:03:24	24	4ª	Flanco izquierdo



Figura 12. Capturas de fototrampeo con presencia de gato montés en el bloque del Valle del Paular.



Figura 13. Captura de fototrampeo de ejemplar híbrido, con características de gato montés y patrón de manchas de gato doméstico en la CAM 23.

Del total de las imágenes analizadas, se pudieron identificar con base a las características del pelaje según 3 sistemas de marcado (Kitchener et al., 2005), como mínimo, 4 ejemplares diferentes, ya que algunas de las fotos con presencia de gato montés mostraban parcialmente al ejemplar, no pudiéndose aplicar los criterios de identificación de ejemplares descritos en la metodología.



Figura 14. Capturas de fototrampeo de gatos domésticos en la CAM 23, cerca del Prado de la Nava.

La densidad bruta obtenida estaría situada en 0,20 gatos/km². Como los tamaños de captura-recaptura fueron pequeños, no fue posible aplicar la estima de densidades a través de SCR, por lo que se calculó el índice de abundancia basado en la tasa de captura (RAI), obteniéndose una estima de densidad de 0,05 gatos/km².

5.3. Muestreos en el bloque “Pedriza”

El tercer bloque de muestreo “Pedriza” se desarrolló, en su mayoría, durante el otoño, desde el 13 de octubre, fecha en la que se instalaron las cámaras, hasta el 4 de enero de 2024, fecha de retirada. Durante el muestreo desapareció una de las cámaras, la CAM 5, que fue repuesta durante la tercera revisión, permaneciendo 15 días más.

Se obtuvieron 5 capturas de gato montés a lo largo de las 4 revisiones. Las cámaras con capturas de gato montés fueron CAM6 y CAM5 (Tabla 4; Fig.15). Del total de las 5 detecciones de gatos monteses, 3 fueron de la cola y otra del flanco izquierdo parcialmente (Tabla 4; Fig.16). Sólo 2 capturas fueron independientes y no fue posible saber si constituía una recaptura espacial.

Del total de las imágenes analizadas, se pudieron identificar, como mínimo, 1 ejemplar diferente, ya que algunas de las fotos con presencia de gato montés mostraban parcialmente al ejemplar, no pudiéndose aplicar los criterios de identificación de ejemplares descritos en la metodología.

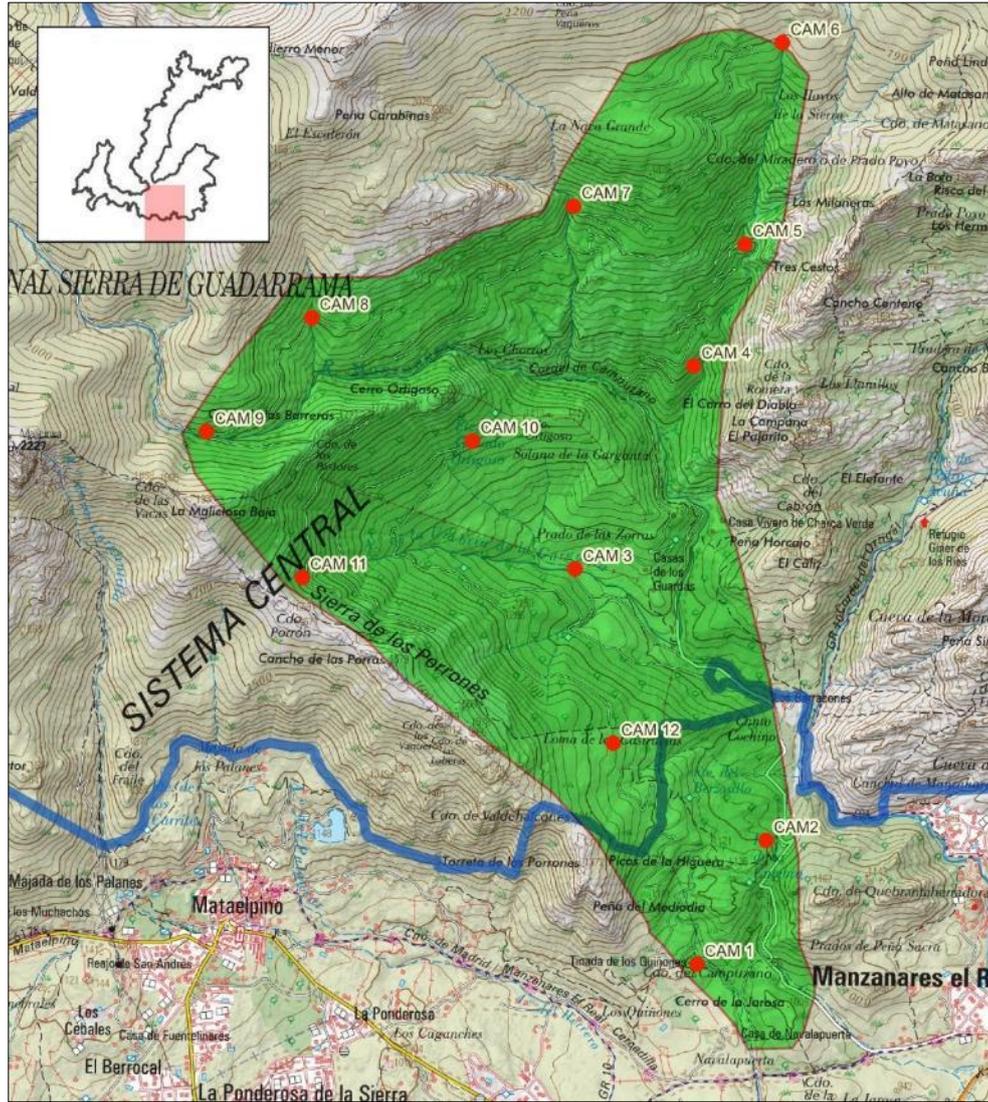


Figura 15. Bloque de muestreo en el Hueco de San Blas (sombreado en verde) y ubicación de las 12 cámaras de fototrampeo. En azul el límite del parque nacional.

Tabla 4. Capturas independientes de gato montés en cámaras de fototrampeo del bloque “Pedriza” y parte identificada en cada una de las imágenes.

Capturas independientes de gato montés del bloque “Pedriza”					
ID	FECHA	HORA	CÁMARA	REVISIÓN	PARTE IDENTIFICADA
1	13/11/2023	20:30:03	6	2ª	Cola
4	22/11/2023	19:42:55	5	3ª	Flanco izquierdo (parcialmente)

La densidad bruta obtenida estaría situada en 0,05 gatos/km². Como los tamaños de captura-recaptura fueron pequeños, no fue posible aplicar la estima de densidades a través

de SCR, por lo que se calculó el índice de abundancia basado en la tasa de captura (RAI), obteniéndose una estima de densidad de 0,04 gatos/km².



Figura 16. Capturas independientes de fototrampeo con presencia de gato montés en el bloque de la Pedriza.

5.4. Muestreos en el bloque “Artiñuelo-Saúca”

El cuarto bloque de muestreo “Artiñuelo-Saúca” (Fig.17), se desarrolló a finales de invierno y principios de primavera de 2024, desde el 15 de febrero, fecha en la que se instalaron las cámaras, hasta el 16 de mayo, fecha de retirada.

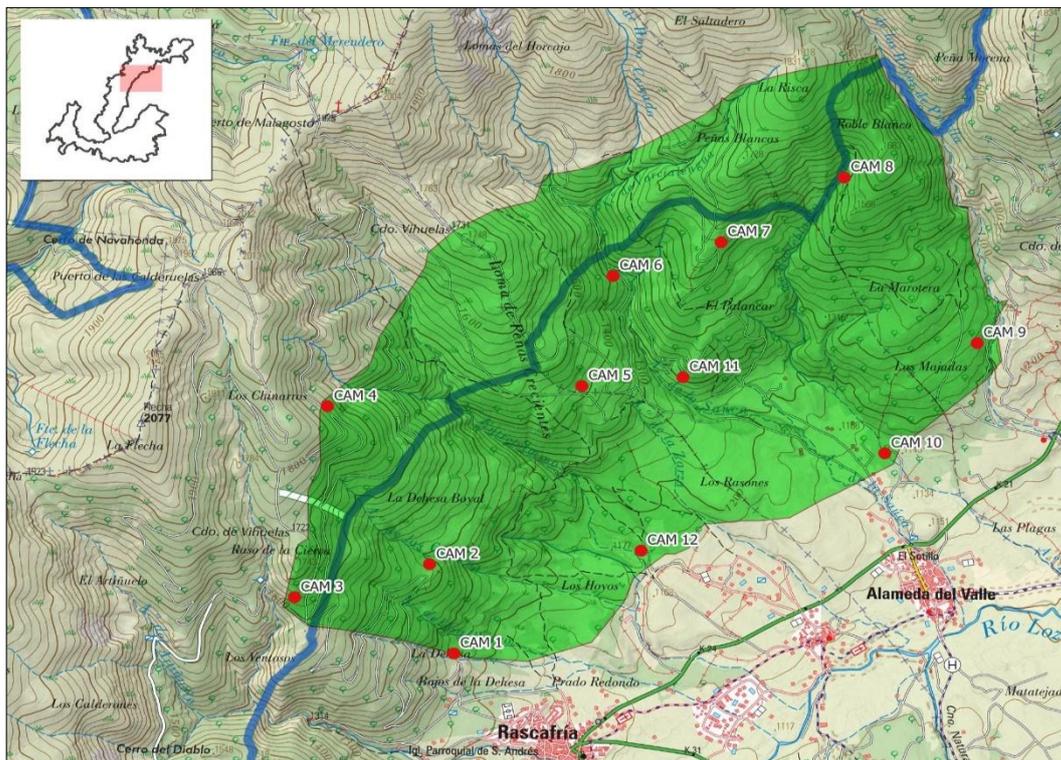


Figura 17. Bloque de muestreo Artiñuelo-Saúca (sombreado en verde) y ubicación de las 12 cámaras de fototrampeo. En azul el límite del parque nacional.

Durante el muestreo desapareció una de las cámaras, la CAM 3 y en otra, la CAM 11, se produjo un fallo en la tarjeta, por lo que permanecieron en el campo 15 días más al final del muestreo.

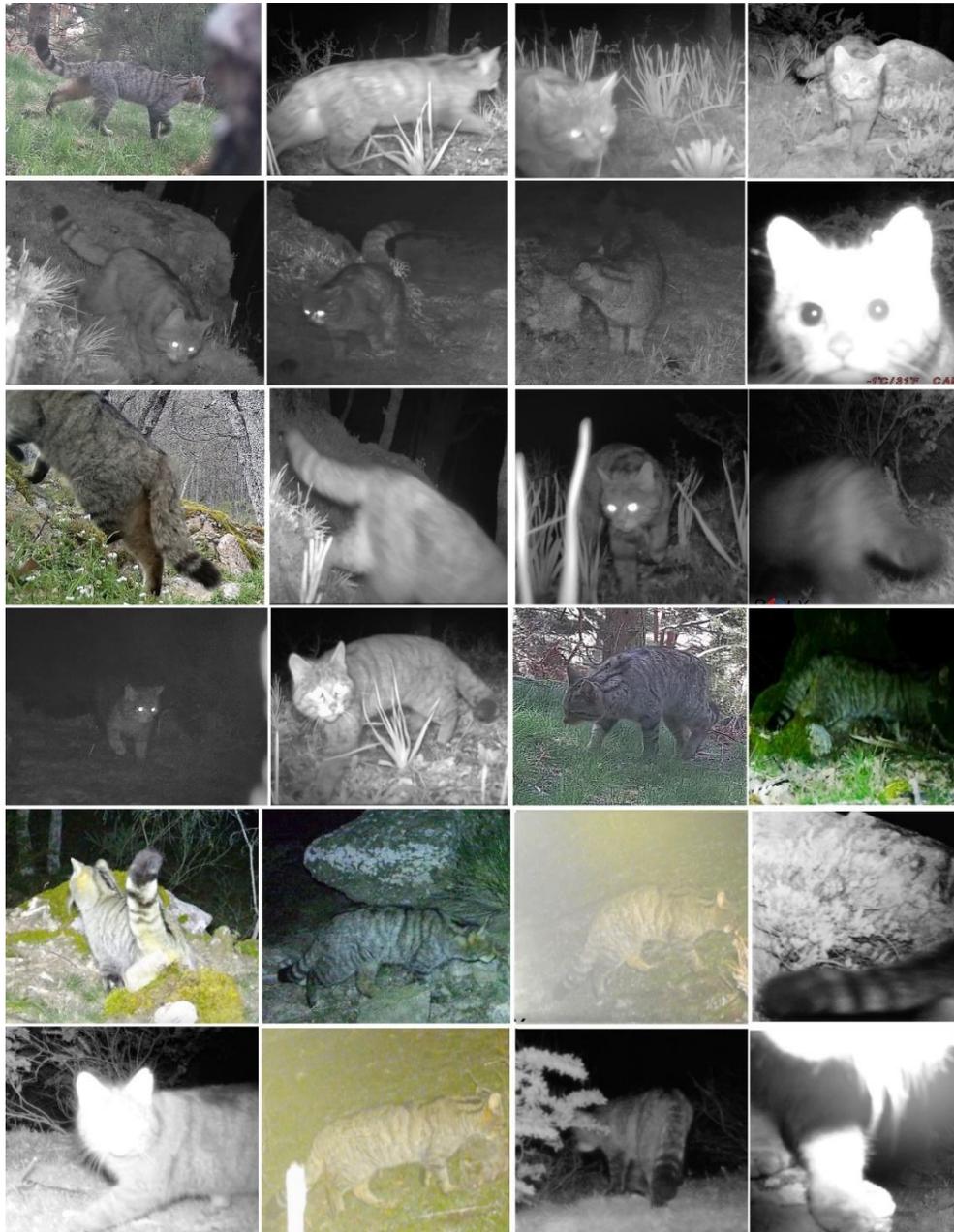


Figura 18. Capturas independientes de fototrampeo con presencia de gato montés en el bloque Artiñuelo-Sáuca.

Se obtuvieron 103 capturas fotográficas de gato montés a lo largo de las 4 revisiones, de las que 24 fueron capturas independientes. Las cámaras con capturas de gato montés fueron CAM1, CAM2, CAM3, CAM6, CAM7, CAM8, CAM 11 y CAM12 (Tabla 5; Fig.18). Del total de las 24 capturas independientes de gatos monteses, 2 fueron de la cola, 9 del flanco derecho,

8 del flanco izquierdo, 4 de la cabeza y uno de las patas (Tabla 5). El primer gato se detectó 2 días después de la instalación y el último 1 día antes de la retirada, confirmando la eficacia del método a lo largo de todo el periodo de muestreo. Del total de las imágenes analizadas, se pudieron identificar siguiendo la metodología descrita por Kitchener et al., 2005, como mínimo, 5 ejemplares diferentes, ya que algunas de las fotos con presencia de gato montés mostraban parcialmente al ejemplar, no pudiéndose aplicar los criterios de identificación de ejemplares descritos en la metodología.

Tabla 5. Capturas independientes de gato montés en cámaras de fototrampeo del bloque “Artiñuelo-Saúca” y parte identificada en cada una.

Capturas independientes de gato montés del bloque “Artiñuelo-Saúca”					
ID	FECHA	HORA	CÁMARA	REVISIÓN	PARTE IDENTIFICADA
1	17/02/2024	05:16:57	1	1ª	Flanco derecho
2	06/3/2024	23:59:31	1	2ª	Flanco derecho
3	20/03/2024	05:34:02	2	2ª	Flanco izquierdo
4	14/04/2024	09:06:10	2	4ª	Flanco derecho
5	29/04/2024	02:/19:46	2	4ª	Flanco derecho parcial
6	12/4/2024	20:47:07	3	4ª	Flanco derecho
7	12/3/2024	00:25:15	6	2ª	Flanco derecho
8	24/3/2024	01:08:26	6	3ª	Flanco izquierdo parcial
9	16/02/2024	01:50:55	7	1ª	Flanco izquierdo
10	21/03/2024	00:19:50	7	3ª	Flanco izquierdo parcial
11	29/03/2024	05:04:07	7	3ª	Cabeza
12	02/04/2024	04:15:25	7	3ª	Cola y parte posterior
13	18/2/2024	08:04:02	8	1ª	Flanco izquierdo difuso
14	05/03/2024	22:56:42	8	1ª	Flanco izquierdo difuso
15	06/03/2024	-	8	2ª	Flanco derecho difuso
16	21/03/2024	-	8	3ª	Flanco izquierdo
17	10/04/2024	-	8	3ª	Flanco derecho
18	28/02/2024	23:13:06	11	1ª	Cola

Capturas independientes de gato montés del bloque “Artiñuelo-Saúca”					
ID	FECHA	HORA	CÁMARA	REVISIÓN	PARTE IDENTIFICADA
19	02/03/2024	07:46:40	11	1ª	Patas y cabeza parcialmente
20	05/04/2024	21:12:01	11	3ª	Cabeza y cuerpo parcial
21	02/27/2024	08:25:55	12	1ª	Flanco izquierdo y cuello
22	07/03/2024	04:27:55	12	2ª	Flanco derecho
23	10/04/2024	00:08:59	12	3ª	Cabeza y parte frontal difusa
24	15/04/2024	05:00:26	12	4ª	Cabeza y parte frontal difusa

La densidad bruta obtenida estaría situada en 0,25 gatos/km². Como los tamaños de captura-recaptura fueron pequeños, no fue posible aplicar la estima de densidades a través de SCR, por lo que se calculó el índice de abundancia basado en la tasa de captura (RAI), obteniéndose una estima de densidad de 0,09 gatos/km².

5.5. Muestreos en el bloque “Fuenfría-Barranca”

El quinto bloque de muestreo “Fuenfría-Barranca” (Fig. 19), se durate el verano y principios de otoño de 2024, desde el 25 de junio, fecha en la que se instalaron las cámaras, hasta el 10 de octubre, fecha de retirada de las últimas cámaras.

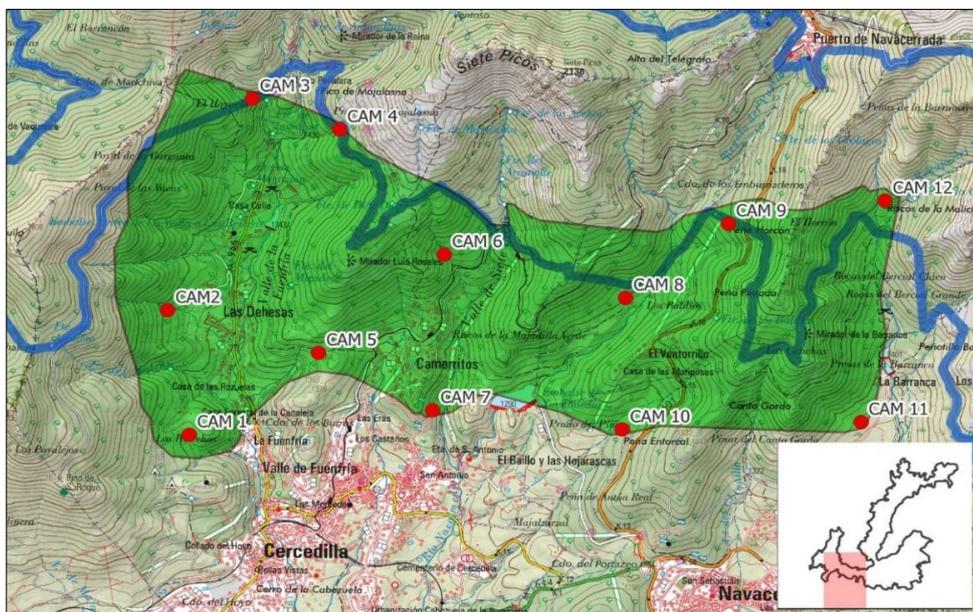


Figura 19. Bloque de muestreo Fuenfría-Barranca (sombreado en verde) y ubicación de las 12 cámaras de fototrampeo. En azul el límite del parque nacional.

Durante el muestreo desapareció una de las cámaras, la CAM 9 y en otras cuatro cámaras (CAM 1, CAM 4, CAM 6 y CAM 12) se produjeron fallos de tarjetas, por lo que permanecieron en el campo 15 días más al final del muestreo.

No se obtuvo ninguna captura fotográfica de gato montés a lo largo de las 5 revisiones, siendo hasta ahora el único bloque donde no se ha detectado su presencia. Sin embargo, durante los muestreos se han detectado 11 gatos domésticos (Fig.20), en 8 de las 12 cámaras (CAM 1, CAM 2, CAM 3, CAM 5, CAM 6, CAM 7, CAM 8 y CAM 9), incluso en ubicaciones alejadas de núcleos habitados, lo que sin duda da a entender que el gato doméstico ha ocupado el nicho del gato montés en este bloque.



Figura 20. Algunos de los 11 gatos domésticos localizados en 8 de las 12 cámaras en el bloque de Fuenfría-Barranca.

6. DISCUSIÓN

Aunque el gato montés se encuentra en gran parte de España, su distribución muestra poblaciones fragmentadas y con bajas densidades, especialmente en el cuadrante suroccidental, lo que destaca la necesidad de aumentar el conocimiento sobre la distribución del gato montés y la viabilidad de sus poblaciones.

Este declive se ha vuelto más evidente en las últimas décadas, con algunas poblaciones al borde de la extinción o ya extintas en ciertas áreas y otras en fuerte regresión, que parece mantener una estrecha relación con la disminución del conejo, especialmente en las regiones del centro y sur.

Tabla 6. Datos de abundancias de gato montés en poblaciones andaluzas (Gil-Sánchez et al., 2020), comparados con los datos de este estudio, utilizando la misma metodología.

Bloque	Nº de cámaras	Cámaras x días	Capturas independientes	Gatos/km ² (RAI)
Artiñuelo-Saúca	12	720	24	0,09
Doñana 26	7	242	5	0,07
Sierra Morena 4	5	335	5	0,06
Valle del Paular	12	720	8	0,05
Hueco de San Blas	12	720	7	0,05
Sierra Morena 7	4	1288	9	0,04
Doñana 24	124	4329	23	0,04
Sierra Béticas 19	7	200	1	0,04
Pedriza	12	720	2	0,04
Sierra Béticas 14	10	686	1	0,03
Fuenfría-Barranca	12	720	0	0

La situación es particularmente crítica en las zonas mediterráneas, donde el gato montés se ha especializado en la caza del conejo, especialmente en el ámbito de distribución de la subespecie *O. cuniculus algirus*, presente en el suroeste de la Península Ibérica, que ha sido especialmente afectada por enfermedades como la neumonía hemorrágica-vírica, que ha diezmando sus poblaciones de manera drástica (Gálvez-Bravo, 2017).

Los muestreos llevados a cabo en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama han proporcionado nueva información sobre las estimaciones de abundancia y densidades de las poblaciones presentes en el centro peninsular. Estos ambientes de montaña de latitudes medias, suponen un nexo biogeográfico entre los ambientes mediterráneos y norteños que podría ser crucial en la recuperación de las poblaciones de gato montés en esta zona.

Dada la escasez de la especie en muchas zonas del centro-oeste, las poblaciones del parque nacional que han mostrado un buen estado de conservación, cobran una notable relevancia. Lo abrupto de su territorio y la abundancia de presas (especialmente microtinos), pone en valor su utilidad en la recuperación regional de esta especie en peligro, especialmente en zonas con escasez de conejo. Sería, por lo tanto, de gran importancia encontrar los principales impulsores ecológicos de abundancia de gatos monteses a escala regional, en ambas vertientes de la sierra.

La especie ha sido localizada en 4 de los cinco bloques de censo realizados, presentando densidades altas en el bloque de Artiñuelo-Saúca, medias en los bloques del Hueco de San Blas y el Valle del Paular, bajas en el bloque de la Pedriza y nulas en el bloque Fuenfría-Barranca (Fig.21), en comparación con poblaciones de Andalucía, evaluadas con la misma metodología (Tabla 6) y consideradas en el conjunto de la población española como densidades medias.

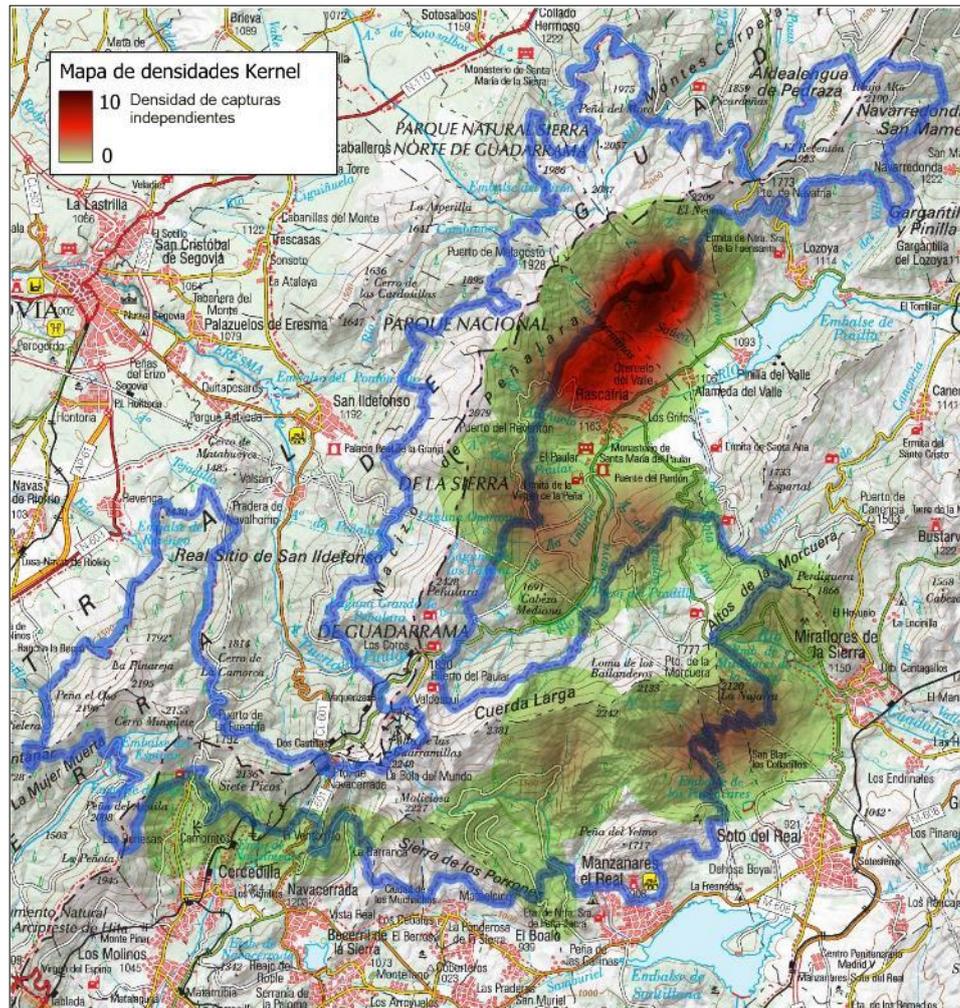


Figura 21. El mapa de densidades Kernel basado en los datos del muestreo, nos muestra la probabilidad al 95% de obtener de 0 a 10 capturas independientes según la escala de colores en el ámbito de estudio.

A primera vista, parece que la abundancia de gato montés en el parque nacional estaría modulada por la incidencia de las actividades de uso público y turístico, principalmente con los impactos relacionados con la perturbación de su hábitat y la afección en los índices de tranquilidad de la especie. Está demostrado que el gato montés evita áreas con alta densidad de actividad humana, prefiriendo zonas boscosas alejadas de perturbaciones. En un estudio realizado en el parque natural Montes de Invernadeiro en Orense, (Piñero et al., 2012), se demostró que el gato montés mostraba unos niveles de estrés mayores en las zonas de alta presión turística.

En el bloque Fuenfría- Barranca realizado en verano de 2024, no se obtuvo ninguna captura fotográfica de gato montés a lo largo de las 5 revisiones, siendo hasta ahora el único bloque con ausencia de la especie. Sin embargo, durante los muestreos se han detectado un elevado número de gatos domésticos, en 8 de las 12 cámaras, incluso en ubicaciones alejadas

de núcleos habitados. Parece evidente que la ausencia de gato montés en esta área, ha creado un vacío ecológico que el gato doméstico ha comenzado a ocupar. Este fenómeno, conocido como sustitución de nicho, tiene importantes implicaciones ecológicas. Los gatos domésticos, al ser más adaptables y estar respaldados por la presencia humana, pueden sobrevivir en hábitats donde el gato montés ya no puede. Sin embargo, esta sustitución no es ecológicamente equivalente. Los gatos domésticos, a menudo más numerosos y con comportamientos de caza diferentes, pueden ejercer una presión adicional sobre las poblaciones de presas locales, incluyendo aves y pequeños mamíferos. Además, la presencia de gatos domésticos asilvestrados aumenta el riesgo de hibridación y enfermedades en los pocos gatos monteses que pudieran quedar, lo que representa una amenaza adicional para la integridad de sus escasas poblaciones ya de por sí vulnerables en esta zona del parque nacional.

La amenaza de la hibridación

La hibridación es uno de los principales problemas de conservación de la especie a escala global. Aunque este mecanismo ha jugado un papel destacado en la evolución, en un contexto actual de conservación y microevolución, su aparición es motivo de preocupación y se considera una amenaza a la integridad genética de una especie animal (Rhymer y Simberloff, 1996).

Se sabe que los híbridos de primera generación entre gatos domésticos salvajes y gatos monteses son fértiles y se retrocruzan (Pierpaoli et al., 2003). Los pocos estudios disponibles en España parecen sugerir que el grado de introgresión es relativamente bajo, comparado con otras zonas de Europa, y los datos del centro peninsular no superan el 4% (Ruiz-García et al., 2001). Aun así, en el presente estudio se ha confirmado la presencia de ejemplares híbridos (Fig.12) en una zona con abundante presencia de gatos domésticos asilvestrados, en concreto en las inmediaciones del Prado de la Nava, en Rascafría. La presencia de gatos domésticos asilvestrados supone un importante problema de conservación, especialmente en el bloque Fuenfría-Barranca, donde se llegaron a fotografiar 11 gatos domésticos diferentes en las 12 cámaras, la mayoría alejados de núcleos de población.

Los gatos domésticos, a menudo superan a sus parientes silvestres en abundancia, por lo que pueden inundar genéticamente a las poblaciones de gato montés. La hibridación frecuente con el gato doméstico puede amenazar regionalmente la integridad genética de las poblaciones de gato montés, como ha ocurrido por ejemplo en Escocia, donde prácticamente no quedan gatos monteses silvestres puros, y puede llevar incluso a la extinción genética de las poblaciones locales.

Las nuevas políticas de protección de las colonias de gatos domésticos asilvestrados, puestas en vigor a través de la Ley 7/2023, de 28 de marzo, de protección de los derechos y el

bienestar de los animales, son una amenaza emergente para el gato montés, acrecentando una de las principales causas de regresión de la especie.

En espacios protegidos como los de este estudio, se deberían controlar los gatos domésticos asilvestrados como si de una especie alóctona invasora se tratara. Aun así, se requiere mucha más investigación para aclarar el impacto y la repercusión de la hibridación entre gatos monteses y sus parientes domésticos. A este respecto, algunos autores han llegado a afirmar que, en lo referente al contacto con los gatos domésticos, es mucho más preocupante la posible transmisión de enfermedades que el riesgo de introgresión (Nowell y Jackson, 1996), como la reciente aparición en muchas poblaciones del nematodo *Thelazia callipaeda* (Bertos et al., 2023).

La amenaza de los atropellos

Las cifras generales de mortalidad provocada por atropellos de gato montés en España y en Europa son relativamente bajas, comparadas con las motivadas por otras amenazas como la persecución humana. La probabilidad de que un carnívoro como un gato montés muera al ser atropellado en una carretera depende de muchos factores, como la abundancia de una región determinada, el número de carreteras, la densidad del tráfico, la velocidad de los vehículos, el tipo de carretera, etc. (Grilo et al., 2009).



Figura 22. Gato montés atropellado durante el periodo de estudio en la carretera M-604 a su paso por el parque nacional.

El ámbito de estudio, unos 517 km² (Fig. 3), está atravesado por 6 carreteras provinciales y circundado por otras tantas, que han provocado al menos 4 atropellos durante el periodo de estudio (Fig.22), lo que sitúa a esta amenaza como una de las más importantes para las poblaciones de Guadarrama, con unas tasas por superficie evaluada de las más altas reflejadas en la literatura, lo cual es bastante preocupante. Libois (1993), obtuvo en Bélgica de una tasa

de muertes de gatos monteses en carretera de entre 5 y 10 individuos cada año, en un área de 700 km², lo que se consideró una cifra muy alta.

Por lo tanto, los atropellos podrían considerarse una gran amenaza para el gato montés en la zona de estudio, aunque sería recomendable en próximos estudios, reflejar con exactitud en los datos de atropellos qué tipo de individuos se ven afectados (adultos residentes en reproducción o jóvenes en dispersión).

Hasta el momento, los datos de la Península Ibérica hacían pensar que la incidencia de atropellamientos sobre las poblaciones españolas de gato montés parece ser insignificante (Virgós y Travaini, 2005), aunque sería adecuado profundizar más en el impacto que las carreteras provocan al atravesar zonas protegidas con alta diversidad de vertebrados, como en este caso un parque nacional y su ZPP en una zona de montaña.

La señalización vertical adecuada, los reflectores en balizas laterales y la regulación de la velocidad al atravesar el parque nacional por paso de fauna, podrían ser medidas adecuadas, que han resultado eficaces en el caso de otros carnívoros como el lince ibérico.

La pérdida de hábitats

El Consejo de Europa destacó ya en 1993, que la pérdida de hábitat era una de las amenazas más importantes para la conservación del gato montés. En muchas zonas de Europa, la deforestación ha contribuido al declive de la especie, llegando a extinguir a las poblaciones de Gran Bretaña (McOrist y Kitchener, 1994). Otra actuación humana vinculada a este aspecto, ha sido la sustitución de los bosques autóctonos por plantaciones de coníferas o eucaliptos, prácticas que han afectado negativamente a numerosas poblaciones de gato montés (Puzachenko, 1993). De hecho, parece que los bosques de coníferas no son un hábitat adecuado para el gato montés, especialmente si no existe una capa arbustiva bien conservada (Lozano et al., 2003).

En este sondeo, se ha apreciado que los contactos positivos se han producido en zonas de bosques de rebollares o en zonas de bosques de pinar natural o en repoblaciones maduras con un estrato arbustivo bien conservado. Los bosques de pinar de repoblación del área de estudio, con poca diversidad arbustiva y un sotobosque muy mermado debido fundamentalmente a los tratamientos de lucha contra incendios forestales (Bailón et al., 2008), han sido seleccionados negativamente por el gato montés, por ejemplo, los pinares de Morcuera o la Pedriza.

En relación con el matorral, algunos autores han puesto en valor su vinculación con la especie, afirmando que su presencia parece posibilitar la aparición de gatos monteses incluso en zonas agrícolas y esteparias, completamente desarboladas, mostrando abundancias similares a las de otros hábitats potenciales (Lozano, 2010). Por tanto, la conservación de los matorrales, especialmente en zonas repobladas, es un factor clave para mantener las

poblaciones de gatos monteses, lo que supondría un verdadero desafío para las políticas de gestión forestal de prevención de incendios actuales.

Los trabajos relacionados con el aumento de la diversidad arbustiva y estructural en estas zonas de repoblaciones monoespecíficas serían recomendables para crear un hábitat propicio para la especie. La pérdida de bosques ribereños motivada por estas repoblaciones, ha sido una causa de regresión para la especie (Virgós, 2001).

La apertura de claros en bosques y creación de mosaicos de paisaje, alternando zonas con diferentes densidades de arbolado con claros donde predominen especies arbustivas (zarzamoras, arándanos, escaramujos, robles, cerezos, avellanos, serbales, manzanos, etc.), prados y pastos, potenciaría los ecotonos. De esta manera quedaría asegurada una suficiente heterogeneidad topográfica y de cobertura de suelo, favoreciendo especialmente a los micromamíferos, base trófica del gato montés en esta zona.

En este sentido, desde el CISE durante 2023, se realizó un informe detallado sobre el diseño y aplicación de pautas de gestión que beneficien la recuperación de los bosques de ribera y el aumento de la diversidad florística y la recuperación del estrato arbustivo. Además, el CISE mantiene desde el año 2006 un proyecto para mejorar las poblaciones de conejo en los piedemontes serranos, a fin, de aumentar la capacidad de carga del medio para el gato montés y los grandes rapaces, aportando una presa de mayor calidad trófica que los micromamíferos.

Impacto del uso público y la ganadería

La declaración del parque nacional ha motivado un aumento de las actividades relacionadas con el uso público de este espacio protegido, como el desproporcionado aumento de los aprovechamientos micológicos, las carreras de montaña, el ciclismo MTB o el senderismo, que no benefician el estado de conservación del gato montés en el parque y su ZPP. Estas actividades influyen directamente en los índices de tranquilidad de una especie que permanece encamada durante gran parte del día.

Los aprovechamientos micológicos, impactan directamente en las zonas más recónditas del bosque, impactando en la tranquilidad, alterando el suelo y provocando pérdida de hábitats en los micromamíferos, especies presa principal del gato montés en el ámbito de estudio. Los montes con una incidencia mayor de esta actividad, como la Morcuera o El Risco, propiedad de la Comunidad de Madrid, han mostrado datos de abundancia muy bajos o nulos.

Las bicicletas de montaña y la incorporación de los motores eléctricos, ha proporcionado accesibilidad a las zonas más alejadas y frágiles del parque, ocasionado problemas de erosión del suelo entre otros impactos. La pérdida de hábitat provocada por las actividades humanas ha sido comprobada por numerosos estudios, en los que se ha demostrado que el gato montés, a diferencia de otros carnívoros más generalistas, evita

acercarse al hombre y por tanto a las zonas demasiado humanizadas (Easterbee et al., 1991). De hecho, los bloques con menores abundancias, “Pedriza” y “Fuenfría-Barranca”, son las zonas con diferencia con mayor presencia de visitantes y con mayor número de infraestructuras y carreteras. En Alemania, por ejemplo, se comprobó que los gatos monteses no tienden a acercarse a menos de 900 metros de las zonas pobladas y a menos de 200 metros de casas aisladas o de carreteras pavimentadas (Klar et al., 2008). Piñero et al., 2021, en un estudio realizado en el Parque Natural Montes de Invernadeiro en la provincia de Orense, demostraron que la intensidad turística incrementa los niveles de estrés en el gato montés, recomendando estrategias de gestión estrictas en los espacios protegidos, con el diseño de zonas que protejan las poblaciones de gato montés, donde no se permita el desarrollo de actividades recreativas.

Parece adecuado mencionar también en este apartado, la influencia que la ganadería extensiva podría tener en los diferentes valores de abundancia del gato montés en el ámbito de estudio, ya que según los datos del INE (Instituto Nacional de Estadística) de 2020, las cabezas de ganado vacuno habrían aumentado durante la última década en esta zona. En los bosques de pinar de repoblación con baja diversidad arbustiva, el pastoreo del ganado tendría especial incidencia, reduciendo la capacidad de regeneración de especies arbustivas, creando lagunas en la vegetación leñosa y beneficiando las comunidades de plantas herbáceas, con poco refugio para la especie. Algunos estudios han demostrado que las poblaciones de roedores también pueden disminuir seriamente en áreas con una alta densidad de ungulados, por lo que la disponibilidad total de presas para el gato montés, sería tan baja en tales áreas, que las poblaciones de felinos silvestres disminuirían. Por lo tanto, las densidades de ungulados a niveles ambientalmente insostenibles, también son una amenaza importante para el gato montés, debido a la reducida disponibilidad de presas (Lozano et al., 2007). Además, los tratamientos sanitarios a los que está sometido el ganado vacuno extensivo, especialmente en el caso de la ivermectina, provocan notables impactos en la abundancia y diversidad de invertebrados (Iglesias et al., 2006) que son parte de la dieta de algunos de los micromamíferos depredados por el gato montés.

7. REFERENCIAS

- Anile S, Amico C, Ragni B. Population Density Estimation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily Using Camera Trapping. *Wildl. Biol. Pract.* 2012; 8. 1–12.
- Bailón, L.J.; García, F.M. y Tenerio, M.C. (2008): Estudio comparado de la diversidad florística en masas de origen natural y repoblado de *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central). *Forest Systems*, 15: 111-123.
- Ballesteros-Duperón E, Virgós E, Moleón M, Barea-Azcón JM, Gil-Sánchez JM. How accurate are coat traits for discriminating wild and hybrid forms of *Felis silvestris*? *Mammalia*. 2014; 79: 101–110.

- Bertos, E., Sánchez-Cerdá, M., Virgós, E., Gil-Sánchez, J. M., & Moleón, M. (2023). *Thelazia callipaeda* as a potential new threat to european wildcats: insights from an eco-epidemiological study. *Veterinary Research Communications*, 1-8.
- Biró, Z., Szemethy, L. y Heltai, M. (2004). Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris* f. *catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology* 69: 302-310.
- Buitrago-Villaplana, A. M. (1992). Estudio de los Artiodáctilos del yacimiento del Pleistoceno Medio de Pinilla del Valle (Madrid) (Ph. D. Thesis, Universidad Complutense de Madrid).
- Câmara, G.; Carvalho, M. S. Análise de eventos pontuais. In: Druck, S.; Carvalho, M.S.; Câmara, G.; Monteiro, A.V.M. Análise Espacial de Dados Geográficos. Brasília, Embrapa, 2004.
- Choo, Y. R., Kudavidanage, E. P., Amarasinghe, T. R., Nimalrathna, T., Chua, M. A. H., & Webb, E. L. (2020). Best practices for reporting individual identification using camera trap photographs. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01294.
- Easterbee, N., Hepburn, L.V. and Jefferies, D.J. (1991). Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987. Edinburgh, Scotland: Nature Conservancy Council for Scotland.
- Gálvez-Bravo, L. (2017). Conejo – *Oryctolagus cuniculus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Gerngross, P., Angelici F.M., Ambarli H. and Anile S. (2022). *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022.
- 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).
- Grilo, C., Bissonette, J.A. and Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142, 301-313.
- Iglesias, L. E., Saumell, C. A., Fernández, A. S., Fusé, L. A., Lifschitz, A. L., Rodríguez, E. M., ... & Fiel, C. A. (2006). Environmental impact of ivermectin excreted by cattle treated in autumn on dung fauna and degradation of faeces on pasture. *Parasitology Research*, 100, 93-102.
- Instituto Nacional de Estadística. Censo Agrario, 2020.
- Kawamoto, M. T. Análise de técnicas de distribuição espacial com padrões pontuais e aplicação a dados de acidentes de trânsito e a dados de dengue de Rio Claro-SP. 69 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu: Botucatu, SP, 2012.

- Kitchener, A. (1991). *The Natural History of the Wild Cats*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Kitchener, A. (1995). *The Wildcat*. The Mammal Society, London.
- Kitchener, C., Yamaguchi, N., Ward, J.M. and Macdonald, D.W. (2005). A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): a tool for conservation action for a critically-endangered felid. *Animal Conservation* 8, 223-237.
- Klar, N., Fernández, N., Kramer-Schadt, S., Herrmann, M., Trinzen, M., Büttner, I. and Niemitz, C. (2008). Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141, 308-319.
- Libois, R.M. (1993). Le chat sauvage, *Felis silvestris*, Schreber, 1777. In: Council of Europe (1993). Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Strasbourg, France: Council of Europe Press.
- Lozano, J. (2008). *Ecología del Gato montés (Felis silvestris) y su relación con el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus)* (Ph. D. Thesis, Complutense University of Madrid).
- Lozano, J. (2010). Habitat use by European wildcats (*Felis silvestris*) in central Spain: What is the relative importance of forest variables? *Animal Biodiversity and Conservation* 33.2, 143-150.
- Lozano, J., Virgós, E., Cabezas-Díaz, S. and Mangas, J.G. (2007). Increase of large game species in Mediterranean areas: is the European wildcat (*Felis silvestris*) facing a new threat? *Biological Conservation* 138, 321-329.
- Lozano, J., Virgós, E., Malo, A.F., Huertas, D.L. and Casanovas, J.G. (2003). Importance of scrub-pastureland mosaics on wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation* 12, 921-935.
- McOrist, S. and Kitchener, A.C. (1994). Current Threats to the European Wildcat, *Felis silvestris*, in Scotland. *Ambio* 23, 243-245.
- Monterroso, P., Alves, P. C., & Ferreras, P. (2011). Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities. *Wildlife Research*, 38(5), 446-454.
- Nowell, K. y Jackson, P. (1996). *The wild cats: status survey and conservation action plan*. International Union for Nature Conservation, Cat Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Oliveira, T., Urra, F., López-Martín, J. M., Ballesteros-Duperón, E., Barea-Azcón, J. M., Moléon, M., Gil-Sánchez, J. M., Alves, P. C., Díaz-Ruiz, F., Ferreras, P., & Monterroso, P. (2018). Females know better: Sex-biased habitat selection by the European wildcat. *Ecology and Evolution*, 8(18), 9464-9477.

- Pierpaoli, M., Birò, Z.S., Herrmann, M., Hupe, K., Fernandes, M., Ragni, B., Szemethy, L. and Randi, E. (2003). Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12, 2585-2598.
- Piñeiro, A., Barja, I., Silván, G., & Illera, J. C. (2012). Effects of tourist pressure and reproduction on physiological stress response in wildcats: management implications for species conservation. *Wildlife Research*, 39(6), 532-539.
- Puzachenko, A.Y. (1993). The European Wildcat (*Felis silvestris*) in Armenia, Azerbaijan, Belarus, Georgia, Moldova, Russia and Ukraine. In: Council of Europe (1993). Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Strasbourg, France: Council of Europe Press.
- Rhymer, J.M. and Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27, 83-109.
- Rizzatti, M., Batista, N. L., Spode, P. L. C., Erthal, D. B., de Faria, R. M., Scotti, A. A. V., ... & Quoos, J. H. (2020). Mapeamento da COVID-19 por meio da densidade de Kernel. *Metodologias e Aprendizado*, 3, 44-53.
- Ruiz-García, M., García-Perea, R., García, F.J. and Guzmán, N. (2001). Primeros resultados sobre el análisis genético de poblaciones españolas de gato montés (*Felis silvestris*) y su posible hibridación con gatos domésticos (*Felis catus*). Abstracts from the "V Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)". Vitoria-Gasteiz, Spain: SECEM.
- Sommer, R.S. and Benecke, N. (2006). Late Pleistocene and Holocene development of the felid fauna (*Felidae*) of Europe: a review. *Journal of Zoology*, London 269: 7-19.
- Sunquist, M. y Sunquist, F. (2002). *Wild Cats of the World*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Sutherland, C., Royle, J. A., & Linden, D. W. (2019). oSCR: a spatial capture–recapture R package for inference about spatial ecological processes. *Ecography*, 42(9), 1459-1469.
- Urra, F. (2003). *El gato montés en Navarra: Distribución, ecología y conservación*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Virgós, E. (2001). Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity and Conservation* 10, 1039-1049.
- Virgós, E. and Travaini, A. (2005). Relationship between small-game Hunting and carnivore Diversity in Central Spain. *Biodiversity and Conservation* 14, 3475-3486.
- Yamaguchi, N., Kitchener, A., Driscoll, C. and Nussberger, B. 2015. *Felis silvestris*. The IUCN Red List of

Threatened Species 2015.