Guía práctica sobre la estimación de la densidad de población de **ungulados silvestres** en España

Una selección de métodos prácticos y fiables para la monitorización armonizada

PROYECTO FAUNET

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), UCLM-CSIC-JCCM

Este Instituto de Investigación es el referente nacional en España en gestión de fauna silvestre (https://www.irec.es/) y tiene como objetivos fundamentales garantizar la sostenibilidad de la caza, contribuir al mantenimiento de la biodiversidad y fomentar su desempeño socioeconómico. Es el responsable de coordinar los proyectos *FAUNET, ENETWILD, el Observatorio Europeo de Fauna Silvestre (EOW) y MAMMALNET*, entre otros.

Proyecto *FAUNET*

Las poblaciones de jabalí han experimentado un fuerte crecimiento en los últimos años. Este crecimiento supone un reto para la gestión de la especie, debido a la falta de conocimiento sobre su distribución, los problemas asociados a un número creciente de animales, como son la transmisión de enfermedades, el desequilibrio poblacional o el aumento de los siniestros de tráfico. Por ello, se ha desarrollado una encomienda entre el **Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación** (**MAPA**, Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios) y el IREC. FAUNET tiene como objetivo establecer unos puntos piloto demostrativos, distribuidos por todo el país, para la monitorización poblacional de jabalí usando el fototrampeo. Además, persigue poner a punto una herramienta que, basada en drones y cámaras térmicas, permita estimar el tamaño de una población de jabalíes de manera automatizada para que pueda ser usada como una herramienta de intervención rápida..

Observatorio Europeo de Fauna Silvestre (EOW)

El Observatorio Europeo de Fauna Silvestre (EOW, https://wildlifeobservatory.org/) es una red de "puntos de observación" compuesta por colaboradores de todos los países de la Unión Europea y extracomunitarios que tiene como objetivo monitorizar las poblaciones de fauna silvestre a nivel internacional, sentando las bases para coordinar esfuerzos en la vigilancia de la fauna silvestre en Europa. La iniciativa busca establecer un marco para coordinar las actividades de monitorización de fauna en el ámbito europeo. El EOW se constituyó bajo el auspicio de la ***Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria*** (***EFSA***) con un consorcio de más de veinte países a través del proyecto ***ENETWILD*** (https://enetwild.com/).

MammalNet

MammalNet (https://mammalnet.com/) es un proyecto europeo de ciencia ciudadana financiado por ***EFSA*** que busca mejorar el conocimiento, la gestión y la conservación de los mamíferos en Europa mediante la colaboración entre científicos y ciudadanos. Los participantes utilizan aplicaciones de dispositivos móviles, como ***iMammalia***, y plataformas web, como ***MammalWeb***, o ***AGOUTÍ*** para registrar y compartir observaciones de mamíferos, apoyando así la investigación y la gestión sostenible de estos animales. El proyecto también ofrece recursos educativos para fomentar la participación y mejorar la comprensión del entorno.

Cita sugerida

Vicente J., Blanco-Aguiar J. A., Palencia P., Acevedo P. (2025). Guía práctica sobre la estimación de la densidad de población de ungulados silvestres en España, Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos..

Guía práctica sobre la estimación de la densidad de población de **ungulados silvestres** en España

Una selección de métodos prácticos y fiables para la monitorización armonizada

PROYECTO FAUNET

Vicente, J.
Blanco-Aguiar, J.A.
Palencia, P.
Acevedo, P.
Consorcio ENETWILD
Equipo FAUNET

Guía práctica sobre la estimación de la densidad de población de ungulados silvestres en España

Una selección de métodos prácticos y fiables para la monitorización armonizada

Vicente, J., Blanco-Aguiar J. A., Palencia P., Acevedo P.
Consorcio ENETWILD
Equipo FAUNET

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), Universidad de Castilla-La Mancha, Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Ciudad Real.

©2025 Todos los textos y gráficos: Consorcio ENETWILD /FAUNET
©2025 Todas las fotografías: los respectivos fotógrafos y las fuentes de las imágenes son mencionadas

Prólogo

El Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios) financia el proyecto FAUNET con el objetivo de establecer las bases para monitorizar el tamaño de las poblaciones de jabalíes *(Sus scrofa)* en España. El objetivo es utilizar estos datos para gestionar la especie. Esta monitorización también se puede aplicar al resto de ungulados silvestres, ya que el fototrampeo es un método adecuado para determinar la densidad de otros mamíferos de tamaño mediano-grande. En septiembre de 2024 se lanzó públicamente el proyecto, abordando las siguientes preguntas iniciales:

(1) ¿Qué tipo de datos se necesitan para desarrollar mapas de abundancia del jabalí y, por ende, de otros ungulados silvestres?
(2) ¿Cómo se pueden armonizar las estimaciones de abundancia -densidad- entre regiones y administraciones de España?
(3) ¿Cómo se puede mejorar la generación y recopilación de datos armonizada?

Con esta guía sobre el diseño de estudios, métodos y protocolos de campo para estimar la densidad de ungulados silvestres en España, buscamos llegar a profesionales de la fauna silvestre, tanto de diversas administraciones como de otros ámbitos, y apoyar la creación de una red de áreas de estudio que genere valores fiables de distribución, abundancia y densidad de ungulados silvestres (y otros mamíferos de tamaño medio-grande), en paralelo a las actividades continuas de formación y transferencia.

Ahora, *FAUNET* avanza hacia nuevas metas: se concibe como una red nacional de "puntos de observación" transferible a las Comunidades Autónomas, con protocolos comunes de estimación de poblaciones y estándares de recopilación de datos para facilitar la armonización e interoperabilidad. Para ello, los objetivos son los siguientes:

- Proporcionar orientación sólida e independiente sobre métodos y protocolos para todos aquellos involucrados en la implementación de la monitorización de la fauna silvestre, en estrecha colaboración con las administraciones regionales;
- Generar información independiente sobre la abundancia de poblaciones para el desarrollo, adopción, implementación y evaluación de políticas ambientales en España, así como para generar la información necesaria en caso de actuaciones de gestión urgentes (p. ej. brotes de enfermedad que requieren un control urgente basado en información precisa);
- Convertirse en un verdadero observatorio capaz de proporcionar tendencias sobre cambios en la población de fauna silvestre a nivel nacional basadas en una red de "puntos de observación" monitoreados a lo largo del tiempo;
- Ser un "laboratorio" de métodos de estimación de la densidad de poblaciones: mejora continua de los protocolos, calibración de métodos, uso de herramientas de tecnología de la información (ITs), inteligencia artificial (AI), ciencia ciudadana (por ejemplo, el proyecto *MammalNet*, https://mammalnet.com/es/), testando nuevos métodos como los basados en vehículos aéreos no tripulados.

Para contribuir a mejorar las capacidades nacionales para un monitorización común, armonizada y fiable de las poblaciones de fauna silvestre, basadas y alineadas con el contexto europeo del Observatorio Europeo de Fauna Silvestre (EOW), FAUNET ha adaptado esta guía práctica. Nuestro objetivo a medio y largo plazo es sembrar la semilla de una red nacional capaz de proporcionar datos fiables sobre la abundancia de la fauna silvestre, superar los vacíos existentes en los datos, y solventar los cuellos de botella en los flujos de datos para la monitorización de poblaciones de mamíferos terrestres a largo plazo.

EL proyecto **FAUNET**

Resumen

Los ungulados silvestres desempeñan un papel dominante en el desarrollo de los paisajes nacionales y europeos, pero también están asociados a conflictos con las actividades humanas, principalmente con la agricultura, la ganadería y la silvicultura. Por lo tanto, son necesarias estimaciones fiables del tamaño de la población (abundancia absoluta) y de las densidades (tamaño de la población por unidad de área) para poder evaluar las tendencias de sus poblaciones. Esto es esencial para desarrollar una gestión adaptativa y evaluar los riesgos. Por ejemplo, en el caso de la peste porcina africana (PPA) actualmente ausente en nuestro país, es necesario conocer el número y la distribución de los jabalíes en España para poder realizar una gestión preventiva de sus poblaciones y evaluar su eficacia. Dada la diversidad de métodos disponibles para la monitorización poblacional y la diversidad geográfica de Europa, es necesaria una armonización metodológica, también a nivel nacional.

El objetivo de esta guía es revisar los métodos para estimar la densidad de los ungulados silvestres, prestando atención a las particularidades de España. Esta guía se basa en una revisión exhaustiva anterior realizada por el Consorcio *ENETWILD* (concretamente, por su Observatorio Europeo de Fauna Silvestre, *EOW*), que propuso recomendaciones generales para la aplicación práctica de métodos de estimación de la densidad de ungulados silvestres en Europa:

- La estrategia de muestreo debe optimizar la precisión y evitar sesgos. Ningún método proporcionará datos imparciales, exactos y precisos si el diseño del estudio (la estrategia de muestreo) no es representativo. Esto es especialmente importante en el caso de especies con un patrón agregado de distribución espacial y una marcada selección de hábitat.

- Para producir datos comparables, se deben usar estimaciones de densidad en lugar de abundancia, si es posible (la abundancia relativa o índice de abundancia se refiere a la representación relativa de una especie en un ecosistema particular, mientras que la densidad de población es una medida del tamaño de la población por unidad de área, ver glosario).

Se presentan diferentes métodos utilizados con ungulados silvestres, prestando especial atención a los métodos más prácticos para su futura aplicación en el campo y obtener estimaciones de densidad fiables y precisas en sus respectivas áreas de distribución. Esta guía proporciona recomendaciones para seleccionar los métodos de estimación de la densidad con el objetivo de aumentar la calidad de los resultados (buena precisión y exactitud). El tipo de hábitat es un factor clave a la hora de elegir el mejor método, y está parcialmente relacionado con las características de la especie.

El uso de cámaras de fototrampeo es un método que se puede llevar a cabo en diferentes condiciones ambientales y en cualquier momento y permite recopilar datos fiables. En la guía presentamos algunas instrucciones básicas para el uso práctico de las cámaras de fototrampeo para estimar densidades, y algunas recomendaciones para adaptarse a las condiciones locales. Los métodos de fototrampeo aquí considerados más prácticos se pueden clasificar como de esfuerzo medio relativo y capaces de generar datos fiables en una amplia gama de situaciones en toda España sin requerir reconocimiento individual: el modelo de encuentro aleatorio (REM), el encuentro aleatorio y tiempo de permanencia (REST), y el muestreo de distancias con cámara de fototrampeo (CT-DS). Se presenta un protocolo de campo compatible con estos tres métodos; si bien es el REM el método más usado en la actualidad.

En áreas abiertas, donde el fototrampeo puede requerir un esfuerzo excesivo o no es posible, se sugiere el uso de métodos que impliquen la detección directa de animales, como puntos de observación, transectos lineales

y recuentos por bloques, que también se pueden llevar a cabo durante actividades de caza comunitaria. Esto debe llevarse a cabo definiendo correctamente las áreas de estudio (por ejemplo, mediante el muestreo de distancias) y estimando la repetibilidad de los resultados. Aquí incluimos como métodos recomendados (junto a los de fototrampeo ya comentados), prácticos y fiables, el muestreo de distancias, y el conteo de individuos en batida.

El método seleccionado debe utilizarse de manera armonizada. Proporcionamos instrucciones detalladas para diseñar los muestreos de los métodos recomendados, pero los protocolos específicos deben adaptarse a las condiciones locales.

También se requieren estimaciones locales de densidad para validar predicciones en áreas extensas y tienen el potencial de permitir la conversión de abundancias relativas en densidades predichas mediante modelización. Con el fin de obtener datos suficientes, solicitamos a los cazadores la recopilación de estadísticas detalladas de caza que incluyan información del esfuerzo. Basándonos en la estrategia de las iniciativas *ENETWILD* y *EOW*, adoptadas por *FAUNET*, recomendamos desarrollar una red permanente y una plataforma de datos para recopilar y compartir estimaciones de los estadísticos cinegéticos y las estimaciones de densidad generadas en las distintas comunidades autónomas de España, que estén basadas en estándares de datos reconocidos internacionalmente.

Tabla de contenidos

1. Introducción

2. Datos y metodología

   2.1. Definición de parámetros poblacionales relevantes

3. Métodos disponibles para la estimación de la población

   3.1. Métodos directos
      3.1.1. Muestreo de distancia en transectos con cámaras termográficas o fareo, y transecto de puntos
      3.1.2. Conteo desde puntos de observación
      3.1.3. Conteo en bloque
      3.1.4. Conteos aéreos
      3.1.5. Conteos en batidas
      3.1.6. Captura-Marcaje-Recaptura (CMR)
      3.1.7. Cámaras de fototrampeo sin reconocimiento individual
   3.2. Métodos indirectos
      3.2.1. Estadísticas de caza
      3.2.2. Recuento de excrementos
      3.2.3. ADN: Análisis genéticos para determinar el tamaño o la densidad de la población

4. Resumen de las características deseables de los métodos para estimar la densidad de ungulados silvestres

5. Discusión y recomendaciones

Glosario

Referencias

Anexos.

Anexo 1. Instrucciones para estudios de campo para estimar la densidad poblacional de mamíferos y ungulados de tamaño mediano utilizando cámaras de fototrampeo
   – Formulario para registrar la información de cada cámara de fototrampeo durante su colocación, revisión y recuperación (utilice tantos formularios como sean necesarios)

Anexo 2. Muestreo de distancias para la estimación de la densidad de ungulados silvestres a escala local

Anexo 3. Conteos en batida para la estimación de la densidad de ungulados silvestres a escala local
   – Formulario para la recogida de datos durante las batidas de caza

1. INTRODUCCIÓN

1. Introducción

Los ungulados silvestres son los mamíferos terrestres más grandes de Europa, donde hay 19 especies de rumiantes silvestres (8 en España, incluido el Boc Balear) y el jabalí, incluyendo tanto especies autóctonas como exóticas (Apollonio *et al.*, 2010). Algunos taxones requieren medidas de conservación y gestión diseñadas para salvaguardar poblaciones en peligro y fomentar su recuperación, ya que son especies raras y amenazadas. Otras poblaciones están amenazadas por la introducción de individuos o especies exóticas. Sin embargo, la mayoría de las especies de ungulados silvestres son abundantes y pueden considerarse generadoras de conflictos en situaciones locales, algo que también ocurre en España. En algunas zonas, las densidades de ungulados pueden superar los 30-45 individuos/ km2. En consecuencia, los ungulados silvestres suelen desempeñar un papel dominante en el desarrollo del paisaje, afectando a su estructura, así como a la riqueza de composición y a la abundancia relativa de las especies vegetales y de toda la comunidad (por ejemplo, Putman, 2004; Smit y Putman, 2011; Marcon *et al.*, 2019b). Independientemente de su papel en la dinámica ecológica de los sistemas naturales o seminaturales, en las últimas décadas los ungulados silvestres han causado conflictos con las actividades humanas, principalmente con la agricultura y la gestión forestal (por ejemplo, Ammer, 1996; Putman y Moore, 1998; Putman, 2004). Además, es relevante el aumento de las preocupaciones sobre los efectos negativos en la conservación del hábitat en entornos europeos (Ammer, 1996; Flowerdew y Ellwood, 2001; Fuller, 2001; Rae *et al.*, 2014; Carpio *et al.*, 2024).

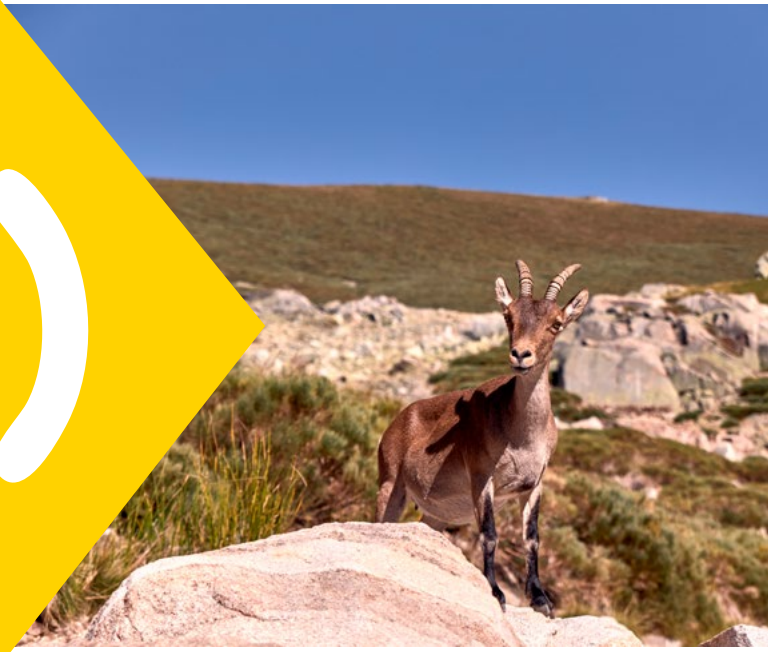
La abundancia de ungulados silvestres favorece la aparición de nuevos patógenos, que aumentan su virulencia y amplían su rango de hospedadores aprovechando el aumento de la densidad de población y los patrones de comportamiento. Estos patógenos pueden transportar agentes desconocidos o recientemente descubiertos de gran importancia económica (Höfle *et al.*, 2004; Postel *et al.*, 2016; Cagatay *et al.*, 2024). Muchos patógenos pueden infectar a múltiples hospedadores y, por lo tanto, pueden provocar brotes de enfermedades infecciosas en la fauna silvestre, así como en el ganado y las personas (Ferroglio *et al.*, 2011). Los cambios en la industria ganadera, con menor presencia humana en el campo, junto con el aumento de la distribución y las densidades de ungulados silvestres, han causado un aumento de los riesgos de contacto entre ungulados silvestres y ganado (Gortazar *et al.*, 2007).

La mayoría de los programas actuales de vigilancia de patógenos de fauna silvestre en Europa, incluida la

peste porcina africana (PPA), carecen de integración con una monitorización de poblaciones de hospedadores adecuada. La monitorización integrada combina la monitorización de la población y de las enfermedades. Dada la diversidad de métodos disponibles y la diversidad geográfica de Europa, es necesaria una armonización metodológica de las técnicas de monitorización (Ryser-Degiorgis, 2013). Determinar el rango de distribución de las especies y la abundancia de las poblaciones es clave, ya que estos patrones proporcionan información necesaria para la adopción de medidas. Por lo tanto, es necesario conocer la abundancia y distribución de los ungulados silvestres en España para poder gestionar las poblaciones de manera eficiente y reducir los riesgos epidémicos. La densidad de población se define como el tamaño de la población (abundancia absoluta) por unidad de área, pero estimar la densidad de población de fauna silvestre es una tarea difícil (ver glosario). La literatura científica reciente sugiere que los métodos tradicionalmente utilizados por los gestores de fauna silvestre no son lo suficientemente precisos ni adecuados como para considerarlos un «estándar de oro» o método de referencia.

Los enfoques actuales para la gestión de los ungulados varían entre los distintos países europeos e incluso entre las diferentes regiones de España, y están en constante evolución (Apollonio *et al.*, 2010; Ruiz-Rodríguez *et al.*, 2024). Esto se debe en parte a las diferentes especies presentes en cada región y, por lo tanto, a los conflictos experimentados entre las especies de ungulados silvestres y las actividades humanas. Además, existe una gran heterogeneidad en el enfoque cultural de la gestión de la caza y en las tradiciones locales. Esta diversidad de objetivos da lugar a notables diferencias entre los marcos legislativos regionales. En algunos casos, esto conlleva la utilización de métodos diferentes para estimar la abundancia de ungulados silvestres, la recogida de datos y la implementación de muestreos y de la actividad cinegética.

Las diferencias entre las estimaciones de densidad y abundancia de ungulados silvestres son notables entre estudios, y no solo se deben a variaciones en la densidad, sino también a limitaciones en la calidad de los datos, sesgos en el diseño de muestreo y uso de diferentes métodos analíticos. Algunas especies de ungulados silvestres están ampliamente distribuidas por toda España y utilizan diferentes tipos de hábitats (por ejemplo, el ciervo y el jabalí). Se han utilizado diferentes enfoques para evaluar el tamaño de las poblaciones, a menudo con métodos sesgados para aumentar la probabilidad de detectar la especie objetivo (Apollonio *et al.*, 2010). Como resultado, las comparaciones entre diferentes áreas a menudo no son posibles. Sin embargo, la estimación de la densidad en lugar de la abundancia (ver glosario) permite realizar comparaciones siempre que los métodos se apliquen de manera armonizada (es decir, los resultados son comparables). Otra consecuencia es que no es posible determinar el mejor método de estimación de la densidad para cada especie o entorno, ya que las condiciones geográficas, geomorfológicas, vegetativas y de uso del suelo crean una gran cantidad de situaciones en las que cada especie responde con diferentes patrones de distribución y dinámicas poblacionales diversas. Por estas razones, este documento tiene como objetivo ofrecer una visión práctica de los diferentes métodos utilizados para estimar la densidad de especies de ungulados silvestres y señalar las ventajas e inconvenientes de cada uno en nuestro contexto nacional. En la última parte, se ofrecen recomendaciones para implementar las metodologías más adecuadas en los tipos de hábitat más comunes. En particular, se centra en el uso práctico de las cámaras de fototrampeo para estimar la densidad de ungulados silvestres que no requieren reconocimiento individual y que deben adaptarse a las especificidades locales, utilizando el modelo de encuentro aleatorio (random enconter model, REM) como referencia, además de explorar otras recientes aproximaciones como las basadas en el modo time-lapse.



2. DATOS Y METODOLOGÍA

2. Datos y metodología

La guía se basa en investigaciones y revisiones bibliográficas. El conocimiento adicional sobre la literatura reciente, así como las experiencias sobre los métodos presentados, provienen de experiencias propias y recomendaciones de expertos dentro del consorcio *ENETWILD*, el *EOW* y de expertos externos. Presentamos una evaluación de diferentes métodos de acuerdo con las características deseables para monitorear poblaciones en unidades locales de gestión, practicabilidad, aplicabilidad y precisión.

2.1. Definición de parámetros poblacionales de ungulados silvestres

En general, los planes de gestión de las poblaciones de ungulados requieren una evaluación demográfica fiable y, por lo tanto, estimaciones de la densidad de población, que constituyen la información mínima necesaria (Williams *et al.*, 2002; Morellet *et al.*, 2011). En consecuencia, los gestores de fauna silvestre deben elegir entre dos opciones principales a la hora de evaluar la dinámica poblacional: estimar el tamaño o la densidad absoluta de la población o estimar un índice relativo de variación anual relacionado con el tamaño o la densidad de la población (o incluso monitorizar solo los daños causados por los ungulados silvestres como un índice indirecto de abundancia) (Morellet *et al.*, 2011). En las últimas décadas, los investigadores han presentado pruebas de sesgos o imprecisiones en los métodos más comúnmente utilizados por los gestores y han destacado la dificultad de evaluar estas estimaciones. Por ejemplo, es particularmente difícil estimar la densidad de las poblaciones de jabalíes, ya que se trata de una especie esquiva con una distribución espacial altamente variable, y la mayoría de los procedimientos habituales para determinar el tamaño de las poblaciones de ungulados silvestres no son aplicables.

Basándonos en lo anterior, esta guía se centra en la estimación de la densidad de ungulados silvestres, y no en índices de abundancia relativa. Aunque se proporciona un glosario completo de los principales parámetros de población al final de la guía, a continuación, introducimos algunos conceptos clave relacionados con el diseño correcto del estudio para estimar la densidad, cumpliendo con las suposiciones de representatividad de los datos y el esfuerzo de muestreo suficiente.

Tamaño de la población o abundancia absoluta (N): es el número de individuos de la población. Puede ser un número conocido mediante el recuento de todos los individuos o estimado en base a muestreos representativos. Cuando se relativiza por unidad de área, proporciona la densidad de la población.

Abundancia relativa o índice de abundancia: se refiere a la representación relativa de una especie en un ecosistema o área de estudio. La abundancia relativa puede calcularse mediante diferentes métodos, ya sea directos (se basan en la observación de animales) o indirectos (se basan en la observación de los indicios de presencia que los animales dejan en el medio o de otro tipo de indicios). A lo largo de los años, la abundancia relativa refleja las variaciones temporales o espaciales del tamaño (N) o la densidad (d) de una población, pero no estima directamente estos parámetros. Dado que la abundancia relativa aumenta con la densidad de población, es útil para monitorear las poblaciones de animales a lo largo del tiempo, así como para realizar estudios a gran escala sobre los factores que determinan la abundancia de las especies. No obstante, esta relación no siempre es lineal (Figura 1). A veces, debido a restricciones financieras, logísticas o de tiempo, los estudios de poblaciones de ungulados silvestres sólo pueden proporcionar abundancia relativa en lugar de estimaciones de tamaño total de la población o densidad.

Densidad de población (d): es una medida del tamaño de la población por unidad de área, es decir, el tamaño de la población dividido por la superficie total del terreno. La densidad absoluta suele expresarse en cabezas por 100 ha o km^2. Puede calcularse mediante diferentes métodos (ya sean directos o indirectos, resumidos en la Figura 6, Tabla 1).

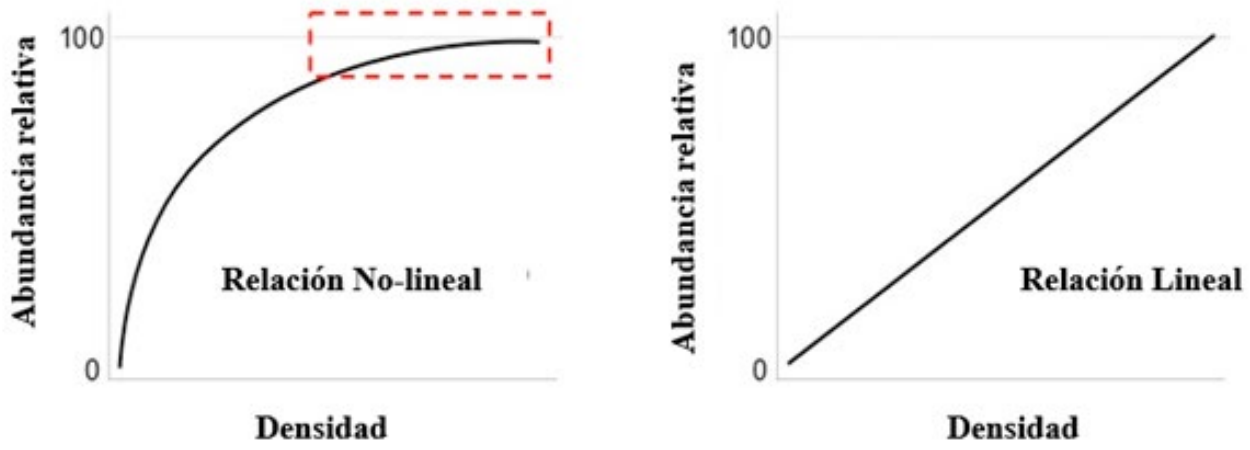


Figura 1. Los mejores índices de abundancia relativa son aquellos que tienen una relación lineal con la densidad de población (derecha) en una determinada área, pero a menudo, estas relaciones conducen a saturaciones para valores de abundancia grandes (izquierda). Los ejes Y indican el valor relativo (expresado de 0 a 100) de la abundancia relativa.

Para **comparar y utilizar** estimaciones poblacionales de ungulados silvestres, se requiere precisión y fiabilidad de dichas estimaciones de población, que deben expresarse en las mismas unidades (densidad o abundancia relativa) o escala (por ejemplo, ausente, baja, media, alta):

- La exactitud de las estimaciones se refiere al grado en que la medida representa el valor real (es decir, qué tan cerca está una estimación del valor real). En la mayor parte de los contextos de estudio este parámetro no se puede estimar porque generalmente el valor real es desconocido.

- La precisión de las estimaciones se refiere al grado de similitud entre los resultados del estudio o las muestras, si el estudio se repitiera en circunstancias similares, es decir, qué tan cerca están las mediciones repetidas entre sí.

- La fiabilidad de la estimación considera (i) cuán precisa es la estimación cuando se repite de la misma manera (ii) cuál es la diferencia entre la media estimada y el valor real (sesgo, que es útil para comparaciones dentro y entre estudios). Se requieren datos no sesgados para detectar cambios reales en el tamaño de la población. El sesgo resulta de medir mal la abundancia relativa o la densidad. Por ejemplo, cuando el personal de estudio está mal capacitado, las cámaras de fototrampeo para cuantificar animales silvestres fallan y no se verifican, o cuando los datos de caza representan una muestra sesgada de una población. La fiabilidad es una combinación de ambos y la utilizamos para evaluar los diferentes métodos de estimación de densidad de ungulados silvestres (Tabla 1). Un sesgo reducido de los valores promedio (Figura 2, izquierda) permite fines comparativos a lo largo del tiempo para una población dada y comparaciones espaciales entre poblaciones. Estimaciones sesgadas (Figura 2, derecha) solo permitirían fines comparativos cuando las estimaciones de población se consideran como un índice relativo (incluso cuando el objetivo era estimar una densidad) y el sesgo se normaliza (por ejemplo, comparaciones a lo largo del tiempo para una población dada).

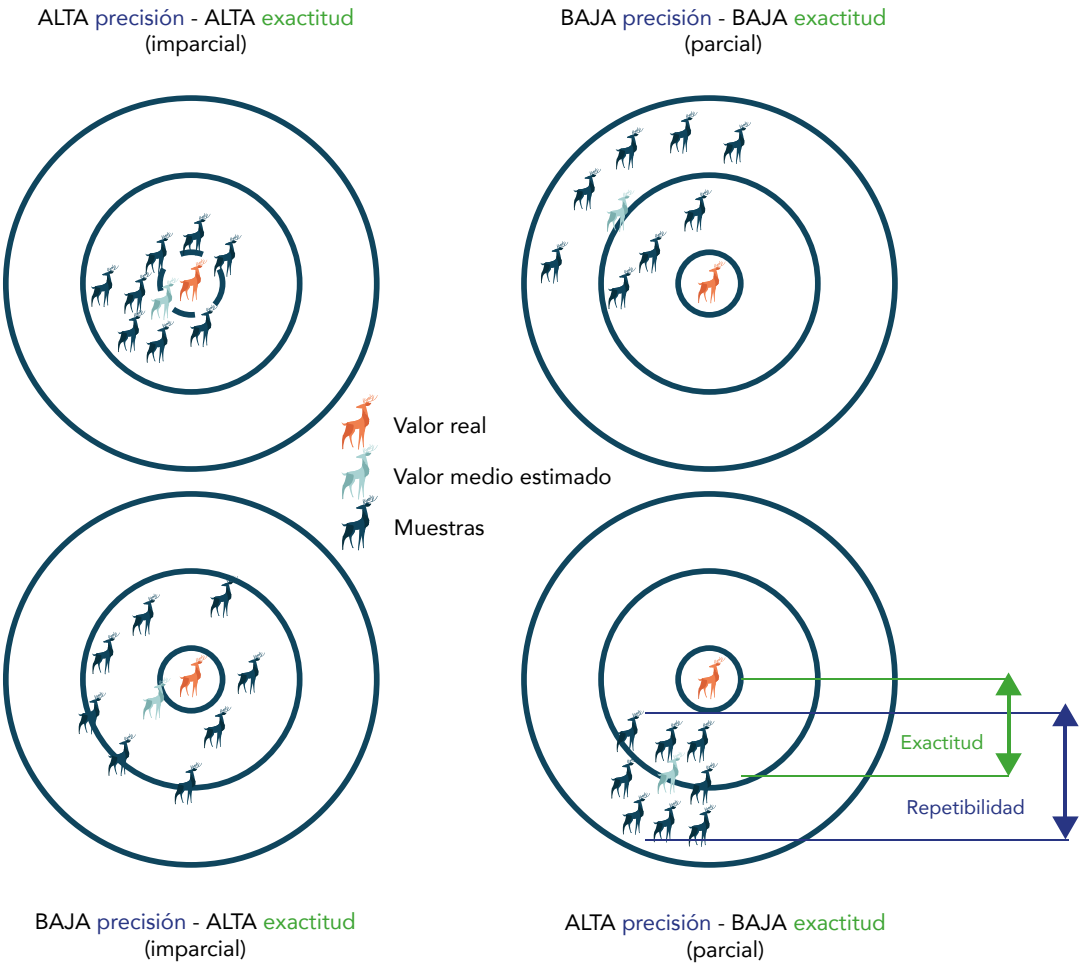


Figura 2. Precisión, exactitud y sesgo de las estimaciones de población. La primera situación (arriba a la izquierda) es la más fiable.

El muestreo se utiliza al calcular parámetros de la población en grandes áreas. El diseño del estudio y la estrategia de muestreo son fundamentales para realizar correctamente una estimación precisa y sin sesgo (y, por lo tanto, fiable) de la densidad a escala local, lo que, a su vez, hará que los datos sean comparables entre áreas. Ningún método proporcionará datos precisos y exactos (sin sesgo) si el diseño del estudio (generalmente el muestreo) no es representativo y el esfuerzo es insuficiente. Esto es especialmente relevante para poblaciones con un patrón de distribución agregado fruto de una marcada selección de hábitat. Obtener una estimación de una gran área a partir de una muestra es útil porque a menudo es imposible obtener una medición de cada animal individual del área en estudio. Para ello, es necesario seleccionar algunas parcelas de muestreo en las que se estime la densidad. Para optimizar los protocolos de muestreo, se recomienda la definición previa de regiones o áreas de estudio basadas en la distribución de características ambientales y/o poblaciones, lo que se conoce como estratificación. Los resultados de estas estimaciones correctamente estratificadas dan lugar a un promedio que se extrapolará a toda el área de estudio. Un diseño de estudio correcto significa evitar sesgos durante el muestreo y aplicar suficiente esfuerzo para realizar estimaciones precisas y fiables de la densidad.

La distribución espacial de varios ungulados silvestres suele ser agrupada y agregada debido a su ecología espacial, uso del suelo y distribución de recursos, entre otros factores. Cuanto mayor sea la agregación (Figura 3), menor será la precisión de las estimaciones de densidad o mayor será el esfuerzo de muestreo necesario para obtener una estima precisa. Por lo tanto, es necesario tener nociones sobre la distribución de la población en el territorio para realizar un buen diseño de estudio.

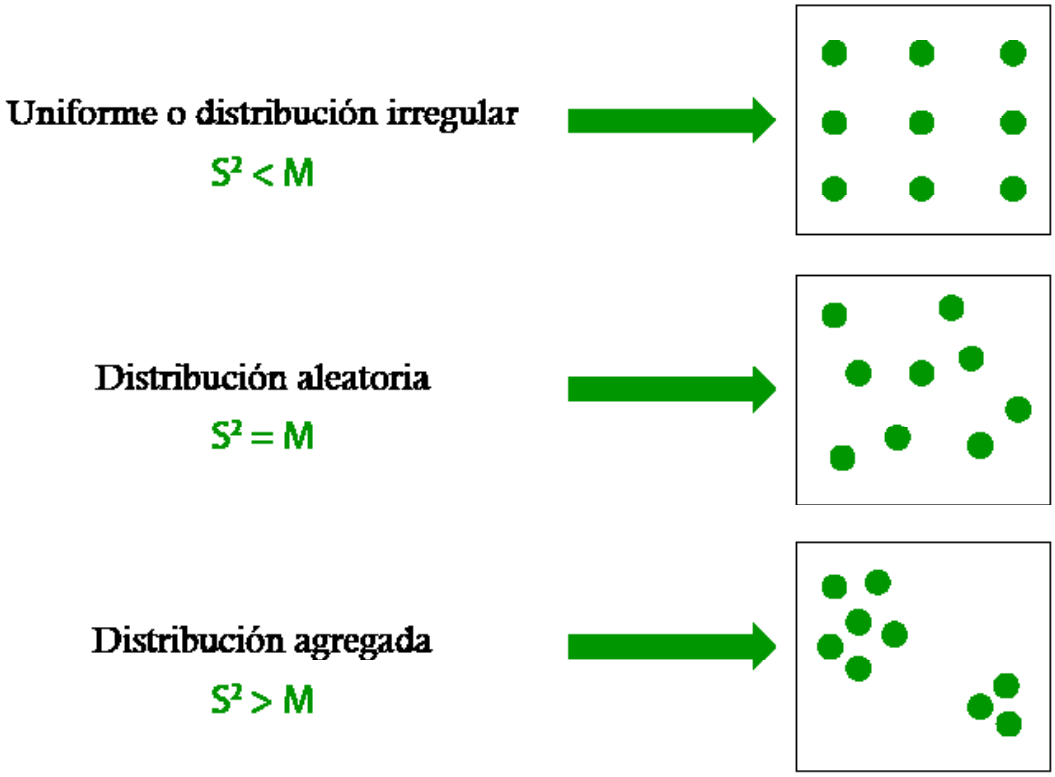


Figura 3. Patrones de distribución de los individuos (puntos verdes), que afectan la estimación final del tamaño de la población, para los cuales se necesita un diseño de estudio correcto. La distribución agregada representa una distribución espacial agrupada, típica de muchas poblaciones de ungulados silvestres (S2 = varianza de los datos, M = valor medio)

Dado que muchas poblaciones tienden a estar agregadas y no distribuidas al azar, los transectos, las parcelas de muestreo, la ubicación de las cámaras de fototrampeo, los puntos de conteo, etc., deben estratificarse por tipo de hábitat, evitando carreteras y otras características singulares (ver, por ejemplo, la Figura 4). Todos los entornos relevantes dentro del área de estudio, que pueden afectar la distribución de los ungulados silvestres, deben tenerse en cuenta para el diseño de un muestreo. Dado que estamos muestreando, las recomendaciones para abordar algunas suposiciones son:

- La muestra representa toda el área de estudio. Por lo tanto, debemos asegurarnos de que haya suficientes muestras y que sean representativas. Tomar una muestra de cada proporción del área de estudio, siempre que sea factible, pero cuantas más, mejor.

- La muestra puede ser:

  – Elegida de manera aleatoria es la mejor manera para representar justamente las características del área de estudio, y cuando se realiza de la forma más simple, este método se llama muestreo aleatorio simple;

  – Recopilada mediante muestreo sistemático con origen aleatorio. El muestreo sistemático con origen aleatorio se realiza cuando las muestras se toman en intervalos fijos y predeterminados (por ejemplo, una cámara de fototrampeo cada 1,5 km) y el punto de inicio del primer intervalo se selecciona de manera aleatoria, que es lo que hace que este tipo de muestreo sea aleatorio es que el punto de inicio se elige al azar. Se coloca una línea de transecto a lo largo de un gradiente ambiental y las muestras se toman a intervalos predeterminados;

  – Recopilada mediante muestreo estratificado. Se aplica cuando es mejor dividir el área de estudio en zonas más pequeñas con características similares (por ej. hábitats o usos del suelo) y diseñar un muestreo dentro de ellas. Esto requiere cierto

conocimiento previo de la ecología de la especie objeto y de la distribución de la población de estudio. Cuando sea posible, estratificar por, por ejemplo, abundancia relativa, puede aumentar la precisión porque se lograría una tasa de encuentro/captura equivalente (por ejemplo, con cámaras de fototrampeo) dentro de los estratos y posteriormente se combinan las estimas de los diferentes estratos para ofrecer una estima global para toda el área de estudio (Figuras 4 y 5).

- Los transectos, parcelas y lugares de colocación de las cámaras de fototrampeo deben colocarse utilizando un mapa detallado del área de estudio y deben ser estratificados teniendo en cuenta la descripción de la composición del hábitat. En este caso, el esfuerzo de muestreo debe cuantificarse por tipo de hábitat (por ejemplo, como la proporción de transectos o parcelas en los diferentes tipos de hábitats).

- Se debe probar si la estratificación permite un esfuerzo de muestreo y sesgo similares en cada clase de hábitat, lo que requiere un conocimiento previo de la distribución de hábitats en el área de estudio. Esto es aún más importante al comparar diferentes métodos en cada área (no debería haber sesgo debido a un esfuerzo de muestreo diferente en cada tipo de hábitat por las diferentes metodologías).

El resultado de un procedimiento dado cuando no se realiza un diseño estratificado es una estimación sesgada de la densidad hacia aquellos hábitats que están sobrerrepresentados en el muestreo. Esto provocaría una baja precisión y falta de comparabilidad con otros valores obtenidos de diferentes áreas de estudio.

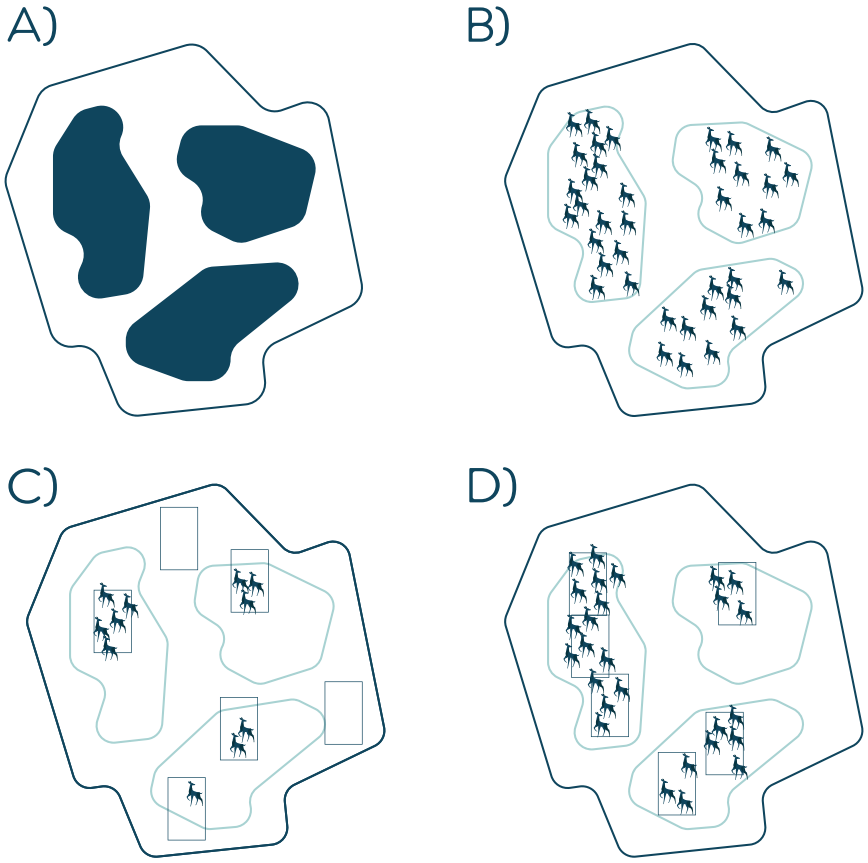


Figura 4. Área del hábitat utilizada por la especie (A, áreas verdes), distribución de animales (B). Un muestreo aleatorio (C), un muestreo estratificado (D). En este caso, un diseño estratificado aumenta la precisión y exactitud de la estimación de densidad (y, por lo tanto, de la población total) solo cuando se tiene en cuenta el área no muestreada (hábitat estrato). Se necesita al menos una muestra en el fondo para confirmar baja densidad/ausencia; de lo contrario, esto no es estratificado, sino sesgado. Modificado de Tellería (1986). La línea negra exterior es la unidad de gestión o ecológica total que pretendemos censar.

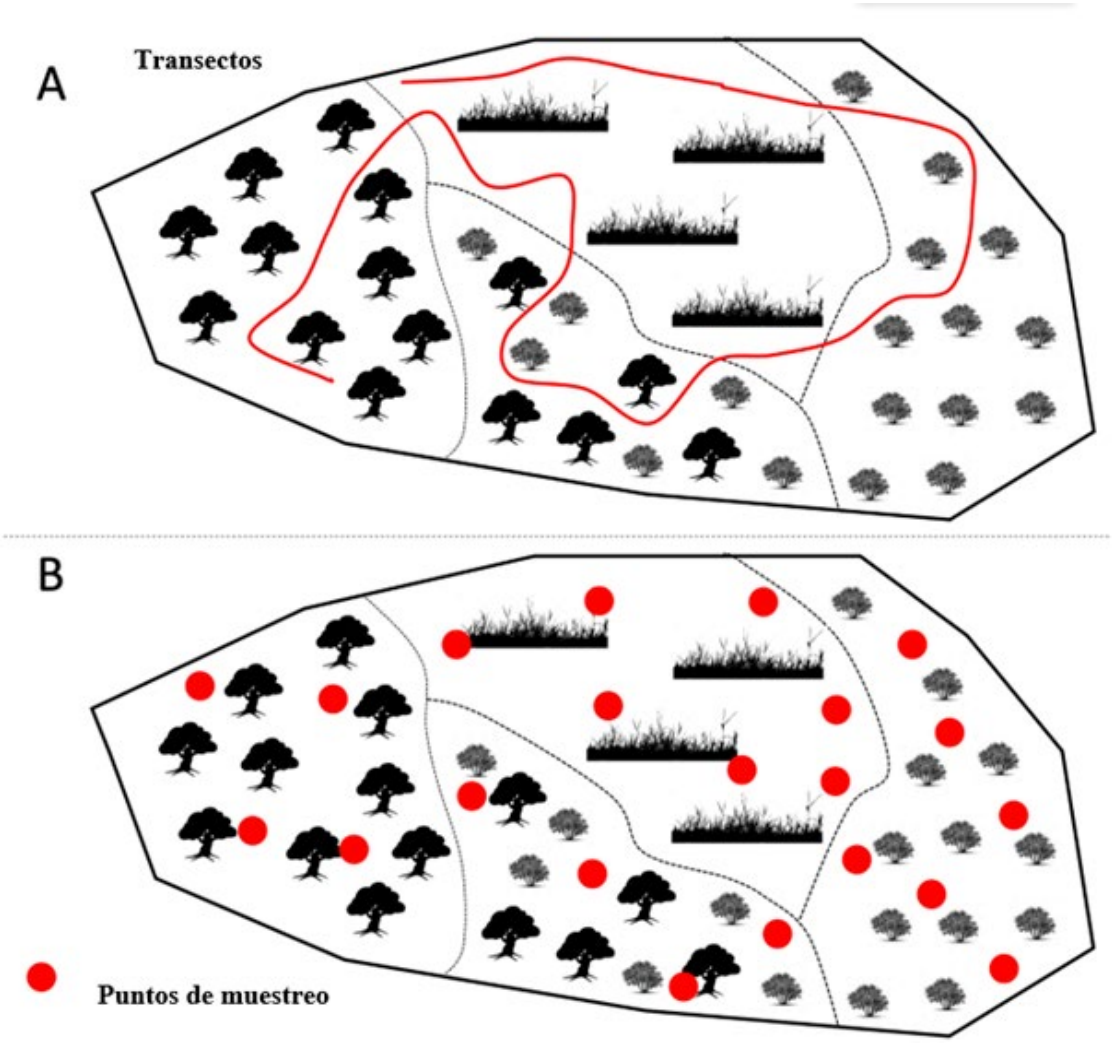


Figura 5. Representación esquemática de los diseños de muestreo representativos para un transecto (A) o parcelas (B). La ubicación de las parcelas podrá referirse a parcelas propiamente dichas para el recuento de excrementos, por ejemplo, o a la ubicación de cámaras de fototrampeo, ubicación de áreas batidas, etc.

3. MÉTODOS DISPONIBLES PARA LA ESTIMACIÓN DE UNGULADOS SILVESTRES

3. Métodos disponibles para la estimación de ungulados silvestres

Hay 7 especies nativas o históricamente introducidas (Suidae: jabalí *Sus scrofa*, Cervidae: ciervo común *Cervus elaphus*, corzo *Capreolus capreolus*, gamo *Dama dama*, y Bovidae: cabra montés *Capra pyrenaica*; muflón *Ovis aries*, rebeco pirenaico *Rupicapra pyrenaica*, y 1 introducida (arruí *Ammotragus lervia*) de ungulados silvestres en España, a las que habría que añadir el Boc Balear. Existe también una gran variabilidad en los métodos necesarios para monitorear las diferentes especies. Sin embargo, en la mayoría de los casos, la aplicabilidad depende más del hábitat que de la especie en sí (Tabla 1). Dado que algunas especies tienen preferencias específicas de hábitat, no todos los métodos se pueden realizar con todos los ungulados silvestres.

La mayoría de los métodos de monitorización tienen restricciones en especies con bajas densidades y/o distribuciones agregadas. Los recuentos directos (conteos en bloque, punto de observación, muestreos aéreos) pueden ser fiables para especies que viven en grupo y en áreas abiertas, como los ungulados de montaña. Sin embargo, debido a que la visibilidad afecta directamente a la detectabilidad (es decir, la capacidad que tenemos para detectar a los individuos), estos métodos basados en la observación directa son poco prácticos (requieren un gran esfuerzo de muestreo) y son necesarios aplicar otros métodos que modelan la detectabilidad, por ejemplo, el muestreo de distancias o el REM.

Son de interés los métodos que se han aplicado, al menos con fines científicos, para monitorizar poblaciones de ungulados silvestres, principalmente jabalíes, ciervos y corzos. Estas especies son bastante abundantes y se encuentran en gran parte de la geografía europea y española, en diferentes hábitats. Estas especies son de particular interés porque pueden causar daños y ser de interés sanitario debido a su distribución y abundancia, e interacciones con ganado doméstico (principalmente en extensivo). Otras especies se encuentran en regiones o hábitats específicos y solo se ha aplicado un subconjunto de métodos (p. ej., Kavčič *et al.*, 2021).

En general, se han propuesto una clasificación de los métodos de estimación de la densidad en dos grupos principales (Figura 6): métodos directos e indirectos, es decir, según si se basan o no en la observación directa de los animales.

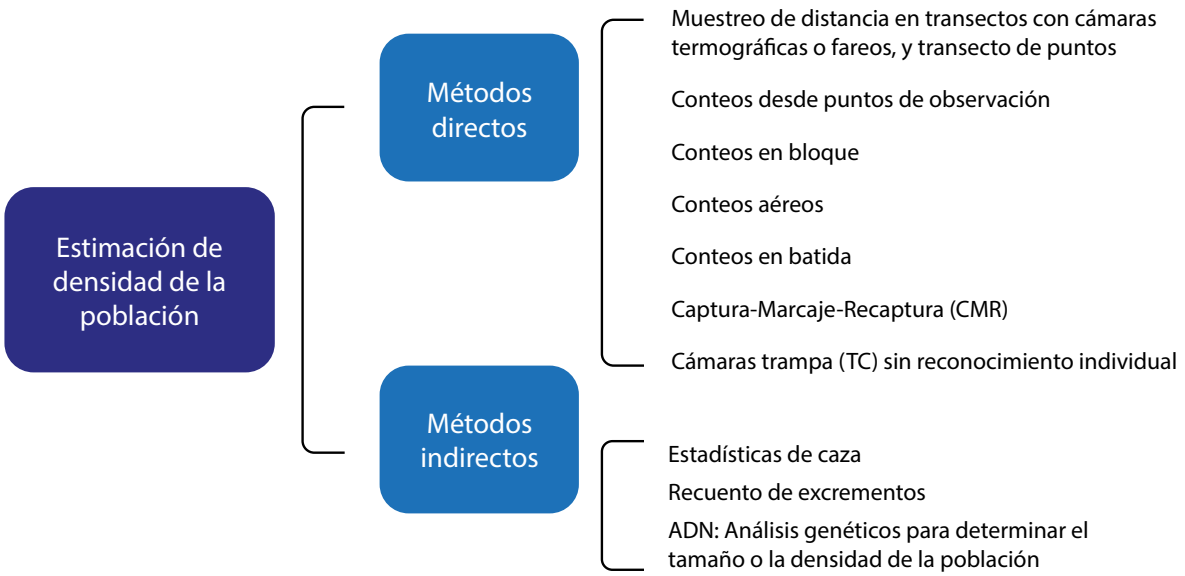


Figura 6. Clasificación de los métodos disponibles para estimar la densidad de población de ungulados silvestres. Métodos directos: métodos basados en la observación directa de animales. Métodos indirectos: métodos basados en la detección de signos de presencia, consulte el texto a continuación para más detalles.

3.1. Métodos directos

Dado que estos métodos se basan en la observación directa de animales, dependen de la actividad diaria y estacional de la especie, pero proporcionan datos sobre la estructura poblacional (distribución de clases de sexo y edad).

3.1.1. Muestreo de distancia en transectos con cámaras termográficas o fareos, y transecto de puntos

Objetivo

Observar individuos/grupos a lo largo de transectos y uso de muestreo de distancias (Distance Sampling) para analizar los datos (ver más abajo), registrando las distancias entre el observador y los animales detectados. El objetivo es obtener una función de detectabilidad con la que estimar la densidad local de la población de ungulados silvestres.

Medidas estimadas

Densidad de la población, tamaño poblacional y, si se registra, estructura de sexos y edades de la población.

Aplicabilidad

Potencialmente, todos los ungulados con restricciones debido a la visibilidad y/o detectabilidad de las especies (por ejemplo, jabalíes solamente en zonas relativamente abiertas) o los hábitats (cuando la vegetación es cerrada es más complicado, requiere más esfuerzo).

Metodología

Los métodos de transecto incluyen diferentes técnicas para detectar animales y estimar la densidad de población. Se requiere que el observador que se desplaza a lo largo de un transecto registre las distancias perpendicu-

lares (o la distancia radial y ángulo de avistamiento) de todos los animales detectados. En algunos casos, como los transectos de franja, se asume que todos los animales son detectados hasta una distancia fija (ancho de la franja, ver, por ejemplo, Vincent *et al.*, 1996). En otros casos, como los transectos lineales, no se asume que todos los animales son detectados, pero la estimación final de la densidad utiliza una función de detectabilidad calculada a partir de la distribución de las distancias de cada observación (Buckland *et al.*, 1993; Morellet *et al.*, 2011).

Los transectos pueden realizarse a pie, pero puede ser complicado en cuanto al esfuerzo de muestreo y es difícil de aplicar a escalas espaciales de varios cientos de km² (escala típica de las unidades de gestión de ciervos). Si la accesibilidad del territorio es buena, los transectos pueden llevarse a cabo utilizando un vehículo, y eso permite monitorear áreas más extensas (por ejemplo, Pellerin *et al.*, 2017), aunque en este caso, es importante tener en cuenta posibles procesos de agregación o evitación de los caminos sobre los que se realice el muestreo. También se pueden utilizar puntos a lo largo de transectos para detectar animales. En este caso, las observaciones de individuos/grupos se realizan desde puntos fijos (por ejemplo, desde oteaderos o asientos elevados).

Los métodos de transecto se pueden implementar durante el día, generalmente durante las horas crepusculares, utilizando prismáticos, o durante la noche utilizando focos para aumentar la detectabilidad de los individuos (por ejemplo, Garel *et al.*, 2010; Corlatti *et al.*, 2016). La presencia de una membrana reflectante *tapetum lucidum* en el fondo de ojo aumenta la probabilidad de detectar individuos durante los conteos nocturnos con reflector (en automóvil). La ausencia de este *tapetum lucidum* en el jabalí hace que los conteos nocturnos con foco (desde automóvil) sean más difíciles en comparación con los conteos cérvidos. El problema de la baja visibilidad del jabalí durante los conteos nocturnos con foco se resolvió con éxito en Italia (Focardi *et al.*, 2002; Franzetti *et al.*, 2012) y en el Reino Unido (Gill y Ferryman 2015) utilizando el muestreo de distancia en transectos con cámaras termográficas. El uso de imágenes térmicas permite la detección de animales mediante la detección de la energía radiada por los cuerpos cálidos. Esta técnica aumenta la probabilidad de detectar animales antes de ser percibidos, reduciendo así las molestias causadas por los observadores (Gill *et al.*, 1997; Ward *et al.*, 2004; La Morgia *et al.*, 2015). El método ofrece un buen rendimiento, si bien su aplicación se complica en situaciones con bajas densidades y en hábitats con un sotobosque denso (Gill *et al.*, 1997; Franzetti *et al.*, 2012; Focardi *et al.*, 2013; Wäber y Dolman 2015) cuando se aplica un esfuerzo de muestreo elevado, sin em-

bargo, puede fallar en otras situaciones (por ejemplo, Gill y Brandt 2010). La evaluación de este método se puede ver en la Tabla 1. El precio de las cámaras infrarrojas de nueva generación es ahora más accesible, lo que puede aumentar la rentabilidad y aplicabilidad de este método una vez que esté afinado.

Evaluación

- **Pros**: Áreas extensas con baja cobertura, preciso con altas densidades locales.
- **Contras**: Necesidad de asumir supuestos al utilizar el muestreo de distancias, en zonas con bajas densidades, sotobosque denso y una alta presión de caza se necesita un esfuerzo de muestreo muy alto, necesidad de visores termográficos en ciertos casos => costoso, uso limitado principalmente en invierno al incrementar el contraste térmico entre animales y ambiente.
- **Precisión**[1]: alta.
- **Hábitat:** Abierto y áreas mixtas, menos útil en bosques cerrados. En ambientes muy cerrados explorar los visores termográficos.

Recomendaciones para mejorar la comparabilidad y precisión

- Se necesita conocimiento previo (estudio piloto) para preparar el diseño del estudio (transectos), así como información biológica básica sobre los animales (sus ritmos de actividad).
- En el diseño del estudio, se debe prestar atención al hecho de que la población a estimar no tenga ningún tipo de asociación espacial con los transectos.
- El diseño de muestreo y el análisis de datos deben tener en cuenta el tipo de hábitat.
- La línea central de cada transecto debe estar claramente marcada: el observador puede determinar su posición en cada momento
- Se debe muestrear un número mínimo de transectos según la distribución de la especie objetivo en el área de estudio.
- Al utilizar el muestreo de distancia, se observa todos los animales en el centro de la línea de transecto con una probabilidad igual a uno.
- El ancho del transecto debe ser el máximo posible. Los puntos que se consideran externos deben ser eliminados durante el análisis.
- Mediciones básicas: distancia de observación (perpendicular al transecto, o radial -registrando también el ángulo-).
- Todas las mediciones de ángulos y distancias deben ser exactas (p. ej. uso de telémetros)
- Las mediciones deben guardarse por separado para cada segmento de la longitud total del transecto.
- La recopilación de datos debe ser realizada por personal competente, motivado y capacitado.
- Los transectos de puntos requieren áreas de buena visibilidad.
- Se deben registrar al menos 40 objetos (individuos o grupos), preferiblemente 60-80 objetos para lograr un ajuste adecuado de la detectabilidad..

3.1.2. Conteo desde puntos de observación

Objetivo

Observando individuos o grupos desde un punto de observación (en una elevación o montaña, una torre de

1. Mirar definición en sección 2.1

observación o un punto aleatorio), es posible estimar la densidad local utilizando conteos totales y/o conteos en áreas muestreadas.

Medida estimada

Densidad de la población y estructura de sexos y edades de la población

Aplicabilidad

Potencialmente, en la mayoría de los rumiantes silvestres en zonas abiertas.

Metodología

En todos los casos, se asume que los animales presentes en un área son detectados por los observadores y que un individuo solo puede ser observado por un observador. La segunda parte de la suposición puede solventarse si los observadores toman nota de la dirección y el tiempo en que los animales salen de su vista. Después del registro de los datos, el coordinador del muestreo debe excluir el posible conteo doble para evaluar la densidad. Una variante de esta metodología es atraer a los individuos de la especie objetivo mediante el uso de alimentos artificiales y/o sal (Morellet *et al.*, 2011).

La principal desventaja de este método es que el error de muestreo puede ser grande y difícil de evaluar. Por esta razón, este método es menos adecuado para comparar las densidades de rumiantes entre diferentes áreas, al menos que se aplique con un elevado rigor y bajo un adecuado diseño de muestreo. Al utilizar el método de puntos aleatorios y el muestreo de distancias

para evaluar el área cubierta, los gestores también pueden estimar el coeficiente de variación (CV) y proporcionar densidad relativa. Hasta donde sabemos, ha habido escasos intentos de utilizar este método para jabalíes y es más empleado en rumiantes (Passon *et al.*, 2012; Keuling *et al.*, 2014).

Evaluación

- **Pros**: Costos bajos, aunque se precisan equipos ópticos de detección.
- **Contras**: Riesgo de subestimación en hábitats densos y necesidad de movilizar un elevado número de observadores.
- **Precisión**: Potencialmente alta en áreas abiertas, limitada en entornos con vegetación densa.
- **Hábitat**: Abierto (especialmente en áreas con relieve, montañosas, pantanos, árticas), posible en paisajes mixtos, menos útil en grandes áreas forestales (alto esfuerzo, solo como muestreo de distancias).

3.1.3. Conteos en bloque

Objetivo

Observando individuos/grupos presentes en un sector (bloque) moviéndose dentro de él.

Medida estimada

Densidad de la población y estructura de sexos y edades de la población

Aplicabilidad

Rumiantes, principalmente en entornos alpinos.

Metodología

Los procedimientos para implementar este método son similares a los conteos desde puntos de observación, pero el observador se mueve dentro de un sector para detectar el mayor número posible de individuos, evitando obviamente el doble conteo. Este método debe implementarse solo en áreas abiertas donde los operadores puedan asegurarse de evitar el doble conteo. De hecho, a menudo se utiliza para estimar la abundancia de rumiantes silvestres en entornos alpinos (por ejemplo, rebecos alpinos, íbices alpinos; Corlatti *et al.*, 2015; Jacobson *et al.*, 2004).

La implementación de los conteos de bloques requiere un número relativamente grande de operadores para recopilar datos simultáneamente en sectores vecinos. A menudo, el operador debe tener habilidades para usar instrumentos ópticos adecuados y para reconocer clases de edad y sexo desde lejos. Los gestores de fauna silvestre deben ser conscientes de que al utilizar conteos de bloques pueden obtener el número mínimo de individuos vivos en el área de muestreo y no el tamaño absoluto de la población. Al igual que con los conteos desde puntos de observación, también para los conteos de bloques es difícil evaluar el error de muestreo, que puede ser grande debido a condiciones ocasionales (por ejemplo, condiciones climáticas desfavorables). Sin embargo, por ejemplo, en el caso de los rebecos, los conteos de bloques proporcionan un tamaño de población mínimo subestimado en comparación con el tamaño de población estimado mediante el uso de la técnica de marcaje y recaptura (Corlatti *et al.*, 2015), aunque el valor estimado cae dentro del rango de valores de confianza de la técnica de marcaje y recaptura.

Evaluación

- **Pros**: Costos bajos en relación con los esfuerzos, aunque precisa dispositivos ópticos de observación.
- **Contras**: Riesgo de subestimación y requieren movilizar un elevado número de observadores.
- **Precisión:** media a alta: posible subestimación, la precisión puede verse afectada por condiciones ambientales, especialmente en entornos accidentados.
- **Hábitat:** abierto (especialmente en zonas montañosas y colinosas), posible en paisajes mixtos, no aplicable en paisajes de bosques puros.

3.1.4. Conteos aéreos

Objetivo

Al observar individuos/grupos desde dispositivos aéreos, es posible estimar la densidad local siguiendo un recuento total o aplicando la metodología de muestreo de distancias (registrando las distancias a las que se han realizado tales observaciones respecto a la línea central de cada transecto).

Medida estimada

Densidad de la población y, en ocasiones, estructura poblacional de sexos y edades.

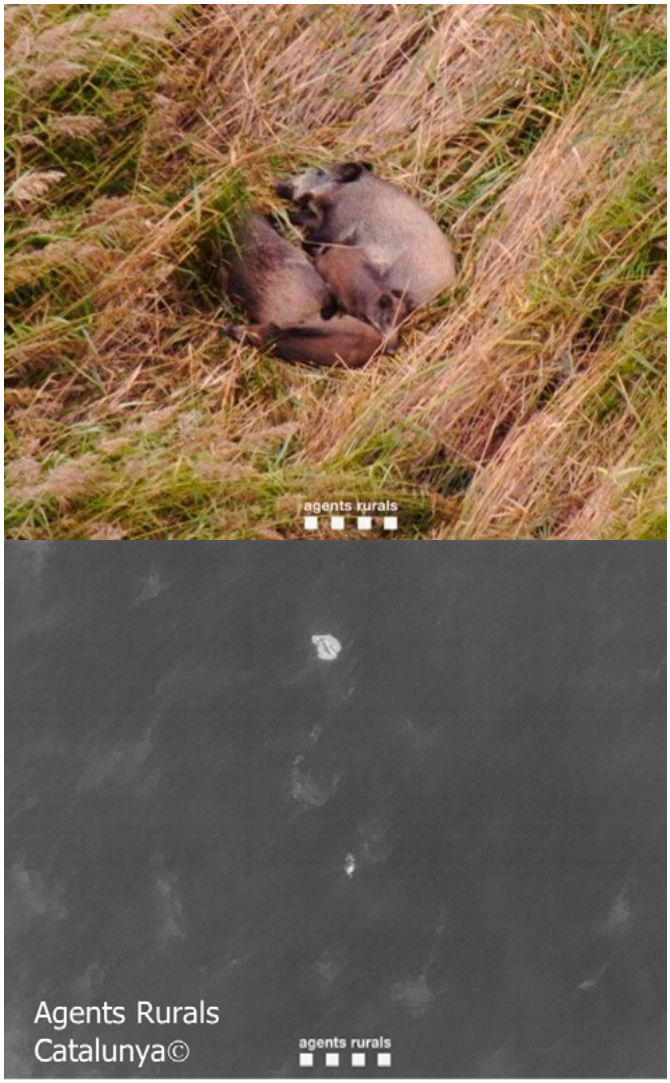
Aplicabilidad

Ungulados en áreas relativamente abiertas

Metodología

El recuento aéreo no es un método único. El recuento aéreo se utiliza como una herramienta dentro de otros métodos (como recuentos directos, transectos de franjas y líneas, muestreo de distancias, CMR). Existen varias posibilidades para llevar a cabo recuentos aéreos: helicópteros, girocópteros, avionetas pequeñas, aeronaves ultraligeras, drones, dirigibles. Sin embargo, en muchos países, como España, solo se permite volar durante el día y esto puede suponer un inconveniente a la hora de aplicar la metodología utilizando imágenes termográficas.

Una configuración con elevado potencial y actualmente en gran desarrollo (proyecto FAUNET para el caso del jabalí) es el uso de un dron con cámaras termográficas (para detección) y grabación de video o preferentemente imagen en paralelo que permite distinguir especies y contar individuos (Franke *et al.*, 2012; Gräber *et al.*, 2015). Estos son métodos apropiados para áreas inaccesibles y ofrecen un buen rendimiento en lagunas y cañaverales, en donde la señal térmica de los individuos es más nítida al ofrecer un mayor contraste con el ambiente circundante. En áreas abiertas, las aeronaves ruidosas pueden provocar la huida de los animales, lo que resulta en una estimación sesgada de los parámetros de la población.



Este método puede ofrecer una visión rápida del tamaño y la distribución de la población (por ejemplo, realizado con drones). Sin embargo, las opiniones de los investigadores sobre la precisión y la exactitud de los muestreos aéreos son conflictivas, probablemente debido a la dificultad de obtener el número correcto de individuos en cada área (por ejemplo, Jachmann 2002; Ron-

negard *et al.*, 2008). Los sistemas de drones o aeronaves no tripuladas son alternativas prometedoras en estudios que requieren la estimación de patrones espaciales de diferentes especies en áreas extensas, como estudios epidemiológicos, donde los métodos tradicionales (por ejemplo, transectos lineales, recuentos en movimiento, etc.) no son factibles por razones logísticas (Barasona *et al.*, 2014). Especialmente en áreas extensas y en hábitats abiertos pueden ser una alternativa para obtener datos fiables en poco tiempo.

Evaluación

- **Pros**: Ofrecen un buen rendimiento con rumiantes silvestres en áreas abiertas, y se pueden cubrir áreas grandes durante los muestreos. Se está testando *(FAUNET)* en jabalíes, ya se ha hecho en humedales (lagunas con vegetación típica) con éxito. Es posible determinar patrones de distribución espacial, por ejemplo, en la interfaz entre la fauna silvestre y el ganado.

- **Contras**: Altos costes, con cámaras a color, necesidad de cámaras termográficas, principalmente en invierno, dependiente del clima y la estructura del hábitat, la evaluación comparativamente costosa. Se requiere alta experiencia (por ejemplo, con drones).

- **Precisión**: Limitada: alta, en relación con las condiciones ambientales.

- **Hábitat:** Muy adecuado para paisajes abiertos grandes (lagunas, marismas, cañaverales, páramos), posible en paisajes mixtos en invierno, menor precisión en áreas boscosas.

Recomendaciones para mejorar la comparabilidad y precisión:

- Actualmente, el uso de cámaras termográficas y de visión nocturna asociadas a conteos aéreos aún está en desarrollo, por lo que es necesario calibrar esta tecnología para ungulados silvestres.

3.1.5. Conteos en batida

Objetivo

Mover y contar todos los animales de una superficie conocida para estimar la densidad local.

Medida estimada

Densidad de población y, en algunas especies, estructura de sexos y edades de la población.

Aplicabilidad

Potencialmente todos los ungulados.

Metodología

Los conteos en batida se utilizan con frecuencia para estimar las densidades de población de los ungulados que habitan en áreas boscosas (Dzieciolowski 1976; Borkowski *et al.*, 2011). Los conteos pueden realizarse con batidores (con o sin perros; *ENETWILD consortium et al.*, 2019). Todos los batidores y los observadores, localizados en posiciones fijas en el borde del área batida, registran todos los animales vistos. Esto también se puede realizar durante las cacerías (generalmente conducidas con batidores y perros), donde los cazadores en sus puestos registran todos los animales vistos. Los cazadores pueden ser utilizados como observadores experimentados y, por lo tanto, la actividad de caza, si es

realizada por personal informado, instruido y motivado, puede ser una alternativa rentable para monitorizar los ungulados (Mysterud *et al.*, 2007; Plhal *et al.*, 2010; Borkowski *et al.*, 2011; Segura *et al.*, 2014). Algunos autores reconocen que este método sufre de una tasa creciente de subestimación con el aumento de la densidad de población (Maillard *et al.*, 2010; Morellet *et al.*, 2011).

Dependiendo de las condiciones, muchos ungulados silvestres pueden pasar desapercibidos. Por lo tanto, este método tiene un alto esfuerzo con baja fiabilidad (pero consultar Borkowski *et al.*, 2011) y es difícil estimar la precisión. Sin embargo, la exactitud del método se ha probado comparándolo con técnicas de captura-marca-recaptura (ciervos con radio collares), y se estima que la subestimación promedio es del 20-25% de la población real (en Italia, Apollonio, comunicación personal).

Evaluación

- **Pros**: voluntarios experimentados, fácil de llevar a cabo, también posible dentro de las actividades de caza regulares.

- **Contras**: alto esfuerzo de personal, dependiente de la experiencia y el número de ayudantes (a veces también se necesitan perros), dependiente de las condiciones meteorológicas, dependiente de la densidad de población, sesgado por la disposición de los cazadores, principalmente para llevarse a cabo durante la temporada de caza/invierno. Necesidad de evaluar conteos dobles.

- **Precisión**: Media, dependiente del contexto y la experiencia de los voluntarios.

- **Hábitat**: Bien aplicable en paisajes forestales y mixtos, posible en paisajes abiertos.

3.1.6. Captura-Marcaje-Recaptura/Reavistamiento (CMR)

Objetivo

Identificar una parte de los animales de la población y estimar la proporción de animales "recapturados" durante los muestreos. La densidad de la población se estima a partir de esa probabilidad de recaptura.

Medida estimada

Densidad de la población.

Aplicabilidad

Todos los ungulados.

Metodología

Los métodos CMR incluyen una amplia familia de metodologías revisadas en Buckland *et al.* (2000). Este

método requiere la captura y marcado, o al menos, la identificación individual de animales (por ejemplo, mediante la forma de las astas/cuernos o el pelaje moteado). En ocasiones se requiere realizar una captura física para poner a los animales alguna marca (crotal, collar, etc.) que permita identificarlos. La captura y liberación con fines científicos pueden requerir licencias en algunos países y tener efectos sobre el bienestar animal. La recaptura, cuando se hace físicamente, está altamente influenciada por la primera captura y las experiencias de los individuos, y puede aumentar los riesgos potenciales de lesiones, incluso mortales, para los individuos recapturados. Hay diferentes modelos matemáticos para poblaciones cerradas (sin nacimientos/muertes ni emigración/inmigración) y para poblaciones abiertas. Si no hay certeza sobre la condición de la población, es mejor utilizar modelos para poblaciones abiertas.

El método CMR se ha llevado a cabo con recapturas para jabalíes (Focardi *et al.*, 2008), mediante bolsas de caza (Toïgo *et al.*, 2008) o con re-avistamientos mediante cámaras de fototrampeo (se necesita marcar o identificar individualmente a los animales; por ejemplo, Sweitzer *et al.*, 2000; Hanson *et al.*, 2008; Hebeisen *et al.*, 2008; Plhal *et al.*, 2011; Morimando *et al.*, 2016; Ünala y Çulhacı 2024). Esto difiere de las metodologías tradicionales de captura-recaptura (Hebeisen *et al.*, 2008). Hay experiencias iniciales disponibles, pero el procedimiento necesita ser perfeccionado. Debido a su alto esfuerzo y su ejecución local, este método solo se suele utilizar con fines científicos. Los modelos espaciales de captura y recaptura (SCR), en un sentido amplio, mejoran la versatilidad de los CMR tradicional para la monitorización de la fauna silvestre (Royle *et al.*, 2014; Jiménez *et al.*, 2017).

Evaluación

- **Pros**: Costos moderados a elevados, muy precisos y exactos si se respetan las suposiciones, raramente utilizados fuera de investigaciones científicas.
- **Contras**: Alto esfuerzo, necesidad de suposiciones.
- **Precisión:** Alta.
- **Hábitat**: Todos, depende de las posibilidades de captura, dependiendo más de la especie que de los hábitats.

Recomendaciones para mejorar la comparabilidad y la presición

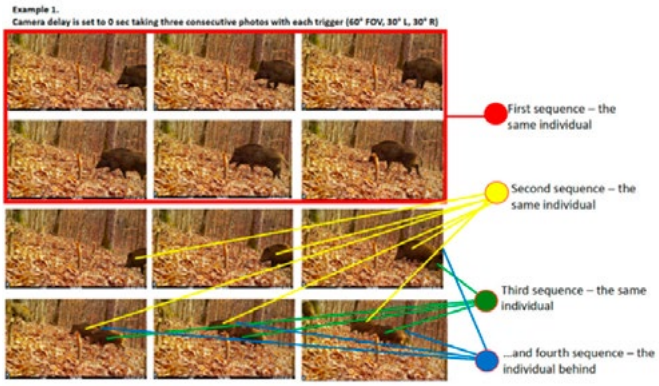
- Es necesario marcar/reconocer una proporción significativa de la población (no en SCR, Jiménez *et al.*, 2017). Aunque es muy preciso y exacto, es costoso.
- Para CMR indirecto, consultar "Análisis genético de heces (CMR genético)". Vea también "Trampas fotográficas sin reconocimiento individual (CT) - SCR".

3.1.7. Métodos basados en fototrampeo (CT) sin reconocimiento individual

Se han publicado varios modelos para estimar la densidad poblacional mediante datos de fototrampeo sin la necesidad de reconocer animales de la población. La observación de animales con cámaras de fototrampeo ha sido identificada recientemente como un método prometedor para estimar la abundancia relativa (Rovero y Marshall 2009) y la densidad poblacional de fauna

silvestre (Rowcliffe *et al.*, 2008). Así, recientemente, se han obtenido resultados prometedores aplicando esta familia de métodos (Marcon *et al.*, 2019a; Pfeffer *et al.*, 2024; Palencia *et al.*, 2022). Las premisas generales para los métodos basados en cámaras de fototrampeo son: colocación aleatoria de cámaras de fototrampeo y/o probabilidad de contactar a cualquier individuo de la población, población cerrada, sin influencia de las cámaras de fototrampeo en el comportamiento, deben conocerse las características de las cámaras (por ejemplo, ángulo de detección, alcance efectivo).

3.1.7.1.1. Modelo de encuentro aleatorio (REM)



Se trata del método de referencia aplicado por *FAUNET* y el *EOW*. Este método fue desarrollado y probado en varias especies, incluyendo ungulados silvestres (Rovero *et al.*, 2008; Rovero y Marshall, 2009; Rovero *et al.*, 2010; Rowcliffe *et al.*, 2011; Rovero *et al.*, 2013; Palencia *et al.*, 2022) y jabalíes (Eversmann, 2014; Keuling *et al.*, 2014; Chauvenet *et al.*, 2017; Massei *et al.*, 2017; Palencia *et al.*, 2021a). Este método re-escala la tasa de captura (y / t) en una densidad de población utilizando el rango diario (v, es decir, la distancia diaria recorrida por un individuo) y parámetros relacionados con la cámara (radio [r] y ángulo de detección [$\propto$] de la cámara)..

$$D\ (\text{densidad}) = \frac{y}{t} \cdot \frac{\pi}{v \cdot r \cdot (2 + \propto)}$$

Debido a la considerable variabilidad espacio-temporal recomendamos estimar todos los parámetros de movimiento y actividad necesarios para aplicar el REM para cada población muestreada, y no usar datos de la literatura. Especialmente, teniendo en cuenta la falta de estudios comparativos que hayan probado estos parámetros en diferentes especies y condiciones ambientales (ver Palencia *et al.*, 2024). El rango diario es el parámetro más costoso y que lleva más tiempo medir, pero se puede estimar a partir de datos de fototrampeo (Rowcliffe *et al.*, 2016) en lugar de depender de datos de seguimiento GPS o de radiofrecuencia de alta resolución (consulte nuestras recomendaciones a continuación). Sin embargo, se necesitan estudios comparativos para describir finamente las distancias recorridas en diferentes regiones, hábitats y estaciones para evaluar la practicabilidad potencial del REM. Un estudio reciente presenta evidencia para clasificar los comportamientos observados con las cámaras en categorías (por ejemplo, alimentación, es decir, explotación de recursos; y movimiento entre hábitats, es decir, búsqueda de recursos) para realizar estimaciones de rango diario fiables y más precisas para especies que se comportan de manera diferente (moviéndose o alimentándose) frente a las cámaras trampa (Palencia *et al.*, 2019; 2021).

Dado un escenario de alta variabilidad en las tasas de registro entre cámaras de fototrampeo, una limitación práctica del REM es que, en general, se deben muestrear un mínimo de 40 ubicaciones de cámaras de fototrampeo para obtener un coeficiente de variación (CV) inferior al 20%. La precisión de la densidad depende en gran medida de la varianza en estas tasas de trampeo. Aumentar el esfuerzo de muestreo o considerar un diseño estratificado podría mejorar la varianza general.

3.1.7.1.2. Modelo de encuentros aleatorios y tiempo de permanencia (REST)

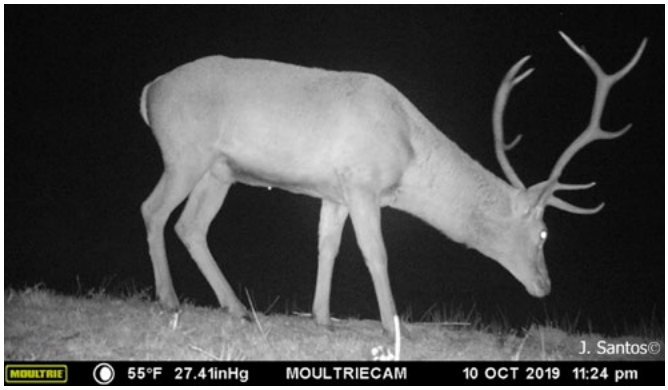
REST (tasa de encuentros aleatorios y tiempo de permanencia) es una extensión de REM (Nakashima *et al.*, 2024). El REST describe la relación entre la densidad de población, la tasa de captura y el tiempo de permanencia (cantidad de tiempo que los animales detectados permanecen dentro de una zona de detección específica dentro del campo de visión de una cámara de fo-

totrampeo) de los animales en una zona de detección predeterminada. Para estimar la zona de detección, es necesario realizar un estudio piloto y determinar el área en la que la probabilidad de detectar a un individuo de la especie objetivo (y con un modelo de cámara de fototrampeo específico) es 1 (consulte nuestras recomendaciones a continuación).

El REST se ha propuesto como más eficiente y factible que REM porque no se necesita estimar el rango diario. Aunque REST solo se ha publicado recientemente, se ha aplicado a una población de ungulados (Nakashima *et al.*, 2020; Palencia *et al.*, 2021). Sin embargo, se deben realizar otros estudios basados en REST para confirmar la viabilidad y aplicabilidad de este enfoque (los estudios recientes en la Península Ibérica son prometedores, IREC, no publicados).

3.1.7.1.3. Muestreo de distancias mediante cámaras de fototrampeo (CT-DS)

El método de muestreo de distancias desde puntos se ha adaptado a las cámaras de fototrampeo (CT-DS, Howe *et al.*, 2017). El punto fuerte es que la probabilidad de detección puede ser P<1 y que se pueden considerar para los análisis todos los individuos detectados



y todas las detecciones, lo que optimiza el esfuerzo de muestreo, y esto puede ser apropiado para especies poco abundantes y con bajas densidades, donde las detecciones son escasas. Las distancias desde el animal hasta la cámara deben medirse en cada una de estas detecciones. Al igual que en REM, la precisión del CT-DS suele ser baja debido a la alta variabilidad en la tasa de encuentro entre cámaras. Muestrear más ubicaciones o estratificar las estimaciones de densidad pueden ser estrategias útiles para mejorar la precisión de las estimas y optimizar el esfuerzo de muestreo.

3.1.7.1.4. Fototrampeo sin reconocimiento individual en general

Objetivo

Convertir las tasas de captura mediante cámaras de fototrampeo en estimaciones del tamaño de una población (densidad poblacional), sin la necesidad de identificación individual.

Medida estimada

Densidad y en ocasiones estructura poblacional.

Aplicabilidad

Todos los ungulados

Metodología

Ver protocolo (Anexo)

Evaluación (REM, REST, CT-DS):

- **Pros**: (cámaras de fototrampeo en general): diferentes métodos de análisis adaptables a condiciones locales, esfuerzo medio, costos moderados, alta precisión y exactitud (también en bajas densidades), adaptable a estudios locales y quizás regionales (si el diseño del estudio está estratificado), todo el año, practicable, cada vez más asequible, para varias especies al mismo tiempo), las fotos podrían recopilarse a través de bases de datos de fotos en línea, todas las especies en un solo método.

- **Contras**: supuestos necesarios para cámaras de fototrampeo, robo de cámaras en algunas ubicaciones, mano de obra necesaria para analizar material fotográfico/video.

Para ello, la identificación automática está avanzando rápidamente.

- **Precisión**: alta, aunque no siempre proporciona un coeficiente de variación adecuado.
- **Hábitat**: Todos. Buen rendimiento en áreas forestales, donde otros métodos no son posibles. Mayor pérdida (robo) de cámaras en hábitats abiertos.

Recomendaciones para mejorar la comparabilidad y la precisión

- Los protocolos para REM y REST ya han sido evaluados y están disponibles (ver más abajo para REM).
- Evaluar la tasa de detección para cada su modelo específico de cámara y en sus circunstancias de estudio (la cámara no se activa, aunque el animal está presente, Amelin 2014; Fischer 2024). Las asunciones metodológicas deben analizarse (ver Palencia *et al.*, 2021b).

3.2. Métodos Indirectos

Estos métodos se basan en la detección de signos de presencia, pero no de la observación directa de animales.

3.2.1. Estadísticas de caza

Objetivo

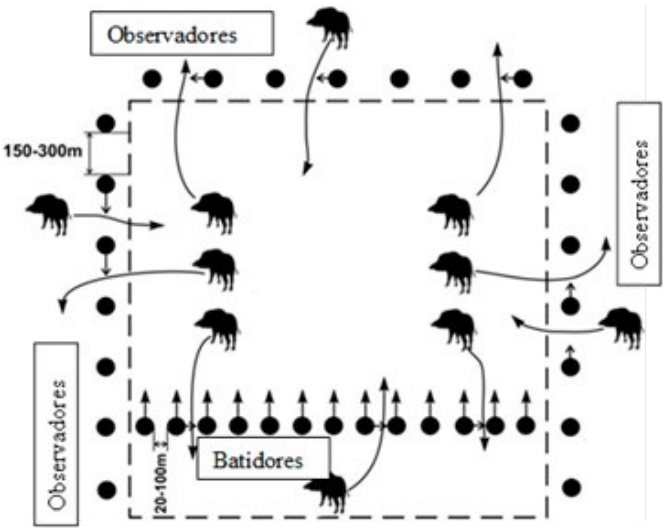
Estima la abundancia de la población con estadísticos cinegéticos (no solo bolsas de caza) obtenidos de eventos

FORMULARIO PARA RECOPILAR DATOS DURANTE BATIDAS DE CAZA
(o eventos de caza colectivo, un formulario por cada uno)

Nombre y posición (organizador, guarda, etc.) del coordinador del conteo /		
E-mail:	Teléfono:	
Fecha:	Municipio:	
ID coto de caza:	Nombre coto de caza:	
Batida (nombre de la zona batida):		
Hora de inicio:	Hora de fin:	
Nombre y/o nombre del lugar de acecho:		
Nº de cazadores (puestos):	Nº batidores:	Nº perros:
¿Se ha buscado rastros antes?		
¿Se ha cebaron la mancha de caza?		
Superficie batida (hectáreas):	¿Hay archivo GIS o mapa disponible? (sí/no):	
Número total de jabalíes avistados (incluyendo los cazados):		
Número total de jabalíes cazados:		
Número total de ciervos avistados (incluyendo los cazados):		
Número total de ciervos cazados:		
Número total de corzos avistados (incluyendo los cazados):		
Número total de corzos cazados:		
Número total de _____ avistados (indicar especie, incluyendo los cazados):		
Número total de _____ cazados (indicar especie):		
Número total de _____ avistados (indicar especie, incluyendo los cazados):		
Número total de _____ cazados (Indicar especie):		

INSTRUCCIONES PARA RELLENAR ESTE FORMULARIO

- Cada cazador debe completar este formulario para su puesto (campos indicados en gris)
- Luego, todos los datos deben resumirse en un solo formulario por el coordinador del conteo del evento colectivo de caza, quien completará el formulario para el recuento total del evento. Se debe tener en cuenta la posible duplicación de conteo entre los puestos de caza vecinos.
- Es muy importante completar el formulario incluso si no se ha visto ni cazado ninguna pieza; en este caso, en las casillas correspondientes se pondrá 0.



de caza para unidades de gestión locales (por ejemplo, cotos de caza y donde se practica control poblacional) y áreas de gestión más grandes.

Medida estimada

Abundancia relativa (para densidad, consulte también la sección 3.1.5, conteos en batidas, ver también en esta sección el análisis de cohortes).

Aplicabilidad

Todos los ungulados, con potencial de generar valores de densidad únicamente en aquellos cazados mediante métodos colectivos mediante recuento en batidas.

Metodología

En poblaciones sometidas a caza, el análisis de los estadísticos cinegéticos (que incluye no sólo el número de animales abatidos y avistados, también indicadores de estructura poblacional) sigue siendo potencialmente un método útil para evaluar la abundancia relativa e incluso densidad, y la dinámica y estructura de la población, si bien se requiere datos de calidad. Además de criterios morfológicos propios de cada especie, en los ungulados silvestres se pueden establecer clases de edad en función de la erupción y el desgaste de los dientes, y/o del crecimiento de los cuernos. La edad en el caso del jabalí se puede calcular en función del patrón de erupción dentario y los registros de parámetros reproductivos. Si los registros de parámetros reproductivos (por ejemplo, número de fetos, reclutamiento efectivo, que son valiosos indicadores de la dinámica poblacional, Gethöffer *et al.*, 2007) están disponibles para una población, se pueden calcular las densidades esperadas en primavera y verano. El índice de caza (HI = animales abatidos por área, generalmente por km²) se puede recalcular dividiéndolo por la tasa reproductiva, obteniendo la abundancia relativa de primavera de la población.

El análisis de cohortes se basa en la reconstrucción una población utilizando datos de caza específicos por edad. Se basa en el principio de que los individuos nacidos en un año concreto (una cohorte) morirán, ya sea por causas naturales o por caza, y que la mortalidad puede ocurrir en cualquier momento hasta la clase de edad más antigua de la cohorte. Al combinar la información de varias cohortes con estimaciones independientes de la tasa de mortalidad natural, se puede reconstruir el tamaño de la población cada año (Ueno *et al.*, 2009; Morellet *et al.*, 2011). Por lo tanto, este método puede ser muy útil para reconstruir el tamaño de la población año tras año cuando se dispone de datos de las extracciones de caza por edad para cada año. Sin embargo, se deben cumplir las suposiciones de una población cerrada (sin inmigración o emigración) y una tasa de mortalidad natural conocida. Además, se asume que la mayoría de los animales muertos se registran y se estima la edad. Por último, el análisis de cohortes puede funcionar si el conjunto de datos abarca un período que se extiende más allá de la vida útil de los individuos nacidos en ese año y, por lo tanto, resulta más útil para un análisis retrospectivo de las tendencias y la estructura de las clases de edad de la población que para estimar el tamaño real de la población anualmente. Los cálculos a partir de las estadísticas de caza (como análisis de cohortes) se han utilizado tradicionalmente para planificar las cuotas del próximo año a nivel local (unidades administrativas o de gestión).

Las estadísticas de caza son la fuente más comúnmente disponible de datos potencialmente comparables sobre el tamaño y la estructura de población de las especies de ungulados silvestres entre regiones y países. En la mayoría de los países europeos, informar sobre las cap-

turas (número de animales cazados) de ungulados silvestres es obligatorio, como ocurre en todas las regiones de España. Sin embargo, esto se produce de forma muy variable según la región, lo que dificulta comparaciones y uso en común de la información (Ruiz-Rodríguez *et al.*, 2024). A una escala más amplia, las estadísticas de caza pueden proporcionar tendencias temporales sobre la abundancia de la población, pero en general, no proporcionarán datos sobre la densidad real (Imperio *et al.*, 2010; Imperio *et al.*, 2012; Keuling *et al.*, 2013; Massei *et al.*, 2015). Los problemas con las estadísticas de caza incluyen sesgos debido a (1) diferentes tradiciones de caza y métodos de caza en cada zonas o región; (2) cambios en el esfuerzo de caza, cuotas y saturación de cazadores, restricciones legales; (3) condiciones ambientales (por ejemplo, clima, disponibilidad de alimento y densidad de la población), y (4) variabilidad debido a poblaciones no cazadas en áreas urbanas y protegidas. Además, si la caza está limitada por una cuota, ya no es proporcional a la abundancia local y no puede usarse como una cifra de caza objetivo, especialmente si puede afectar a la cuota en el año siguiente. Además, en áreas donde hay enfermedades como la PPA, la extracción mediante caza puede ajustarse para ayudar a gestionar la población y la propagación de la enfermedad, y, por lo tanto, no tiene relación con los años anteriores. Para superar estos obstáculos, se debe mantener/estandarizar el esfuerzo de caza y definirlo adecuadamente, y el uso de cuotas u objetivos debe describirse completamente. Por ejemplo, para los eventos de caza colectiva, el total de animales avistados y la superficie batida debe ser registrada. Estudios previos en la península ibérica evidencian que las capturas de caza de jabalíes se correlacionan con métodos indirectos para un amplio rango de densidades (Acevedo *et al.*, 2007).

Evaluación:

- **Pros:** Potencialmente disponible en todas las zonas donde se caza, generación de tendencias a largo plazo, posible a nivel local y a gran escala.

- **Contras**: Baja fiabilidad/comparabilidad entre regiones y países si no se estandariza => la caza depende de: restricciones legales, condiciones meteorológicas, voluntad y habilidad de los cazadores, densidades de ungulados silvestres (sesgadas en el extremo superior e inferior del rango de densidad); la disponibilidad de los datos se demora mucho (informes elaborados de bolsas de caza), y finalmente, estos métodos dependen del conocimiento de la tasa de reproducción y la proporción de sexos. Los marcos de recopilación de datos para las estadísticas de caza no están armonizados a nivel europeo, incluso a nivel nacional (*ENETWILD-consortium* 2024b, 2025; Ruiz-Rodríguez *et al.*, 2024).

- **Hábitat**: todos

Recomendaciones para mejorar la comparabilidad y la precisión

Adoptar un modelo estandarizado de recopilación de datos de caza de ungulados silvestres en toda España. *ENETWILD* ha contribuido al desarrollo de un marco de recopilación de estadísticas de caza armonizado en toda Europa para el jabalí, que se aplica en la mayoría de los casos para las especies de rumiantes silvestres. Esto se materializó en informes sobre esta situación (*ENETWILD-consortium et al.*, 2024b, https://www.efsa.europa.eu/en/supporting/pub/en-1523) y la elaboración de modelos de recopilación de datos armonizados y con uso de estándares internacionales para hacerlos comparables. Se recomienda el uso de herramientas digitales que produzcan al menos un mínimo común exportable usando los mismos estándares entre regiones.

3.2.2. Recuento de excrementos

Objetivo

Registrar el número/frecuencia de grupos de grupos fecales por unidad de superficie para calcular la densidad.

Medida estimada

Densidad poblacional.

Aplicabilidad

Todos los ungulados.

Metodología

El recuento de heces (grupos fecales) se utiliza con frecuencia para monitorear especies de fauna silvestre. De hecho, hay diferentes aproximaciones para la estimación de la abundancia de ungulados basada en el conteo de grupos de excrementos a lo largo de transectos o dentro de parcelas. Se pueden distinguir dos grupos principales de aproximaciones según la limpieza o no del área estudiada (parcela o transecto) antes del conteo de los grupos fecales (Putman 1984).

El método del conteo fecal (FSC) se implementa contando el número de grupos de excrementos acumulados dentro de zonas muestreadas (como cuadriculas o pequeñas parcelas) distribuidas aleatoriamente o a lo largo de transectos lineales fijos sin limpiar previamente el área de estudio de grupos fecales existentes. En este caso, para estimar el tamaño de la población, es necesario conocer la tasa de defecación (la deposición de un numero dado de heces cada día por cada animal) y la tasa de descomposición fecal (cuántos grupos fecales desaparecen en el tiempo).

Por otro lado, mediante la tasa de acumulación fecal (FAR), los operadores deben limpiar las áreas de muestreo de todos los excrementos de ungulados, y volver a examinar las mismas áreas después de un tiempo fijo para determinar el número de grupos fecales acumulados durante este intervalo. En este caso, para derivar densidades poblacionales desde el recuento de excrementos no se requiere la descomposición.

La precisión de la estimación de la densidad se puede calcular mediante comparación con diferentes técnicas, y se ha obtenido conclusiones variables en función de la densidad poblacional: en general, el FAR tiende a ser más preciso en situaciones de elevada densidad poblacional y el FSC en las de baja densidad (Acevedo *et al.*, 2008; 2010).

Uno de los problemas más importantes de variabilidad es la tasa de defecación, que no es uniforme en el espacio y en el tiempo, y depende altamente de la alimentación y gestión local. Las variaciones en las tasas de defecación y descomposición, que pueden ser muy locales, deben evaluarse para hacer que los resultados sean comparables y puedan convertirse en estimaciones de la densidad de población local. Esto hace que habitualmente no sea un método práctico y preciso en escalas más grandes que la local.

Algunas de estas aproximaciones se han utilizado en el jabalí (Massei *et al.*, 1998; Vicente *et al.*, 2004; Acevedo *et al.*, 2007; Ferretti *et al.*, 2014; Plhal *et al.*, 2014; Ferretti *et al.*, 2016). No obstante, las variaciones en la tasa de defecación y la tasa de persistencia de las heces, que pueden ser muy locales, deben evaluarse para hacer que los resultados sean comparables y puedan convertirse en estimaciones de la densidad local de población de jabalíes. La evaluación de este método se puede ver en la Tabla 1.

Evaluación

Adecuación para estimar: Densidad local.

Pros: bajos costes/esfuerzos.

Contras: Las tasas de defecación y descomposición deben conocerse a nivel local y referirse a una temporada específica para cada área de estudio. Capacidad para diferenciar los excrementos entre todas las especies presentes.

Precisión: Específico de la especie, hábitat y localidad.

Hábitat: todos, funciona bien en paisajes forestales y mixtos.

Recomendaciones para mejorar la comparabilidad y la precisión

- Para estimar la densidad, calcular la tasa local de defecación y la tasa de persistencia de heces para esa población durante la temporada y para el año en que se realizará el conteo.
- El diseño debe adaptarse a la distribución de la agregación de grupos de heces.

3.2.3. ADN: Análisis genéticos para determinar el tamaño o densidad de la población

Objetivo

Determinar el tamaño efectivo de la población mediante genética (individuos o pellets).

Medida estimada

Tamaño efectivo de la población (N_e).

Aplicabilidad

Todos los ungulados.

Metodología

Conceptualmente, se puede distinguir varios tipos diferentes de Tamaño Efectivo de la Población (Ne), pero su definición más utilizada es el número de individuos en una población que contribuyen con descendencia a la siguiente generación (Ridley 2004). Las estimaciones de Ne tienden a proporcionar un número menor que el tamaño real de la población. Determinar el Ne (local) mediante genética es posible si se aplican muestreos adecuados y correcciones basadas en parámetros de dinámica poblacional. No obstante, este enfoque demanda tiempo y es relativamente costoso (Luikart *et al.*, 2010).

La genotipificación de excrementos se ha utilizado para evaluar parámetros poblacionales de ungulados silvestres (por ejemplo, Blåhed *et al.*, 2019; Ebert *et al.*, 2009, Ebert *et al.*, 2010; Ebert *et al.*, 2012a 2012b; Goode *et al.*, 2014; Morden *et al.*, 2011; Poole *et al.*, 2011). Los análisis genéticos también se pueden realizar a partir de trampas para pelos, que se han utilizado, por ejemplo, en corzos (Fickel *et al.*, 2012), pero no siempre funcionan bien (por ejemplo, Ebert *et al.*, 2010). Los excrementos se pueden recoger y analizar genéticamente para la genotipificación individual, proporcionando una forma indirecta de contar e identificar individuos en cada población (Broquet *et al.*, 2007). Aunque los costes de los análisis de ADN han disminuido en los últimos años, la necesidad de controlar la contaminación o la degradación del ADN en muestras no invasivas, unido a la necesidad de realizar análisis de múltiples muestras (como los requeridos para aplicar enfoques de marcaje-recaptura) se demoran y son costosos, y requiere equipos y personal técnico especializado y, por lo tanto, este método no se utiliza comúnmente en ungulados.

Evaluación

- **Pros**: Alta precisión
- **Contras**: Principalmente en invierno, alto esfuerzo, costoso, necesidad de hacer suposiciones, difícil de aplicar en bajas densidades, todavía necesita combinarse con otras técnicas de muestreo en la mayoría de los casos.
- **Precisión**: Alta
- **Hábitat**: todos, funciona bien en áreas forestales.

Recomendaciones para mejorar la comparabilidad y la precisión

Estas técnicas incluyen la parte de modelado molecular (el modelado de marcaje y recaptura ya se ha discutido anteriormente). Lo siguiente se refiere al aspecto molecular:

- Elaborar diseños robustos para el muestreo de ADN; evitando sesgos en la recopilación de datos asociados al comportamiento de los animales o la selección de hábitats.
- Evalúa la probabilidad de captura a nivel local para determinar el esfuerzo necesario.
- Estandarizar y probar los protocolos de laboratorio.
- Recopilar información sobre los animales cazados (muestreados).
- Hacer una buena selección de muestras de calidad.
- Optimizar el uso de marcadores genéticos (dentro y entre laboratorios).

4. Resumen de las características deseables de los métodos para estimar la densidad de ungulados silvestres

Tabla 1. Clasificación de diferentes métodos para estimar la densidad de ungulados silvestres basada en características deseables para monitorizar poblaciones en unidades locales de gestión, practicidad y aplicabilidad en aspectos epidemiológicos.

Método	Adecuación a especies	densidad/ abundancia/ índice	Hábitat	Tendencia temporal	Información sobre la estructura de la población (S/N)	Estacionalidad	Costes	Esfuerzo	Facilidad de aprendizaje	fiabilidad (exactitud y precisión)	útil a escala local (unidades de gestión)	Útil a muy baja densidad	Útil a muy alta densidad
Estadísticos de caza	todos los ungulados	A (D)	todos	anual	s (posible, pero no habitual)	anual	bajo	bajo	fácil	1	s	n	s
Análisis de cohorte a partir de datos de caza	todos los ungulados	A (D)	todos	anual	s	primavera	bajo	bajo	fácil	1	s	n	s
Conteos en batidas	jabalí, corzo, ciervo	A (D)	forestal/ matorral	estacional	n	invierno	bajo	medio	fácil	2	s	n	s
Conteo de excrementos	todos los ungulados	I (A)(D)	todos	estacional	n	todo el año	bajo	bajo	fácil	1	s	s	s
Muestreo de distancia en transectos	todos los ungulados	D	abierto, montaña (bosque)	estacional	s	todo el año	medio	bajo	medio	3	s	n	s
Muestreo de distancia desde puntos	todos los ungulados	D1	abierto, montaña (bosque)	estacional	s	todo el año	medio	bajo	medio	3	s	n	s
Conteos desde puntos fijos	mayoría de rumiantes silvestres	D	abierto, montaña (bosque)	estacional	s	todo el año	bajo	medio	fácil	2	s	n	s
Conteos aéreos	todos los ungulados	A (D)	abierto, montaña	anual (estacional)	s	todo el año, según hábitat	alto	alto	difícil	3	s	n	y
Fototrampeo sin reconocimiento individual: REM, REST y CT-DS	todos los ungulados	D	todos	short	s	todo el año	medio	medio	fácil	3	s	s	s

Método	Adecuación a especies	densidad/ abundancia/ índice	Hábitat	Tendencia temporal	Información sobre la estructura de la población (S/N)	Estacionalidad	Costes	Esfuerzo	Facilidad de aprendizaje	fiabilidad (exactitud y precisión)	útil a esca-la local (unidades de gestión)	Útil a muy baja densidad	Útil a muy alta densidad
Conteos en bloque (observación directa)	rumiantes silvestres en ambientes abiertos	A (D)	abierto, montaña	estacional	s	todo el año, según hábitat	bajo	medio	fácil	2	s	~	~
Captura-marcaje-recaptura	todos los ungulados	D	todos	estacional/ anual	s	todo el año	medio	alto	medio	3	s	s	s
Captura-marcaje-reavistamiento mediante fototrampeo	todos los ungulados	D	todos	estacional/ anual	s	todo el año	medio	alto	medio	3	s	s	s
DNA	todos los ungulados	D	todos	estacional/ anual	s	todo el año, preferente-mente invierno	alto	alto	difícil	3	s	s	s

A = Abundancia, D = Densidad; y = sí, ~ = restringido, n = no, (…) = con restricciones, [~] = posible pero con restricciones...; Para precisión + exactitud 3 = alta exactitud o precisión, 2 = exactitud o precisión moderada, 1 = baja exactitud o precisión; Para fiabilidad 3 = fiable y válido, 2 = fiable y válido para monitorear a lo largo del tiempo y el espacio como abundancia relativa cuando la precisión o la exactitud son bajas, 1 = No fiable, quizás válido para monitorización y uso como abundancia relativa para una población dada; p. ej., 1/3 = Baja exactitud y alta precisión.

5. Discusión y recomendaciones

En esta guía práctica, proponemos pautas generales que, teniendo en cuenta el esfuerzo necesario para recopilar información fiable, ayuden a seleccionar las mejores metodologías para determinar las densidades de ungulados silvestres. De hecho, el número, las capacidades, la motivación y la disposición del personal también desempeñan un papel fundamental a la hora de determinar el método más apropiado para obtener datos poblacionales (densidad) en diferentes contextos. A medida que surgen nuevos métodos que requieren acumular más experiencia (por ejemplo, los basados en cámaras de fototrampeo y el posterior análisis estadístico, o el uso de drones), la formación práctica del personal local (científico y técnico) se ha vuelto indispensable, especialmente en áreas donde no se dispone de datos poblacionales.

Los métodos directos tienen la ventaja de que permiten estimar la densidad local de ungulados silvestres y la estructura de la población, como la proporción de sexos, el reclutamiento y la distribución por clases de edad. Evidentemente, los métodos directos son recomendables cuando la detectabilidad de los animales es alta, aunque algunos métodos directos (por ejemplo, los recuentos con batidas) también pueden utilizarse con éxito en zonas con detectabilidad limitada. Tras evaluar los pros y los contras de estos métodos y su precisión, proponemos tres métodos directos que pueden proporcionar datos comparables sobre la densidad local en todo el rango de distribución de los ungulados silvestres:

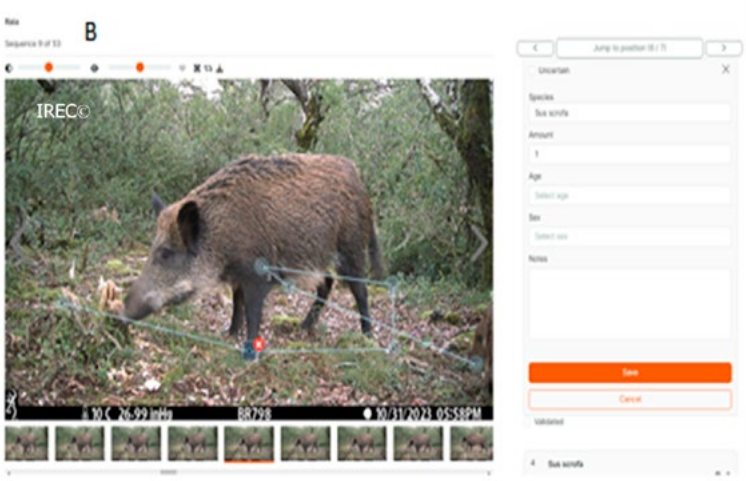
- Cámara de fototrampeo y métodos que no requieren reconocimiento.

- Conteos en batidas (cinegéticas o no) con determinación del esfuerzo.
- Transectos lineales y muestreo de distancias (con termografía para jabalíes y entornos forestales).

Los tres métodos mencionados anteriormente tienen el potencial de utilizarse para la validación entre ellos, con otros métodos directos (captura-marcaje-recaptura) o indirectos, y se caracterizan por su buena precisión y fiabilidad, sus costes moderados y su adaptabilidad a las condiciones locales (Tabla 1). Los conteos en batida realizados durante actividades de caza también podrían utilizarse si se implementa una recolección adecuada de las estadísticas de caza colectiva en cada evento (aunque se requeriría una calibración adicional del método).

Se proporciona información detallada sobre los protocolos generales que deben implementarse para estos tres métodos en los Anexos.

- **Cámaras de fototrampeo** y los métodos que no requieren reconocimiento de individuos, ofrecen ventajas clave para determinar la densidad de especies esquivas y nocturnas. Las principales ventajas son su flexibilidad y sus relativamente bajos costes operativos, aunque hay que tener en cuenta los elevados costes iniciales. Dado que existen diferentes métodos basados en cámaras de fototrampeo, nos centraremos en los más prácticos, que previamente han sido clasificados como caracterizados por un esfuerzo medio relativo y que son capaces de generar datos fiables en una amplia gama de situaciones en toda Europa.
  - El enfoque REM se puede utilizar en condiciones ambientales amplias (casi en todas partes) y para todas las especies de ungulados (REM y sus extensiones, como REST, tienen un buen rendimiento en todas las especies de mamíferos de tamaño mediano a grande). En consecuencia, este método es utilizable en la mayoría del rango de distribución de los ungulados silvestres en Europa (*ENETWILD-consortium et al.*, 2024b,). Cuando se aplica siguiendo un diseño de estudio robusto, proporciona estimaciones imparciales de la densidad, que son útiles para comparaciones espacio-temporales.



– REM no requiere reconocimiento individual, mientras que los modelos espaciales de marcaje y recaptura (SMR) trabajan con una parte de la población individualmente reconocible. No excluimos el uso de otros métodos, pero recomendamos estos en términos de practicidad, ya que ofrecen un excelente equilibrio entre el esfuerzo requerido (y nivel de conocimiento) y fiabilidad.

– Recientemente, el método REM han demostrado ser lo suficientemente versátiles como para aplicarse con éxito incluso en hábitats abiertos para especies gregarias (por ejemplo, Palencia *et al.*, 2021a), aunque la pérdida de cámaras de fototrampeo en estos hábitats puede suponer un problema. Teniendo en cuenta la distribución de la mayoría de las especies y poblaciones de ungulados en Europa, principalmente en hábitats forestales, el potencial de las cámaras de fototrampeo para monitorizar la abundancia de la población es enorme y debería complementarse con métodos que funcionen bien con un esfuerzo asequible en hábitats abiertos y de alta montaña para especies gregarias (por ejemplo, conteos directos). Anexamos algunas instrucciones básicas (Anexo 1) para el uso práctico de las cámaras trampa (CT) con las que se puede estimar la densidad de ungulados silvestres mediante método REM (protocolo que también es compatible con REST y DS-CT).

- **Conteos en batida** los conteos en batida realizados durante las actividades de caza podrían utilizarse si se implementara una adecuada recopilación de estadísticas de caza. Se reconoce que la calidad de los resultados obtenidos mediante el uso de conteos de manejo se ve afectada por algunos factores ecológicos, principalmente la densidad de la especie objetivo. Este método puede ser útil en zonas forestales (*ENETWILD-consortium et al.*, 2019), especialmente donde ya se ha implementado y se dispone de un conjunto de datos a largo plazo.

- Los transectos lineales y el **muestreo de distancias** es un método muy versátil (recorridos a pie, desde vehículo terrestre o aéreo, nocturnos, diurnos), preciso y consolidado para determinar la densidad de poblaciones de animales a escala local. La frecuencia y la distancia a la línea central del transecto (así como el tamaño del grupo) se utilizan para calcular la densidad y la abundancia. Este método es bastante sencillo de aplicar en campo, si bien en ocasiones requiere de material y personal altamente especializado. Sin embargo, de cara al análisis de los datos deben cumplirse algunas suposiciones y requisitos, que se describen en la tabla 1 y el anexo 1.

Los datos de densidad obtenidos por estos métodos aplicados para obtener resultados fiables pueden utilizarse para realizar un modelado espacial de densidades. Además, pueden utilizarse para validar modelos espaciales de abundancia y distribución de especies construidos a partir de datos de abundancia relativa o de ocurrencia (por ejemplo, estadísticas de caza, ver *ENETWILD-consortium et al.*, 2024a, ver Figura 7), como se hará en FAUNET para el territorio nacional.

Los métodos que implican la detección directa de ungulados (puntos de observación, transectos lineales,

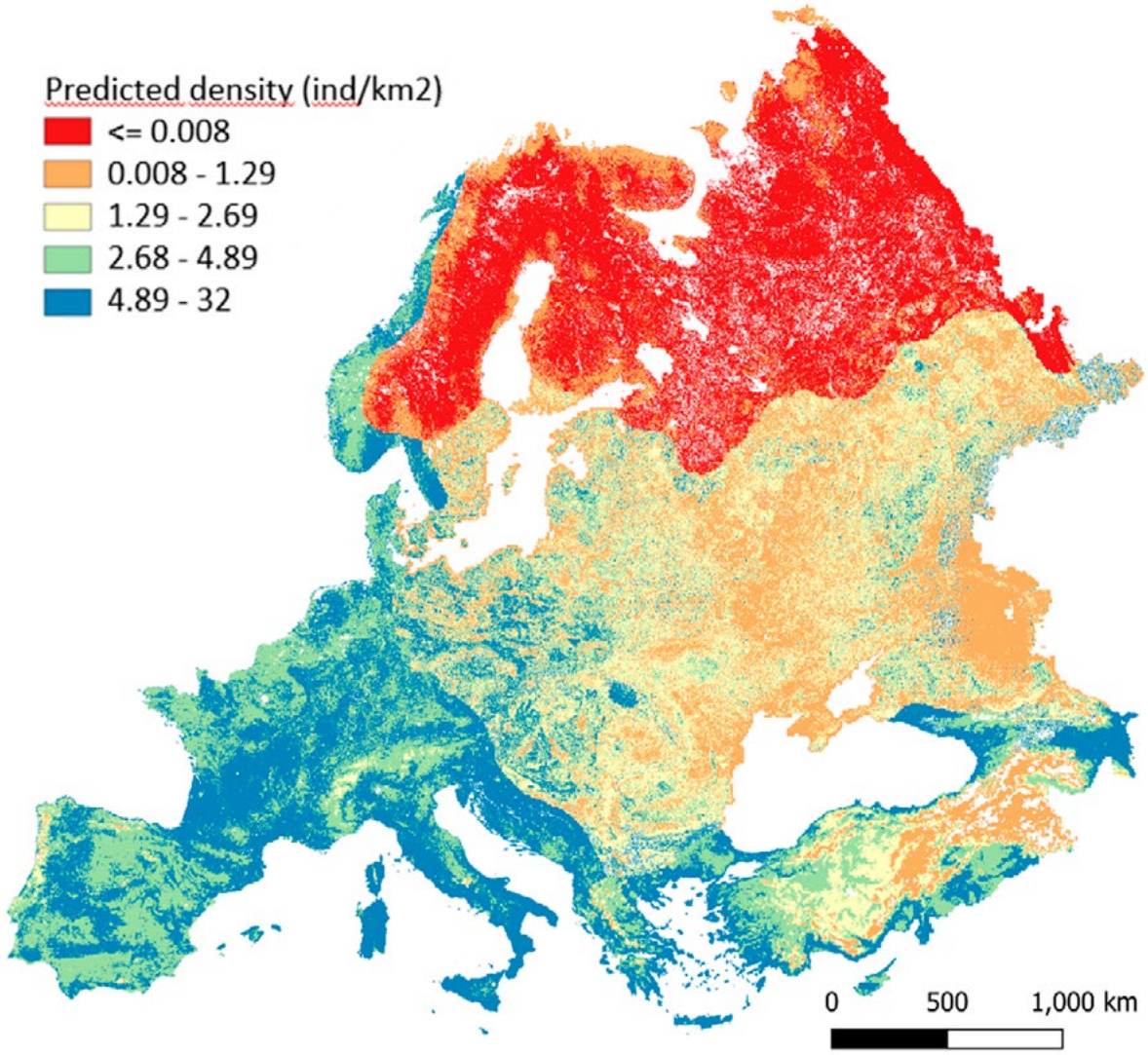


Figura 7. Mapa que muestra la densidad prevista de jabalíes antes de la PPA (resolución de 2x2 km) a nivel europeo después de la calibración de la abundancia basada en los estadísticos de caza con un conjunto de valores de densidad fiables obtenidos por el Observatorio Europeo de Fauna Silvestre (EOW, ver ENETWILD-consortium *et al.*, 2024).

conteos en bloque y desde puntos) pueden proporcionar resultados precisos en zonas abiertas y montañosas. No obstante, estos métodos se ven afectados por diversas condiciones ambientales, como las meteorológicas, que a su vez pueden influir en el comportamiento de los animales y, por ende, en su detectabilidad. Por estas razones, sugerimos repetir algunas sesiones de observación en las mismas zonas y con el mismo enfoque para obtener una estimación del error.

Los **métodos indirectos** pueden proporcionar estimaciones de la densidad (por ejemplo, basadas en conteos de heces) y pueden ser imparciales e incluso precisos para poblaciones locales en las que se calculan ciertos parámetros específicos (por ejemplo, la tasa de defecación para los métodos basados en conteos de heces) durante un período de tiempo determinado (por ejemplo, una temporada). Por lo tanto, los datos con protocolos validados pueden utilizarse como estimación de la densidad. Sin embargo, el esfuerzo necesario para calcular parámetros específicos locales (que no se pueden exportar a otras ubicaciones, poblaciones o estaciones, y requieren trabajos específicos en las áreas de estudio) suele ser alto, por lo que el uso de métodos indirectos no es práctico en áreas de gran extensión donde necesitemos determinar tales parámetros en diversas poblaciones (por ejemplo, tasa de defecación). Por esa razón, no los consideramos como métodos

principales para generar nuevos datos comparables a gran escala, pero, si se utilizan correctamente, proporcionan estimaciones de densidad locales fiables.

- **Estadísticas de caza** deberían estandarizarse en toda España para poder realizar comparaciones (*ENETWILD-consortium et al.*, 2024a, 2019, 2025; Ruiz-Rodríguez *et al.*, 2024). De este modo, las estimaciones de abundancia, incluso densidad (conteo en batidas) se podrían aplicar a las diferentes especies de ungulados silvestres a lo largo de su distribución nacional. Los análisis de cohortes son posibles siempre que la reproducción sea relativamente estable a lo largo de los años y se utilice el mismo método cada año. Sin embargo, en el caso del jabalí, la reproducción fluctúa mucho. No obstante, los análisis de cohortes pueden utilizarse para elaborar estrategias de gestión locales para todas las especies (si hay datos de las bolsas de caza disponibles) siempre que se calibren con otros métodos. Como se ha comentado anteriormente, los conteos mediante batidas se pueden realizar durante las batidas de caza (*ENETWILD-consortium et al.*, 2024a). Sin embargo, para la gestión a largo plazo y con fines de seguimiento, así como para los modelos epidemiológicos, en los que se necesitan abundancias a gran escala, son necesarios métodos de seguimiento más fiables, al menos para calibrar los análisis de cohortes y los conteos en batidas, que sirvan de base para los modelos de abundancia.

Basándonos en las iniciativas *ENETWILD* y *EOW*, el proyecto *FAUNET* recomienda **desarrollar una red permanente y una plataforma de datos para recopilar y compartir estimaciones de densidad local** (por ejemplo, consulte https://wildlifeobservatory.org/). Esto permitiría validar las predicciones para áreas más extensas mediante modelización. De este modo, se podrían identificar los vacíos existentes en la disponibilidad de datos sobre ungulados silvestres y centrarse en estas áreas para mejorar las predicciones. Esta plataforma debe facilitar la presentación de información por parte de los responsables de las políticas de fauna silvestre, los sectores interesados pertinentes (organizaciones de caza), las iniciativas de ciencia ciudadana (por ejemplo,

mammalnet.com www.mammalnet.com) y los datos de acceso abierto disponibles.

Para mejorar las estimaciones de las poblaciones de ungulados silvestres a gran escala en España, recomendamos:

- Estandarizar y armonizar los marcos de recopilación de datos para validarlos y hacerlos comparables en todas las regiones.
- Involucrar a las administraciones de caza nacionales y regionales en la recopilación de datos, así como a las asociaciones de cazadores.
- Calibrar las estadísticas locales de caza, con la posibilidad de compararlas entre regiones.
- Recopilar el esfuerzo y la eficiencia de la caza, junto con las bolsas de caza, en un conjunto representativo de poblaciones de ungulados silvestres.
- Evaluar las relaciones entre las densidades locales y las estadísticas de caza, cómo varían y los factores que las afectan.
- Mejorar la modelización de la distribución y abundancia de los ungulados silvestres mediante la validación de los modelos utilizando densidades fiables de las poblaciones de ungulados silvestres a nivel local.

Glosario

Abundancia relativa o índice de abundancia: Se refiere a la representación relativa de una especie en un ecosistema particular. La abundancia relativa se puede calcular mediante diferentes métodos (ya sea directos o indirectos, resumidos en la Tabla 1). La abundancia relativa refleja las variaciones temporales o espaciales del tamaño (N) o densidad (d) de una población, pero no estima directamente estos parámetros. Dado que la abundancia relativa covaría con la densidad de la población, es útil para monitorear poblaciones de animales a lo largo del tiempo, así como para realizar estudios a gran escala sobre los factores que determinan la abundancia de las especies. No obstante, esta relación no es lineal. A veces, debido a limitaciones financieras, logísticas o de tiempo, las encuestas sobre ungulados silvestres solo pueden proporcionar abundancia relativa, como las obtenidas de las encuestas con cámaras de fototrampeo, en lugar de estimaciones totales del tamaño de la población o de la densidad.

Bolsas de caza: adoptado del inglés *hunting bags*, se refiere al número total de animales cazados en una determinada área y periodo de tiempo. Por analogía en economía, la "bolsa" es un espacio de transacciones, donde se intercambian bienes con valor. En el contexto cinegético, el término refleja una transacción entre el cazador y el medio natural, donde el animal cazado es el resultado de una acción regulada y cuantificable.

Calibración: Comparación de valores de abundancia/densidad derivados de un método dado en prueba con aquellos de un estándar de calibración de conocida precisión. El método de calibración estándar debería ser un método ya validado bajo las condiciones específicas del estudio.

Captura por unidad de esfuerzo: Unidad de abundancia relativa se refiere a una medida que se utiliza para evaluar los cambios en las poblaciones cazadas. Se obtiene a partir de la relación entre el número de individuos capturados (cazados) y el esfuerzo de captura realizado (por ejemplo, días de caza, número de cacerías o cazadores, etc.).

Captura: El número de individuos capturados (cazados) en una determinada área y período de tiempo.

Caza/Cazado: Por cualquier método (rifles, escopetas, arcos, trampas, etc.), la implicación en el uso de esta palabra es la explotación sostenible de la población en cuestión. MCP_{95}

Censo de una población: Es un recuento completo, aunque es prácticamente imposible contar todos los individuos que conforman la población de una especie silvestre. Coloquialmente, se suele llamar censo a un recuento que tiene la intención de contar a todos los individuos, pero generalmente se queda por debajo del número real. Para aproximar el número real con mayor seguridad, se utilizan estimaciones de población.

Coeficiente de variación (CV): Precisión medida de la exactitud de una estimación (cuanto menor, más precisa). Suele expresarse como un porcentaje.

Comarca cinegética: Comarca o distrito administrativo en términos de organización de actividades de caza. Generalmente incluye varios (pocos o muchos) cotos de caza (públicos y/o privados).

Conteo de población: Es el resultado de contar los individuos que componen la población en toda el área de estudio. Difícilmente se pueden contar todos los individuos (ver censo de población).

Control selectivo: La extracción de animales durante el proceso de gestión de la población con fines de control o explotación.

Coto de caza: Área continua sujeta a una gestión de caza similar.

Cuota fija de extracción: Es la extracción que se realiza previamente fijando el número de animales que van a ser cazados.

Cuota variable de extracción: Es aquella extracción que se realiza fijando previamente el porcentaje de la población que se va a cazar.

Densidad de población (d): Es una medida del tamaño de la población por unidad de área, es decir, el tamaño de la población dividido por la superficie total de la zona en estudio. La densidad absoluta generalmente se expresa en número de individuos por cada 100 hectáreas. Multiplicando la densidad de población por la superficie estudiada, obtenemos el tamaño de la población. Se puede

calcular mediante diferentes métodos (ya sea directos o indirectos).

Desviación estándar: Es una medida de la variabilidad de la estimación cuantifica la dispersión de los datos respecto a la media estimado como una población pueda variar. Es la raíz cuadrada de la varianza. La desviación estándar de una muestra se representa con una *s*.

Detectabilidad: Probabilidad de detectar a los individuos que componen la muestra de una población.

Días de caza: Número de días que se ha realizado actividad de caza en un área de caza específica y en un período de tiempo determinado.

Error estándar: Es una medida de la variabilidad de la estimación que nos permite comparar dos estimaciones. Combina el valor de la desviación estándar con el tamaño de la muestra. Al aumentar el número de muestras, podemos reducir el error típico. Se representa con las letras SE.

Esfuerzo: Es el grado de esfuerzo o trabajo realizado (días de caza, trampas por día, etc.) para obtener un número de observaciones directas o indirectas con el fin de calcular medidas estandarizas que sean comparables entre muestreos y/o áreas de estudio.

Estimación o estimado de una población: Es un cálculo aproximado del número de animales en una población basado en un procedimiento estadístico y generalmente fundamentado en una muestra representativa.

Estratificación: Técnica que permite mejorar la precisión de los resultados de una estimación al dividir las muestras en partes más homogéneas (estratos, por ejemplo, hábitats).

Extracción: Número de individuos eliminados (cazados) de una población.

Índice kilométrico de abundancia (IKA): Es un índice de abundancia relativa que expresa un conteo basado en una unidad (km) del trayecto recorrido para realizar el esfuerzo de observación. Se calcula dividiendo el número de observaciones (individuos, grupos, excrementos, etc.) por el número de kilómetros recorridos.

Intervalo de confianza: Estos son los valores límite que una estimación podría tener con cierta probabilidad. Normalmente, se trata de una probabilidad del 95%, lo que significa que la probabilidad de que el número real esté fuera de este rango es solo del 5%.

Densidad de población (d): Es una medida del tamaño de la población por unidad de área, es decir, el tamaño de la población dividido por la superficie total de la tierra. La densidad absoluta generalmente se expresa en número de individuos por cada 100 hectáreas. Multiplicando la densidad de población por la superficie estudiada, obtenemos el tamaño de la población. Se puede calcular mediante diferentes métodos (ya sea directos o indirectos).

Manejo o gestión: El concepto de "asumir la responsabilidad" o influir en la dinámica de las poblaciones de animales y las actividades asociadas con ello.

Método de conteo en batida: Método de estimación de densidad basado en el recuento de individuos desplazados durante una batida en un área de superficie conocida.

Método de muestreo de distancia: Método de estimación de densidad basado en la disminución de la detectabilidad de los animales a medida que aumenta la distancia. Calcula la detectabilidad para una serie de intervalos de distancia con respecto al observador.

Método directo: Es un método para estimar la densidad o la abundancia relativa que se basa en la observación directa de animales.

Método indirecto: Es un método para estimar la densidad o abundancia relativa que se basa en la detección de signos de presencia, pero no en observaciones de animales vivos.

Nativo/Introducido/Exótico: Nativo es una población que se considera que ha tenido una presencia continua en una determinada área (=autóctona). Introducido es una especie que podría ocurrir en cualquier región geográfica, pero en la práctica no es nativa en ese país y ha sido introducida dentro de un tiempo histórico por los humanos. Exótico es una especie introducida por humanos muy fuera de su distribución geográfica natural.

Precisión de una estimación: Diferencia entre el número real de individuos en un área y el número estimado.

Precisión de una estimación: Grado de error estadístico que implica una estimación. Puede medirse mediante el coeficiente de variación (CV).

Repeticiones: Cada vez que se repite un transecto o una estación de observación para contrarrestar las variaciones en condiciones específicas en un día dado (por ejemplo, clima adverso) y su efecto en la detectabilidad.

Sesgo: Cualquier desviación de la realidad que puede ocurrir al realizar una estimación.

Tamaño de la población o abundancia absoluta (N): Es el tamaño de la población. Puede ser un número conocido o estimado, expresado en número de individuos. Cuando se relaciona con la unidad de área, proporciona la densidad de población.

Transecto: Un itinerario a lo largo del cual se cuentan todos los individuos o signos que se pueden ver. Puede aplicarse en forma de KAI (índice de abundancia relativa) o aplicando un método de muestreo de distancias para obtener una densidad absoluta.

Unidad de manejo: Área continua sujeta a un manejo de fauna silvestre (incluida la caza) similar.

Varianza: Valor que indica la dispersión de las medidas con respecto a un valor central (la media o, en este caso, la estimación). Es el cuadrado de la desviación estándar. La varianza de la muestra se representa por VAR o por s^2.

Referencias

Acevedo P, Vicente J, Höfle Ú, Cassinello J, Ruiz-Fons F, Gortazar C (2007): Estimation of European wild boar relative abundance and aggregation: a novel method in epidemiological risk assessment. Epidemiol. Infect. 135, 519-527.

Andersen R, Duncan P, Linnell JDC (1998) The European roe deer: the biology of success. Scandinavian University Press, Oslo.

Amelin M (2014): Analyse von Auslösefehlern bei Wildkameras mittels Videoüberwachung und Reaktion von Wildtieren auf Infrarotblitze. BSc. Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover Hannover, 37 S.

Ammer C (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. Forestry Ecology and Management 88, 43-53.

Apollonio M, Andersen R, Putman R (2010): European Ungulates and Their Management in the 21st Century. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Baltensperger AP, Joly K (2019): Using seasonal landscape models to predict space use and migratory patterns of an arctic ungulate. Movement Ecology 7(1), 18

Barasona JA, Mulero-Pázmány M, Acevedo P, Negro JJ, Torres MJ, Gortázar C, Vicente J. (2014): Unmanned Aircraft Systems for Studying Spatial Abundance of Ungulates: Relevance to Spatial Epidemiology. PLoS ONE 9(12), e115608.

Blåhed IM, Ericsson G, Spong G (2019): Noninvasive population assessment of moose (*Alces alces*) by SNP genotyping of fecal pellets. Europ J Wild Res 65, 96.

Boitani L, Trapanese P, Mattei L, 1995. Methods of population estimates of a hunted wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany (Italy). IBEX J. Mt. Ecol. 3, 204-208.

Borkowski J., Palmer SCF, Borowski Z (2011): Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? Acta Theriol 56 (3), 239–253.

Broquet T, Ménard N, Petit E (2007): Noninvasive population genetics: a review of sample source, diet, fragment length and microsatellite motif effects on amplification success and genotyping error rates. Conservation Genetics 8(1), 249-260.

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Borchers DL, Thomas L (2004): Advanced Distance Sampling - Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL (1993): Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. London: Chapman and Hall.

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001): Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.

Buckland ST, Goudie IBJ, Borchers DL (2000): Wildlife population assessment: past developments and future directions. Biometrics 56, 1–12.

Cagatay GN, Antos A, Meyer D, Maistrelli C, Keuling O, Becher P, Postel A (2018): Frequent infection of wild boar with atypical porcine pestivirus (APPV). Transbound Emerg Dis. 65(4), 1087-1093.

Campbell D, Swanson GM, Sales J (2004): Comparing the precision and cost- effectiveness of faecal pellet group count methods. Journal of Applied Ecology 41, 1185–1196.

Carpio AJ, Guerrero-Casado J, Barasona JA, Tortosa FS (2017): Ecological Impacts of Wild Ungulate Overabundance on Mediterranean Basin Ecosystems. pp. 111-149 In Menendez A, Sands N (Eds.) Ungulates Evolution, Diversity and Ecology. Hauppauge, New York: Nova Science Publishers.

Carpio AJ, Laguna E, Pascual-Rico R, Martínez-Jauregui M, Guerrero-Casado J, Vicente J, Soriguer RC, Acevedo P (2024): The prohibition of recreational hunting of wild ungulates in Spanish National Parks: Challenges and opportunities. Sci Total Environ. 20, 926:171363.

Chandler RB, Royle JA (2013): Spatially explicit models for inference about density in unmarked or partially marked populations. The Annals of Applied Statistics 7(2), 936-954.

Chauvenet ALM, Gill RMA, Smith GC, Ward AI, Massei G (2017): Quantifying the bias in density estimated from distance sampling and camera trapping of unmarked individuals. Ecol. Modell. 350, 79-86.

Clutton-Brock TH, Guinness FE, Albon SD (1982): Red Deer: Behavior and Ecology of Two Sexes. University of Chicago Press, Chicago.

Corlatti L, Gugiatti A, Pedrotti L (2016): Spring spotlight counts provide reliable indices to track changes in population size of mountain-dwelling red deer *Cervus elaphus*. Wildlife Biology 22(6), 268-276.

Corlatti L, Fattorini L, Nelli L (2015): The use of block counts, mark-resight and distance sampling to estimate population size of a mountain-dwelling ungulate. Popul Ecol 57, 409–419.

Croft S, Chauvenet ALM, Smith GC (2017): A systematic approach to estimate the distribution and total abundance of British mammals. PLOS ONE 12 (6), e0176339.

Daniels EJ (2006): Estimating red deer *Cervus elaphus* populations: an analysis of variation and cost-effectiveness of counting methods. Mammal Rev. 36(3), 235–247.

Depner K, Gortazar C, Guberti V, Masiulis M, More S, Oļševskis E, Thulke H-H, Viltrop A, Woźniakowski G, Cortiñas Abrahantes J, Gogin A, Verdonck F, Dhollander S (2017): Epidemiological analyses of African swine fever in the Baltic States and Poland. EFSA Journal 15(11), 59.

Dzieciolowski R (1976): Estimating ungulate numbers in a forest by track counts. Acta Theriol. 21, 217-222.

Ebert C, Huckschlag D, Schulz HK, Hohmann U (2010): Can hair traps sample wild boar (*Sus scrofa*) randomly for the purpose of non-invasive population estimation? Eur. J. Wildl. Res. 56(4), 583-590.

Ebert C, Knauer F, Spielberger B, Thiele B, Hohmann U (2012a): Estimating wild boar *Sus scrofa* population size using faecal DNA and capture-recapture modelling. Wildl. Biol. 18(2), 142-152.

Ebert C, Sandrini J, Spielberger B, Thiele B, Hohmann U (2012b): Non-invasive genetic approaches for estimation of ungulate population size: A study on roe deer (*Capreolus capreolus*) based on faeces. Anim Biodiv and Cons 35(2), 267-275.

Elith J, Leathwick JR (2009): Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. Ann Rev Ecol Evol and System 40(1), 677-697.

ENETWILD Consortium, Keuling O, Sange M, Acevedo P, Podgorski T, Smith G, Scandura M, Apollonio M, Ferroglio E, Body G, Vicente J (2018a): Guidance on estimation of wild boar population abundance and density: methods, challenges, possibilities. EFSA supporting publication 2018:EN1449. 48 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2018.EN-1449.

ENETWILD Consortium, Vicente J, Plhal R, Blanco-Aguiar JA, Sange M, Podgórski T, Petrovic K, Scandura M, Nabeiro A C, Body G, Keuling O, Apollonio M, Ferroglio E, Zanet S, Brivio F, Smith GC, Croft S, Acevedo P, Soriguer RC (2018b): Analysis of hunting statistics collection frameworks for wild boar across Europe and proposals for improving the harmonisation of data collection. EFSA supporting publication 2018:EN-1523. 33pp. doi:10.2903/sp.efsa.2018.EN-1523.

ENETWILD Consortium, Croft S, Smith GC, Acevedo P, Vicente J (2018c): Wild boar in focus: Review of existing models on spatial distribution and density of wild boar: Report containing the review of models, and proposal for next steps. EFSA supporting publication 2018:EN- 1490. 44 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2018.EN-1490.

ENETWILD Consortium (2019): Harmonization of the use of hunting statistics for wild boar density estimation in different study areas. EFSA supporting publication 2019:EN-1706. 29 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2019.EN-1706.

ENETWILD Consortium, Simon Croft, Blanco-Aguiar JA, Acevedo P, Illanas S, Vicente J, Warren D A, Smith G C (2024a): modelling wild boar abundance at high resolution. EFSA supporting publication 2024:EN-8965. 29 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2024.EN-8965.

ENETWILD Consortium, Guerrasio T, Carniato D, Acevedo P, Apollonio M, mArakelyan M, Arnon A, Beatham S, Belova O, Berde L, Berdión O, Blanco-Aguiar JA, Bleier N, Burgui Oltra JM, Bužan E, Carvalho J, Casaer J, Del Frate M, Dijkhuis L, Duniš L, Ertürk A, Dal Mas M, Ferroglio E, Forti A, Gačić D, Gavashelishvili A, Hillström L, Jenječić M, Ježek M, Keuling O, Licoppe A, Liefting Y, Martinez-Carrasco C, Olano I, Palencia P, Plis K, Podgorski T, Pokorny B, Rowcliffe M, Santos J, Smith GC, Sola de la Torre J, Šprem N, Stoyanov S, Zanet S, Vicente J, Scandura M (2024b): Generating wildlife density data across Europe in the framework of the European Observatory of Wildlife (EOW) EFSA supporting publication 2024:EN-NNNN. 69 pp. 72 doi:10.2903/sp.efsa.2024.EN-NNNN.

ENETWILD Consortium (2025): From field to database: a review of practices of hunting bag data collection, obstacles and solutions across European countries. Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.16281457.

Ferretti F, Fattorini L, Sforzi A, Pisani C (2016): The use of faeces counts to estimate relative densities of wild boar in a Mediterranean area. Population Ecology, 1-6.

Ferretti F, Storer K, Coats J, Massei G (2014): Temporal and spatial patterns of defecation in wild boar. The Wildlife Society Bullettin 39(1), 65-69.

Ferroglio E, Gortázar C, Vincente J (2011): Wild Ungulate diseases and the risk for the livestock and public health. pp. 192-214 In Putman R, Apollonio M, Andersen R (Eds.) Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Fickel J, Bubliy OA, Brand J, Mayer K, Heurich M (2012): Low genotyping error rates in non-invasively collected samples from roe deer of the Bavarian Forest National Park. Mamm Biol 77(1), 67-70.

Fischer A (2018): Wildkamera – Wildtier – Interaktion: Zuverlässigkeits- und Vergleichsanalyse von Kamerafallen. Rheinische Fridrich-Wilhelms-Universität Bonn.

Flowerdew JR, Ellwood SA (2001): Impacts of woodland deer on small mammal ecology. Forestry 74, 277-288.

Focardi S, Franzetti B, Ronchi F (2013): Nocturnal distance sampling of a Mediterranean population of fallow deer is consistent with population projections. Wildl Res 40(6), 437-446.

Franke U, Goll B, Hohmann U, Heurich M (2012): Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high–resolution natural colour images. Anim Biodiv Conserv 35(2), 285–293.

Franzetti B, Ronchi F, Marini F, Scacco M, Calmanti R, Calabrese A, Aragno P, Montanaro P, Focardi S (2012): Nocturnal line transect sampling of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean forest: long-term comparison with capture–mark–resight population estimates. Eur J Wildl Res 58, 385–402.

Fuller RJ (2001): Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. Forestry 74, 289–298.

Garel M, Bonenfant C, Hamann J-L, Klein F, Gaillard J-M (2010): Are abundance indices derived from spotlight counts reliable to monitor red deer *Cervus elaphus* populations? Wildlife Biology 16, 77-84.

Gethöffer F, Sodeikat G, Pohlmeyer K (2007): Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. Eur J Wildl Res 53, 287-297.

Gill R, Brandt G (2010): The use of thermal imaging to estimate densities of wild boar. 8th Symposium on Wild Boar and other suids York, 01.-04.09.2010. poster, 44.

Gill RMA, Thomas ML, Stocker DR (1997): The use of portable thermal imaging for estimating deer population density in forest habitats. J Appl Ecol 34, 1273–1286.

Goode MJ, Beaver JT, Muller LI, Clark JD, Van Manen FT, Harper CA, Basinger PS (2014): Capture-recapture of white-tailed deer using DNA from fecal pellet groups. Wildl Bio 20(5), 270-278.

Gortazar C, Ferroglio E, Höfle U, Frölich K, Vicente J (2007): Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. Eur J Wildl Res 53, 241-256.

Gortazar C, Acevedo P, Ferroglio E (2015): APHAEA/EWDA Species Card: Eurasian wild boar, *Sus scrofa*. EFSA, https://www.aphaea.eu/cards/species/wildboar.

Gräber R, Ronnenberg K, Strauss E, Siebert U, Hohmann U, Sandrini J, Ebert C, Hettich U, Franke U (2015): Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren. Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung - Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.

Hebeisen C, Fattebert J, Baubet E, Fischer C (2008): Estimating wild boar (*Sus scrofa*) abundance and density using capture–resights in Canton of Geneva, Switzerland. Eur. J. Wildl. Res. 54(3), 391-401.

Höfle Ú, Vicente J, Fernández de Mera IG, Villanúa D, Acevedo P, Ruiz-Fons F, Gortázar C (2004): Health risks in game production: the wild boar. pp. 197-206. In: Fonseca C, Herrero J, Luis A, Soares AMVM (Hrsg.). Wild Boar Research 2002. A selection and edited papers from the "4th International Wild Boar Symposium", Lousa, Portugal, 19-22 September 2002. Vol. Galemys, 16 Special Issue.

Honda T, Kawauchi N (2011): Methods for constructing a wild boar relative-density map to resolve human-wild boar conflicts. Mammal Study 36(2), 79-85.

Howe EJ, Buckland ST, Després-Einspenner M-L, Kühl HS (2017): Distance sampling with camera traps. Methods in Ecology and Evolution 8(11), 1558-1565.

Imperio S, Ferrante M, Grignetti A, Santini G, Focardi S (2010): Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? Wildl Biol 16(2), 205-214.

Imperio S, Focardi S, Santini G, Provenzale A (2012): Population dynamics in a guild of four Mediterranean ungulates: density-dependence, environmental effects and inter-specific interactions. Oikos 121(10), 1613-1626.

Kavčić K, Palencia P. Apollonio M, Vicente J, Šprem N (2021): Random encounter model to estimate density of mountain-dwelling ungulate. European Journal of Wildlife Research (2021) 67, 87.

Laddomada A, Patta C, Oggiano A et al., (2002): Epidemiology of classical swine fever in Sardinia: a serological survey of wild boar and comparison with African Swine fever. Veterinary Microbiology 145, 148-152.

La Morgia V, Calmanti R, Calabrese A, Focardi S (2015): Cost-effective nocturnal distance sampling for landscape monitoring of ungulate populations. Eur J Wildl Res 61:285–298.

Le Moullec M, Pedersen ÅØ, Yoccoz NG, Aanes R, Tufto J, Hansen BB (2017): Ungulate population monitoring in an open tundra landscape: distance sampling versus total counts. Wildlife Biology 2017, wlb.00299.

Luikart G, Ryman N, Tallmon DA, Schwartz MK, Allendorf FW (2010): Estimation of census and effective population sizes: the increasing usefulness of DNA-based approaches. Conservation Genetics 11, 355-373.

Jachmann H (2002): Comparison of aerial counts with ground counts for large African herbivores. J Appl Ecol 39, 841–852.

Jacobson AR, Provenzale A, Von Hardenberg A, Bassano B, Fest A-Bianchet M (2004): Climate forcing and density dependence in a mountain ungulate population. Ecology 85(6), 1598–1610.

Jiménez J, Higuero R, Charre-Medellin JF, Acevedo P (2017): Spatial mark-resight models to estimate feral pig population density. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 28(2), 208-213.

Keever AC, McGowan CP, Ditchkoff SS, Acker PK, Grand JB, Newbolt CH (2017): Efficacy of N-mixture models for surveying and monitoring white-tailed deer populations. Mamm Res 62(4), 413-422.

Keuling O, Baubet E, Duscher A, Ebert C, Fischer C, Monaco A, Podgórski T, Prevot C, Ronnenberg K, Sodeikat G, Stier N, Thurfjell H (2013): Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. European Journal of Wildlife Research 59(6), 805-814.

Maillard D, Gaillard J-M, Hewison M, Ballon P, Duncan P, Loison A, Toigo C, Baubet E, Bonenfant C, Garel C, Saint Andrieux C (2010): Ungulates and their management in France. pp. 441–474 In M. Apollonio, R. Andersen and R. Putman (Eds.) European Ungulates and their Management in the 21st Century. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Malgras J, Maillard D (1996): Analyse spectrale et biologie des populations: analyse de l'activité de brame chez le cerfé laphe (*Cervus elaphus* L.). Comptes Rendus de l'Académie des Sciences III: Science de la Vie 319, 921–929.

Mandujano S (2005): Track count calibration to estimate density of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in Mexican dry tropical forest. Southwestern Naturalist 50, 223–229.

Mansson J, Hauser CE, Andrén H, Possingham HP (2011): Survey method choice for wildlife management: the case of moose *Alces alces* in Sweden. Wildl. Biol. 17, 176-190.

Marcon M., Battocchio D., Apollonio M., Grignolio S. (2019a): Assessing precision and requirements of three methods to estimate roe deer density. PLoS ONE 14(10), e0222349.

Marcon A, Mladenoff DJ, Grignolio S, Apollonio M (2019b): Effects of forest management and roe deer impact on a mountain forest development in the Italian Apennines: A modelling approach using LANDIS-II. PLoS ONE 14(11), e0224788.

Massei G, Bacon P, Genov PV (1998): Fallow deer and wild boar pellet group disappearance in a mediterranean area. Journal of Wildlife Management 62(3), 1086-1094.

Massei G, Kindberg J, Licoppe A, Gačić D, Šprem N, Kamler J, Baubet E, Hohmann U, Monaco A, Ozoliņš J, Cellina S, Podgórski T, Fonseca C, Markov N, Pokorny B, Rosell C, Náhlik A (2015): Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. Pest Management Science 71(4), 492-500.

Melis C, Jedrzejewska B, Apollonio M, Barton KA, Jedrzejewski W, Linnell JDC (2009): Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. Global Ecol. Biogeogr. 18, 724–734.

Micu I, Náhlik A, Negus S, Mihalache I, Szabó I (2010): Ungulates and their management in Romania. pp. 319–337. In M. Apollonio, R. Andersen and R. Putman (Eds.) European Ungulates and their Management in the 21st Century. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Morden C-JC, Weladji RB, Ropstad E, Dahl E, Holand Ø (2011): Use of faecal pellet size to differentiate age classes in female Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus*. Wildl. Bio. 17(4), 441-448.

Morellet N, Klein F, Solberg E, Andersen R (2011): The census and management of populations of ungulates in Europe. pp. 106-143. In: Putman R, Apollonio M, Andersen R (Eds.) Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Morimando F, Focardi S, Andreev R, Capriotti S, Ahmed A, Lombardi S, Genov P (2016): A method for evaluating density of roe deer, *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758), in a forested area in Bulgaria based on camera trapping and independent photo screening. Acta Zoologica Bulgarica 68(3), 367-373.

Mysterud A, Tryjanowski P, Panek M, Pettorelli N, Stenseth NC (2007): Inter-specific synchrony of two contrasting ungulates: wild boar (*Sus scrofa*) and roe deer *(Capreolus capreolus*). Oecologia 151, 232-239.

Nakashima Y, Fukasawa K, Samejima H (2018): Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. J. Appl. Ecol. 55(2), 735-744.

Nakashima Y, Hongo S, Akomo-Okoue EF (2020): Landscape-scale estimation of forest ungulate density and biomass using camera traps: Applying the REST model. Biol. Conserv. 241, 108381.

Palencia P, Vicente J, Barroso P, Barasona JA, Soriguer RC, Acevedo P. (2019): Estimating day range from camera-trap data: the animals' behaviour as a key parameter. J. Zool, 309(3), 182-190.

Palencia P, Rowcliffe M, Vicente J, Acevedo P (2021a): Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. Journal of Applied Ecology 58, 1583-1592.

Palencia P, Vicente J, Soriguer RC, Acevedo P (2021b): Towards a best-practices guide for camera trapping: assessing differences among camera trap models and settings under field conditions. Journal of Zoology 316(3), 197-208.

Palencia P, Acevedo P, Hofmeester TR, Sereno-Cadierno J, Vicente J (2023): Inter-population variability in movement parameters: practical implications for population density estimation. *The Journal of Wildlife Management 87*(8), e22473.

Pellerin M, Bessière A, Maillard D, Capron G, Gaillard J-M, Michallet J, Bonenfant C (2017): Saving time and money by using diurnal vehicle counts to monitor roe deer abundance. Wildlife Biology 2017: wlb.00274.

Pfeffer SE (2016): Comparison of three different indirect methods to evaluate ungulate population densities. Master degree thesis in Biology at the Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies. Umeå (Schweden).

Pfeffer SE, Spitzer R, Andrew M, Allen AM, Hofmeester TR, Ericsson G, Widemo F, Singh NJ, Cromsigt JPGM (2018): Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts as methods for estimating population densities of ungulates. Remote Sensing in Ecology and Conservation 4(2), 173-183.

Pittiglio C, Khomenko S, Beltran-Alcrudo D (2018): Wild boar mapping using population-density statistics: From polygons to high resolution raster maps. PLoS ONE 13(5), e0193295.

Plhal R, Kamler J, Homolka M. (2014): Faecal pellet group counting as a promising method of wild boar population density estimation. Acta Theriologica, 1-9.

Poole KG, Reynolds DM, Mowat G, Paetkau D (2011): Estimating mountain goat abundance using DNA from fecal pellets. Journal of Wildlife Management 75(6), 1527-1534.

Postel A, Hansmann F, Baechlein C, Fischer N, Alawi M, Grundhoff A, Derking S, Tenhündfeld J, Pfankuche VM, Herder V, Baumgärtner W, Wendt M, Becher P (2016): Presence of atypical porcine pestivirus (APPV) genomes in newborn piglets correlates with congenital tremor. Scientific Reports 6, 27735.

Putman RJ (1984): Facts from faeces. Mammal Review 14, 79–97.

Putman RJ (2004): The deer Manager's Companion: A guide to Deer Management in the Wild and in the Parks. Shropshire, UK: Swan Hill Press.

Putman R, Apollonio M, Andersen R (2011): Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Putman RJ, Moore NP (1998): Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. Mamm. Rev. 28, 141-164.

Rae LF, Whitaker DM, Warkentin IG (2014): Multiscale impacts of forest degradation through browsing by hyperabundant moose (*Alces alces*) on songbird assemblages. Diversity Distrib. 20, 382–395.

Reby D, Hewison AJM, Cargnelutti B, Angibault JM, Vincent JP (1998): Use of vocalizations to estimate population size of roe deer. Journal of Wildlife Management 62, 1342–1348.

Ridley M (2004): Evolution. Oxford University Press, U.S.A.

Ronnegard L, Sand H, Andrén H, Mansson J, Pehrson A (2008): Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces* Wildlife Biology 14, 3.

Ross S, Al Jahdhami MH, Al Rawahi H (2019): Refining conservation strategies using distribution modelling: A case study of the Endangered Arabian tahr *Arabitragus jayakari*. ORYX 53(3), 532-541

Rovero F, Marshall AR (2009): Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. J. Appl. Ecol. 46(5), 1011-1017.

Rovero F, Tobler M, Sanderson J (2010): Camera trapping for inventory terrestrial vertebrates. In: Samyn Y, Vandenspiegel D, Degreef J (Eds.) Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring. 8(1), 100-129.

Rovero F, Zimmermann F, Berzi D, Meek P (2013): "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. Hystrix It. J. Mamm. 24(2), 148-156.

Rowcliffe JM, Carbone C, Jansen PA, Kays R, Kranstauber B (2011): Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. Methods in Ecology and Evolution 2(5), 464-476.

Rowcliffe JM, Field J, Turvey ST, Carbone C (2008): Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. J. Appl. Ecol. 45(4), 1228-1236.

Rowcliffe JM, Jansen PA, Kays R, Kranstauber B, Carbone C (2016): Wildlife speed cameras: measuring animal travel speed and day range using camera traps. Remote Sensing in Ecology and Conservation 2(2), 84-94. 10.1002/rse2.17.

Rowcliffe JM, Kays R, Carbone C, Jansen PA (2013): Clarifying assumptions behind the estimation of animal density from camera trap rates. J. Wildl. Manage. 77(5), 876-876.

Royle JA (2004): N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. Biometrics 60(1), 108-115.

Royle JA, Chandler RB, Sollmann R, Gardner B (2014): Spatial Capture-Recapture. Academic Press, Boston.

Ryser-Degiorgis M-P (2013): Wildlife health investigations: Needs, challenges and recommendations. BMC Vet Res 9, 223.

Smart JCR, Ward AI, White PCL (2004): Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. Mammal Rev. 34(1), 99–114.

Smit C, Putman RJ (2011): Large herbivores as 'environmental engineers' pp. 260-283 In: Putman R, Apollonio M, Andersen R (Eds.) Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Stephens PA, Zaumyslova OY, Miquelle DG, Myslenkov AI, Hayward GD (2006): Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov-Malyshev-Pereleshin formula. Animal Conservation 9, 339–348.

Silveira L, Jácomo ATA, and Diniz-Filho JAF (2003): Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. Biological Conservation 114, 351–355.

Telleria JL (1986): Manual para el censo de vertebrados terrestres. Raíces. Madrid.

Toïgo C, Servanty S, Gaillard JM, Brandt S, Baubet E (2008): Disentangling natural fom hunting mortality in an intensively hunted wild boar population. J. Wildl. Manage. 72(7), 1532–1539.

Ueno M, Matsuishi T, Solberg EJ, Saithoh T (2009): Application of cohort analysis to harvest data of large terrestrial mammals. Mammal study 34, 65-76.

Ünala J, Çulhaci H (2018): Investigation of fallow deer (*Cervus dama* L.) population densities by camera trap method in Antalya Düzlerçamı Eşenadası Breeding Station. Turkish Journal of Forestry 19(1): 57-62.

Vincent JP, Hewison AJM, Angibault JM, Cargnelutti B (1996): Testing Density Estimators on a Fallow Deer Population of Known Size. The Journal of Wildlife Management, 60(1), 18-28.

Vicente J, Segalés J, Höfle U, Balasch M, Plana-Durán J, Domingo M, Gortázar C (2004): Epidemiological study on porcine circovirus type 2 (PCV2) infection in the European wild boar. Veterinary Research 35(2), 243-253.

Wäber K, Dolman PM (2015): Deer abundance estimation at landscape-scales in heterogeneous forests. Basic and Applied Ecology 16, 610–620.

Ward AI, White PCL, Critchley CH (2004): Roe deer *Capreolus capreolus* behaviour affects density estimates from distance sam- pling surveys. Mamm Rev 34, 315–319.

Wawrzyniak P, Jędrzejewski W, Jędrzejewska B, Boro T (2010): Ungulates and their management in Poland. pp. 223–242. In M. Apollonio, R. Andersen and R. Putman (eds.) European Ungulates and their Management in the 21st Century. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Williams BK, Nichols JD, Cobroy MJ (2002): Analysis and Management of Animals Populations. San Diego, CA: Academic Press.

Zero VH, Sundaresan SR, O'Brien TG, Kinnaird MF (2013): Monitoring an endangered savannah ungulate, Grevy's zebra *Equus grevyi*: choosing a method for estimating population densities. *Oryx*, 47(3), 410-419.

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro agradecimiento al Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios) por financiar el proyecto *FAUNET*, así como a *ENETWILD* y al Observatorio Europeo de Fauna Silvestre *(EOW)* (financiados por la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, *EFSA*), ya que los métodos presentados en esta guía se basan en el trabajo de varios investigadores de estos proyectos para revisar exhaustivamente la información disponible y ofrecer una imagen lo más precisa posible de los métodos utilizados para estimar la población de ungulados silvestres. Muchas personas contribuyeron a este documento, sin las cuales este trabajo no habría sido posible, particularmente los colegas de *ENETWILD*: Apollonio M, Bevilacqua C, Brivio F, Casaer J, Ferroglio E, Grignolio S, Jansen P, Illanas S, Carro F, Mártinez-Carrasco Pleite C, Kavčić K, Keuling O, Plis K, Podgórski T, Rowcliffe M, Ruiz-Rodríguez C, Smith G, Scandura M, Sereno J, Soriguer R, Šprem, N, Vada R y Zanet S; así como al equipo de *FAUNET* (Mizar Torrijo, Lorena Fdez. Mercado, Javier Martínez, Marta Monfort y otros colaboradores).

datos abiertos

Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Título:
Guía práctica sobre la estimación de la densidad de población de ungulados silvestres en España.

Edita:
© Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones.

Unidad proponente:
Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios.
Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas.

Diseño y maquetación:
Centro de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

NIPO: 003-25-144-4

Tienda online:
www.mapa.gob.es
https://servicio.mapa.gob.es/tienda/

e-mail:
centropublicaciones@mapa.es

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
https://cpage.mpr.gob.es/

Para contribuir a la protección del medio ambiente, se recomienda imprimir esta publicación únicamente si es estrictamente necesario, ya sea en su totalidad o en parte.

GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN

SUBSECRETARÍA

SECRETARÍA GENERAL TÉCNICA

DIVISIÓN DE ARCHIVOS Y PUBLICACIONES