

El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de las especies cinegéticas



Rafael Mateo · Beatriz Arroyo
Christian Gortázar
(Eds.)



Ediciones de la Universidad
de Castilla-La Mancha

El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas

Rafael Mateo

Beatriz Arroyo

Christian Gortázar

(Eds.)

El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas

Rafael Mateo

Beatriz Arroyo

Christian Gortázar

(Eds.)

Jornadas de Trabajo

Ciudad Real, 16-18 de noviembre de 2020



Ediciones de la Universidad
de Castilla-La Mancha

Cuenca, 2021

Cómo citar estas actas:

Mateo, R., Arroyo, B. & Gortázar, C. (Eds.) (2021). El Papel de la Caza en la Gestión de la Sobreabundancia de Especies Cinegéticas. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.00

Cómo citar uno de los capítulos:

Gortázar, R. & Fernández-de-Simón, J. (2021). Introducción al papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas. En El Papel de la Caza en la Gestión de la Sobreabundancia de Especies Cinegéticas. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.01

© de los textos e ilustraciones: sus autores.

© de la edición: Universidad de Castilla-La Mancha.

Edita: Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.

Colección JORNADAS Y CONGRESOS n.º 30

© Foto de cubierta: Christian Gortázar. Foto contra cubierta François Mougeot



Esta editorial es miembro de la UNE, lo que garantiza la difusión y comercialización de sus publicaciones a nivel nacional e internacional

ISSN: 2697-049X

I.S.B.N.: 978-84-9044-433-7

D.O.I.: http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.00

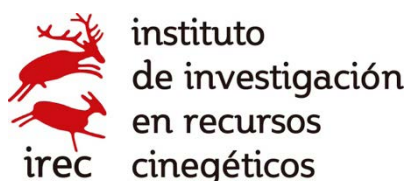
Hecho en España (U.E.) – *Made in Spain (E.U.)*



Esta obra se encuentra bajo una licencia internacional Creative Commons CC BY 4.0.

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra no incluida en la licencia Creative Commons CC BY 4.0 solo puede ser realizada con la autorización expresa de los titulares, salvo excepción prevista por la ley. Puede Vd. acceder al texto completo de la licencia en este enlace: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>

Colaboran:



Dirección General de Medio Natural y
Biodiversidad de Castilla-La Mancha

ÍNDICE

PREFACIO	9
PROGRAMA DE LAS JORNADAS.....	11
PONENCIAS.....	15
Introducción al papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas ... <i>Christian Gortázar y Javier Fernández-de-Simón</i>	17
La importancia de los aspectos humanos en la gestión de los daños causados por fauna sobre- abundante	29
<i>Beatriz Arroyo y Miguel Delibes-Mateos</i>	
Caracterización espacio-temporal de los daños por conejo y mecanismos de gestión	37
<i>Carlos Rouco</i>	
Conflicto y cooperación: percepción de los actores implicados sobre los daños de conejo y su gestión. Implicaciones para mecanismos coordinados de gestión.	49
<i>Miguel Delibes-Mateos, Beatriz Arroyo, Jorge Ruiz, Fernando E. Garrido y Rafael Villafrute</i>	
Monitorización y sobreabundancia de las especies cinegéticas: el caso del jabalí.....	61
<i>Joaquín Vicente^a y Rachele Vada</i>	
Papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí.....	81
<i>Jorge Ramón López-Olvera</i>	
MESAS REDONDAS.....	91
CONCLUSIONES	101
ANEXO	109

Prefacio

La relación de nuestra especie con el medio ambiente cada vez nos preocupa más, no sin una motivación que responde a un instinto de supervivencia colectiva. Una vez colonizado todo el planeta a lo largo de varias decenas de miles de años, no queda otra que aprender a conservar lo que tenemos porque de momento no hay nada habitable más allá de la última frontera. En este camino cruzando montañas, ríos y mares, nuestra especie ha ido en busca de nuevos lugares en los que vivir, y cómo no, en los que cazar. Los *sapiens*, como fueron antes otras especies de *Homo* (en Europa *antecessor*, *heidelbergensis* y *neanderthalensis*), somos un depredador más (y a veces una presa) de las redes tróficas. De hecho, la caza es una actividad que ha modelado a nuestra especie a lo largo de 300.000 años (y más de un millón de años si contamos los otros *Homo*), pero que dejó de ser esencial para una gran parte de la humanidad hace tan solo 9.000 años y empieza a ser cuestionada por algunos en las últimas décadas.

A principios de 2020, Félix Romero, Director General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha, y Llanos Gabaldón, Jefa del Servicio de Caza de Castilla-La Mancha, me pidieron que organizáramos en el IREC unas jornadas para debatir sobre el papel de la caza en la gestión de las poblaciones de algunas especies cinegéticas, principalmente para abordar el problema que representa la sobreabundancia de algunas para la agricultura, la ganadería, la seguridad vial, e incluso para la conservación de los ecosistemas. Seguramente la respuesta más trivial y evidente a la cuestión planteada en estas jornadas está simplemente en la propia evolución de nuestra especie y su interacción con sus presas a lo largo de estos cientos de miles de años.

Desde luego, la realidad de la caza ha cambiado mucho desde el Paleolítico Superior. Las armas no han parado de perfeccionarse, ante lo que, como decía Ortega y Gasset en el Prólogo a *Veinte Años de Caza Mayor*, “el hombre se fue poniendo limitaciones frente al animal para dejar a este su juego para no desnivelar excesivamente la pieza y el cazador, como si ultrapasar cierto límite en esa relación aniquilase el carácter esencial de la caza, transformada en pura matanza y destrucción...”.

Sé por el debate de las jornadas, que no gusta ni a unos ni a otros el considerar al humano cazador como un depredador y una parte natural de las redes tróficas. Predomina, por nuestra capacidad cognitiva que nos permite autoexcluirnos de la realidad natural, la idea de ser algo más cercano a una divinidad que observa y decide el futuro del planeta. Por desgracia nos llevará un tiempo ser capaces de comprender por completo el funcionamiento de Gaia, al menos para no meter la pata una vez más y que esa no sea la definitiva. Por el momento, podemos ser más humildes y asumir que somos todavía ese cazador que contempla a su presa. Y ante el que esta responde como frente a un depredador más.

Rafael Mateo
Director del IREC

PROGRAMA DE LAS JORNADAS



El papel de la caza en la gestión de la
sobreabundancia
de especies cinegéticas

Jornadas de trabajo

Del del 16 al 18 de Noviembre de 2020

Programa de las Jornadas

Día 1. Introducción

16/11/2020

Tarde. 16:00 a 20:00.

16:00-16:15. Inauguración.

José Luis Escudero (Consejero de Desarrollo Sostenible de Castilla-La Mancha).

Félix Romero (Director General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha).

16:15-17:00. Christian Gortázar (IREC). Introducción al papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas.

17:00-17:30. Beatriz Arroyo (IREC). ¿Qué queremos gestionar, la “sobreabundancia” o los “daños/impactos”? La importancia de los aspectos no ecológicos para desarrollar medidas de gestión social y ambientalmente responsables y económicamente viables

17:30-18:00. Ronda de preguntas, debate y conclusiones de la sesión. Moderador: Rafael Mateo (IREC).

Día 2. Gestión de la sobreabundancia de conejo

17/11/2020

Mañana. 10:00 a 14:00

10:00-10:45. Carlos Rouco (Universidad de Córdoba). Caracterización espacio-temporal de los daños por conejo, y mecanismos de gestión.

10:45-11:30. Miguel Delibes-Mateos (IESA, CSIC). Conflicto y cooperación: percepciones de los actores implicados sobre los daños de conejo y su gestión. Implicaciones para el desarrollo de mecanismos coordinados de gestión.

11:30-12:00. Pausa.

12:00-14:00. Ronda de preguntas y debate. Moderador: Pablo Ferreras (IREC)

Tarde. 16:00 a 19:00

16:00-17:30. Mesa Redonda. La caza en la gestión de la sobreabundancia de conejo. Agustín Rabadán (FCCLM), Agustín Palomino (ASAJA), Ramón Perez de Ayala (WWF), Ignacio Mosqueda (Servicio de Política Forestal-JCCM), Llanos Gabaldón (Servicio de Caza-JCCM), Nicolás Urbani (RFEC), José Luis Garrido (FCCyL). Moderadora: Beatriz Arroyo (IREC).

17:30-18:00. Pausa.

18:00-19:00. Conclusiones de la sesión. Moderadora: Beatriz Arroyo (IREC).

Día 3. Gestión de la sobreabundancia de jabalí

18-11-2020

Mañana. 10:00 a 14:00

10:00-10:45. Joaquín Vicente (IREC). Ecología del jabalí y determinantes de su sobreabundancia.

10:45-11:30. Jorge López-Olvera (UAB). Papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí.

11:30-12:00. Pausa.

12:00-14:00. Ronda de preguntas y debate. Moderador: Christian Gortázar (IREC)

Tarde. 16:00 a 19:00

16:00-17:30. Mesa Redonda. La caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí. Luis Fernando Villanueva (Fundación Artemisan), José Ramón Montoya (ACODEVAL-FE-DEHESA), Miguel Ángel Higuera (ANPROGAPOR), Marta Vigo (Servicio de Sanidad Animal-JCCM), Llanos Gabaldón (Servicio de Caza-JCCM), Nicolás López (SEO). Moderador: Nicolás Urbani (RFEC).

17:30-18:00. Pausa.

18:00-19:00. Conclusiones de la sesión. Moderador: Nicolás Urbani (RFEC).

Clausura: Fernando Marchán (Viceconsejero de Medio Ambiente de Castilla-La Mancha). Félix Romero (Director General de Medio Natural y Biodiversidad de Castilla-La Mancha).

PONENCIAS



Autor foto: Aníbal de la Beldad

Introducción al papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas

Christian Gortázar^{1,a} y Javier Fernández-de-Simón^{2,b}

Universidad de Castilla-La Mancha SaBio,
Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos IREC (UCLM-CSIC-JCCM)

^a ORCID: 0000-0003-0012-4006 - ^b ORCID: 0000-0002-2756-758X

http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.01

¿POR QUÉ GESTIONAR LA SOBREAUNDANCIA?

La sobreabundancia ocurre cuando (a) afecta la vida o el bienestar humanos, (b) afecta la aptitud de las especies sobreabundantes, (c) reduce la densidad de especies con un valor económico o estético, o (d) causa disfunciones en el ecosistema (Caughley 1981). Los problemas debidos a la sobreabundancia incluyen efectos adversos sobre el medio ambiente (Perea et al. 2014), daños a la silvicultura y la agricultura (Schley et al. 2008), colisiones entre ungulados y vehículos (Bíl et al. 2020) y, sobre todo, infecciones compartidas con seres humanos, como muchas enfermedades transmitidas por garrapatas (Wilson et al. 1988) o con ganado, como la peste porcina africana (Jo y Gortázar 2020). De hecho, los cuatro requisitos de Caughley para definir la sobreabundancia pueden cumplirse mediante mecanismos relacionados con enfermedades (Gortázar et al. 2006).

LAS CAUSAS DE SOBREAUNDANCIA EN ESPECIES CINEGÉTICAS

Dada la ausencia de una inmigración o emigración significativa (es decir, en poblaciones cerradas o en grandes escalas geográficas), la abundancia de una especie depende del equilibrio entre el reclutamiento y la mortalidad. El reclutamiento depende esencialmente de la disponibilidad de recursos, principalmente alimentos, mientras que la mortalidad es la suma de la depredación, la caza y las enfermedades en un sentido muy amplio. Un desequilibrio persistente entre el reclutamiento y la mortalidad conducirá a la sobreabundancia o a la extinción.

Las especies cinegéticas como los lagomorfos o ungulados son especies de presa y, como tales, evolucionaron para hacer frente a un grado significativo de mortalidad provocada por sus depredadores naturales (Alves et al. 2008). La caza puede desempeñar un papel similar al de los depredadores, y el mantenimiento de la población a niveles adecuados ejemplifica que los cazadores actúan como compañeros en la gestión de la fauna silvestre (Heffelfinger 2013). Las enfermedades causan mortalidad adicional, a veces de manera dependiente de la densidad o de la condición (Barasona et al. 2020). El reclutamiento, y específicamente el esfuerzo reproductivo y la supervivencia en la vida temprana, también dependen de la densidad, ya que la competencia intraespecífica reducirá la disponibilidad de recursos y, por lo tanto, la aptitud,

la fertilidad y la supervivencia a edad temprana (Dusek et al. 1989). Por lo tanto, en ausencia de caza o depredación significativa, la población de una especie cinegética se verá limitada por el agotamiento de los recursos (Mduma et al. 1999) o por los efectos devastadores de las enfermedades (Delibes-Mateos et al. 2014). Es probable que ambas situaciones entren en la definición de sobreabundancia.

Si bien el desequilibrio entre el reclutamiento y la mortalidad representa el factor principal de la sobreabundancia, hay varios factores inmediatos que facilitan este proceso. Entre estos factores, están la plasticidad ecológica y el potencial reproductivo de la especie (más evidente en el jabalí euroasiático (*Sus scrofa*), por ejemplo, Bieber y Ruf 2005); los cambios globales en curso actualmente en cuanto a usos del suelo y calidad del hábitat (Acevedo et al. 2011); alimentación suplementaria e inviernos más suaves que facilitan una mayor supervivencia durante las temporadas limitantes (Vetter et al. 2020); depredadores ausentes o insuficientes (Ripple et al. 2014, Tanner et al. 2019); la tendencia a la baja en el número de cazadores y una creciente edad media de los mismos (Massei et al. 2015); una proporción cada vez mayor de refugios, como áreas urbanas, carreteras y otras infraestructuras, y áreas protegidas que impiden la caza (Brown et al. 2000); o características del paisaje que dificultan el acceso de los cazadores (Simard et al. 2013); así como cambios hacia una regulación de caza más burocrática y restrictiva (Sieber et al. 2015).

¿PUEDE LA CAZA RECREATIVA GESTIONAR EFICAZMENTE LA SOBREA- BUNDANCIA DE FAUNA SILVESTRE?

La respuesta en pocas palabras a esta pregunta es sí, al menos en algunos casos (conejo, ciervo), aunque desafortunadamente no siempre (jabalí/cerdo asilvestrado), porque las acciones de gestión necesarias para controlar estas situaciones indeseables dependen en gran medida del contexto y la escala (Bragina et al. 2015, Carpio et al. 2020). Por ejemplo, si bien los cazadores siguen siendo los agentes más efectivos del manejo de la población real en muchas regiones (Heffelfinger 2013), se ha cuestionado la capacidad de la caza recreativa para controlar determinadas especies. Este es el caso en América debido al papel de los cazadores en la dispersión de cerdos asilvestrados (Tabak et al. 2017) y los ingresos de la caza de cerdo asilvestrado (Zivin et al. 2000). Por el contrario, la contribución de la caza recreativa al control de la población de jabalíes se considera generalmente significativa, aunque no suficiente, en su área de distribución nativa en Europa (Keuling et al. 2013, Quirós-Fernández et al. 2017).

Cuando la caza recreativa se convierte en una herramienta para el control de la población, es necesario establecer un objetivo claro, aceptable para todos los interesados. Convencer a los cazadores de la necesidad de controlar la sobreabundancia es de suma importancia porque la gestión de la fauna silvestre con fines de caza puede verse comprometida de varias maneras. A veces, aumentando la capacidad de carga del ecosistema, ocultando el daño o simplemente posponiéndolo (Keuling et al. 2016, Valente et al. 2020). En otros casos, interfiriendo con el control de la población a través de traslocaciones (Tabak et al. 2017), estableciendo objetivos de animales cazados demasiado bajos (Keuling et al. 2016), o evitando cazar hembras (Milner et al. 2006). Los argumentos para convencer a los cazadores de la necesidad de contribuir más al control de la población incluyen la mejora de la fertilidad y la calidad de los animales (peso corporal, estado de salud, trofeo) que se espera cuando las densidades de poblaciones con recursos limitados se reducen lo suficiente (Putman et al. 2019). Otro argumento es el efecto positivo en la percepción pública de la actividad cinegética logrado a través de las contribuciones al equilibrio social y ecosistémico que brinda el control de la caza sobreabundante (Quirós-Fernández et al. 2017). Además, notificar la opción alternativa de utilizar cazadores profesionales o el trampeo para controlar las especies cinegéticas sobreabundantes, también

puede contribuir a desencadenar la respuesta necesaria (Keuling et al. 2016). En el lado opuesto, las opiniones contra la caza (el “síndrome Bambi”) están aumentando en ámbitos urbanos (Gortázar et al. 2016). Esta percepción negativa de la caza puede poner en peligro el futuro de esta actividad. Para contrarrestar esta amenaza, los cazadores no solo deben vincularse con la conservación de la biodiversidad, el monitoreo de poblaciones y con la salud pública y animal, sino también deben mostrar esas contribuciones a la sociedad en general.

Una vez que se decida utilizar la caza recreativa como medio de control de la población, como primer paso, se necesita un diagnóstico adecuado y un seguimiento preciso de la sobreabundancia. Esto se puede lograr mediante el monitoreo de la población con métodos fiables, combinados con la evaluación de indicadores de cambio ecológico (Fernández-de-Simón et al. 2011, Carpio et al. 2020) e indicadores relacionados con enfermedades (Gortázar et al. 2006). Siempre que se diagnostique una situación de sobreabundancia y se establezca un seguimiento adecuado, se podrán considerar intervenciones. En las siguientes secciones presentamos tres ejemplos de gestión de la sobreabundancia en cérvidos, conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) y jabalí, así como su pariente el cerdo asilvestrado.

CÉRVIDOS

Los cérvidos se encuentran entre las especies más frecuentemente consideradas como sobreabundantes. Las altas densidades dañan los cultivos y la vegetación natural, con efectos en cascada sobre las comunidades animales (Perea et al. 2014, Carpio et al. 2020). Sin embargo, los cérvidos son comparativamente fáciles de controlar aumentando la mortalidad a través de niveles más elevados de extracción mediante caza, particularmente de hembras (Milner et al. 2006, Hagen et al. 2018). Esto es posible porque los cérvidos, y especialmente las especies de una sola cría por parto, como el ciervo rojo (*Cervus elaphus*), muestran menor plasticidad en su respuesta al aumento de la mortalidad en comparación a especies con mayor número de crías. Si bien las ciervas en mejor condición física debido a una mayor disponibilidad de recursos alimentarios se reproducirán más temprano en su vida (Rodríguez-Hidalgo et al. 2010), con más hembras contribuyendo al reclutamiento, este efecto es limitado y se estima que niveles de extracción de más de 25-30% tendrán un impacto en términos de control de la población (Frost et al. 1997, Hagen et al. 2018). Un aspecto importante para abordar con respecto a la sobreabundancia de cérvidos es aumentar del deseo de la caza de hembras (Milner et al. 2006).

CONEJO

El conejo de monte es una especie nativa de la Península Ibérica, donde representa una especie ecológica clave (Delibes-Mateos et al. 2008) y se ha introducido en muchas regiones del mundo (Alves et al. 2008). En algunas de estas áreas de distribución no nativas, como Australia y Nueva Zelanda, los depredadores especialistas en conejos estaban prácticamente ausentes cuando se introdujeron los conejos, lo que contribuyó a la rápida expansión del lagomorfo. Los conejos son ecológicamente flexibles y pueden tener más de 5 camadas en un año, si los recursos lo permiten (Newsome et al. 1989). Por lo tanto, no es de extrañar que sus poblaciones se expandieran exponencialmente donde han sido introducidos, causando efectos adversos en el ecosistema y compitiendo con la agricultura, la ganadería y las especies nativas (Norbury 2001). Junto con depredadores y cazadores, dos enfermedades víricas, mixomatosis y enfermedad hemorrágica del conejo (EHC), modulan la dinámica poblacional del conejo (Newsome et al. 1989, Moreno et al. 2007, Williams et al. 2007). En su área de distribución nativa, las poblaciones de conejos pueden, paradójicamente, estar en peligro en algunas

regiones y ser sobreabundantes en otras (Delibes-Mateos et al. 2011). Esta última situación causa importantes daños a los cultivos, principalmente en medios agrícolas y particularmente a lo largo de carreteras y vías de ferrocarril, donde la caza está restringida por razones de seguridad (Williams et al. 2007, Delibes-Mateos et al. 2018). Para equilibrar los intereses de agricultores, conservacionistas y cazadores, los cazadores pueden gestionar la sobreabundancia de conejos silvestres mediante la combinación de caza, traslados, instalación de mallados temporales a prueba de conejos y mediante la minimización de la caza de zorros para que las poblaciones de este cánido puedan aportar su papel en el control de conejos (Newsome et al. 1989, Fernández-de-Simón et al. 2015). En Aragón, en el noreste de España, el aumento de la incidencia de daños a la agricultura por culpa de los conejos ha llevado a emitir una legislación específica para hacer frente a la sobreabundancia del conejo, principalmente a través de la caza recreativa (<http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VERO BJ&MLKOB=1091190223434>; acceso: 12/1/2021). Se estima que la caza recreativa de conejos contribuye en >10 millones de € por año en personas/día al control de daños del conejo en Aragón, capturando >200.000 ejemplares en la temporada de caza 2019/2020 y consiguiendo reducir de forma eficaz en un 57% los daños agrícolas provocados por el conejo (Nicolás Urbani, comunicación personal). El papel de los cazadores en el control de conejos en Nueva Zelanda es claramente reconocido por las autoridades gubernamentales, ya que en este país a menudo se alienta a la gente a cazar tantos conejos como sea posible, con bajo coste. Este es el caso, por ejemplo, de las competiciones estandarizadas de caza, con equipos con un número fijo de participantes cazadores, donde estos también proporcionan información sobre las tendencias de la población de conejos a través del número de individuos cazados. A lo largo de los años, han proporcionado datos de relevancia científica significativa para cuantificar el impacto de la EHV en las poblaciones de conejos (Rouco et al. 2014).

JABALÍ

Los jabalíes y los cerdos asilvestrados son extremadamente flexibles en su capacidad reproductora y adaptables a un mayor nivel de extracción de individuos (Servanty et al. 2011). El caso del declive de grandes mamíferos debido principalmente a la sobreexplotación tras el colapso de la Unión Soviética en 1991, incluida una disminución del 50% en el jabalí en solo cinco años, es un buen ejemplo que demuestra cómo una intensa actividad de caza a gran escala geográfica puede eventualmente cambiar las tendencias poblacionales, incluso en una especie tan prolífica y adaptable (Bragina et al. 2015). Actualmente, en muchas partes de su área de distribución nativa, el jabalí se beneficia del aumento de la superficie forestal, cultivos de maíz y entornos ricos en recursos como zonas urbanas o aquellos con alimentación suplementaria (Bieber y Ruf 2005, González-Crespo et al. 2018). El jabalí y el cerdo asilvestrado también son uno de los mamíferos exóticos más invasores donde se han introducido (O'Brien et al. 2019). La sobreabundancia de jabalíes puede afectar la conservación de la biodiversidad, provocar accidentes de tráfico, dañar cultivos y, lo más importante, transmitir infecciones a los seres humanos y al ganado. A diferencia de los cérvidos, este suido puede producir más de una camada en un año y su tamaño medio de camada puede ser superior a seis. Por lo tanto, para controlar eficazmente el jabalí a corto plazo, se recomiendan altas tasas de extracción de hembras y rayones (González-Crespo et al. 2018). Solo niveles de extracción muy altos, posiblemente superiores al 60% de la población, pueden afectar el tamaño de su población (Keuling et al. 2013). A largo plazo, es necesaria la gestión del hábitat con el objetivo de reducir la disponibilidad de alimento (el principal impulsor de la capacidad de carga del hábitat) (Bieber y Ruf 2005).

FACTORES QUE AFECTAN LAS PERCEPCIONES Y LA REGULACIÓN DE LA CAZA

Dado que la caza recreativa puede gestionar eficazmente la sobreabundancia de fauna silvestre, puede parecer sorprendente que existan limitaciones en la actividad de caza para controlar la sobreabundancia. En España, esto deriva en parte del espíritu de la Ley de Caza de 1970, diseñada para proteger un recurso escaso. Además, se explica por las diferentes percepciones y actitudes hacia la caza recreativa (Figura 1).

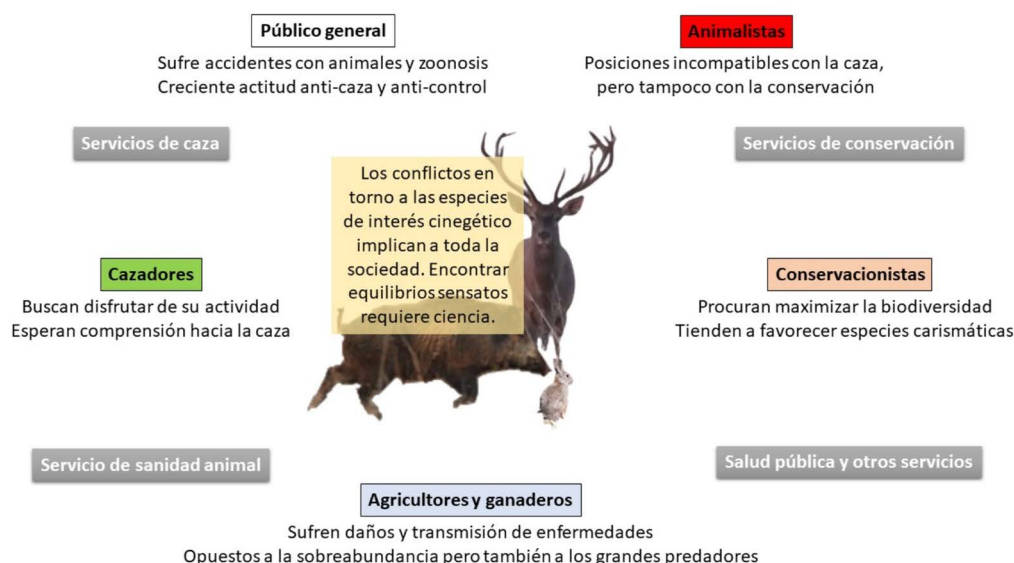


Figura 1. La complejidad de la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas. El manejo exitoso dependerá de considerar no solo la ecología de las especies sobreabundantes y el hábitat, sino también de integrar las necesidades y percepciones de los diferentes actores y la política de varios departamentos gubernamentales.

Cazadores: La caza está en la raíz misma de la evolución humana, dada la necesidad de obtener recursos y proteínas del medio ambiente. La importancia relativa de la caza en el desarrollo y la prosperidad humanos disminuyó tras la aparición de la agricultura, y más claramente en los tiempos modernos, en los que la caza ya no se percibe como necesaria para el bienestar humano en las sociedades industrializadas. Los cazadores son, en su mayoría, aficionados que esperan diversión de su actividad (Ebeling-Schuld et al. 2017). Buscan abundantes oportunidades de caza y se quejan si se restringe su actividad. Controlar la sobreabundancia no se percibe como un deber para los cazadores sino más bien como “el problema de otros” (Keuling et al. 2016).

Agricultores y ganaderos: La caza, la ganadería y la agricultura a menudo se asocian como medios históricos de supervivencia para los seres humanos en entornos rurales. Estos grupos han coincidido a menudo en la necesidad de limitar las poblaciones de animales de caza que dañan los cultivos o a los grandes depredadores. Sin embargo, los agricultores y ganaderos son profesionales que dependen de la rentabilidad de sus cultivos o del ganado, y las especies de caza sobreabundantes dañan los cultivos (Schley et al. 2008) y pueden transmitir infecciones al ganado causando graves pérdidas económicas (Pérez-Morote et al. 2020). Por lo tanto, estos productores agrarios a menudo perciben la caza y las especies cinegéticas de manera negativa,

aunque pueden aceptar la caza si proporciona ingresos económicos adicionales o si ayuda a controlar la fauna silvestre sobreabundante (Ríos-Saldaña et al. 2013).

Conservacionistas: En un contexto de hábitats naturales en declive constante, los conservacionistas abogan por el mantenimiento de los procesos naturales y la biodiversidad. Tanto la caza como la agricultura y la ganadería pueden tener efectos negativos en el ecosistema, a través de mecanismos como la persecución de depredadores y la modificación del hábitat (Blanco et al. 1992, Villafuerte et al. 1998). Por lo tanto, este grupo a menudo se opone a la caza, la agricultura y la ganadería, excepto cuando estas actividades benefician la conservación de la biodiversidad (Carr y Trait 1991).

Público general: La opinión de este grupo puede variar según el contexto geográfico. En el medio rural, comprende más fácilmente la acción de los cazadores sobre la fauna silvestre sobreabundante, ya que los efectos negativos de la fauna silvestre sobre los cultivos, la salud del ganado o la seguridad del tráfico vial son más evidentes. Tal percepción es diferente en las poblaciones urbanas (especialmente en grandes ciudades), más alejadas de la naturaleza (Gamborg y Jensen 2017). Existe una actitud creciente anti-caza, que aumenta con factores como no conocer a un cazador y ser propietario de una mascota (Byrd et al. 2017, Krokowska-Paluszak et al. 2020). Las posiciones más extremas son las del activismo animalista.

Administraciones: Las agencias gubernamentales necesitan encontrar un equilibrio para satisfacer las demandas de todos los grupos mencionados arriba. Las partes interesadas que contribuyen a la economía, principalmente los agricultores y ganaderos, tradicionalmente eran considerados en primer lugar cuando se trataba de regular la gestión de la fauna silvestre, también como un medio para apoyar a los habitantes de las regiones rurales menos favorecidas. Sin embargo, a medida que la sociedad en general evoluciona hacia una menor aceptación de la caza y del control de fauna con medios letales, además de que los procesos participativos ganan ventaja, los reguladores reflejan una mayor influencia del público en general (Reiter et al. 1999).

MEDIOS ALTERNATIVOS PARA LA GESTIÓN DE LA FAUNA SILVESTRE SOBREABUNDANTE

Los medios alternativos de control de la sobreabundancia, particularmente los no letales, son los favoritos para el público (Reiter et al. 1999). Sin embargo, al menos a gran escala, estas opciones a menudo no son realistas en comparación con la caza. La gestión del hábitat representa una opción válida para reducir la disponibilidad de recursos, por ejemplo, mediante la protección de cultivos (Honda et al. 2011), la siembra de cultivos alternativos (Carpio et al. 2017), el establecimiento de prohibiciones de alimentación (González-Crespo et al. 2018), la mejora de las prácticas de silvicultura (Kuijper 2011), o mediante la destrucción del hábitat de madrigueras en el caso de los conejos (McPhee y Butler 2010). Sin embargo, estas acciones no son viables a gran escala debido a sus costes y a la limitada aceptación por parte de los agricultores y otras partes interesadas. No obstante, pueden funcionar a escalas más pequeñas.

Otra alternativa es favorecer a los depredadores que podrían contribuir a regular las densidades de sus presas (Warren 2011, Ripple et al. 2014), eventualmente con efectos positivos posteriores en la salud animal (Tanner et al. 2019). Los grandes depredadores están ampliando su área de distribución y aumentando sus poblaciones, sobre todo en Europa (Chapron et al. 2014), pero su contribución al control de los ungulados sigue estando limitada a las regiones donde se toleran densidades de depredadores relativamente altas (Tanner et al. 2019). Con respecto a los conejos, los depredadores como los zorros pueden contribuir a reducir las densidades de conejos en algunas circunstancias, pero pueden no ser suficientes en años de alta densidad de conejos y áreas con alta disponibilidad de recursos para estos (Newsome et al. 1989).

Se han utilizado agentes patógenos para el control de conejos en Australia y Nueva Zelanda (Mutze et al. 2002). Sin embargo, la introducción de enfermedades puede tener consecuencias no deseadas para otras regiones como la Península Ibérica, dado el importante papel ecológico de los conejos en su área de distribución nativa (Delibes-Mateos et al. 2008). En la misma línea, la peste porcina africana emergente (PPA) podría eventualmente contribuir al control de la tuberculosis animal en el jabalí a través de una disminución de la población de jabalíes mediada por la peste porcina africana. Sin embargo, este tipo de “ayuda” para el control de los jabalíes es claramente indeseable.

El control profesional, mediante armas de fuego o trampas, puede ser necesario en áreas urbanas o zonas protegidas donde la caza está prohibida (Frost et al. 1997) o en situaciones de emergencia como brotes de enfermedades (EFSA et al. 2020), pero es costoso y, por lo tanto, se limita nuevamente a intervenciones locales.

La inmunocontracepción es atractiva porque representa, junto con la gestión del hábitat, una opción de control no letal. Sin embargo, una gran proporción de alrededor de dos tercios de la población de hembras tendría que ser objetivo de control para que el método sea efectivo en especies prolíficas como conejos o jabalíes. Tal objetivo solo es realista (aunque difícil de lograr) si el inmunocontraceptivo se pudiese administrar mediante cebos apropiados. Sin embargo, los productos actualmente disponibles son inyectables, por lo que esta opción no resulta viable (González-Crespo et al. 2018).

Finalmente, el envenenamiento es una opción aplicada al control de jabalíes en Australia y se investiga actualmente en los Estados Unidos (Cowled et al. 2008). En Nueva Zelanda, los conejos y otros mamíferos no nativos también se controlan mediante cebos venenosos de 1080 (fluoroacetato de sodio), entre otros (Alterio 1996). En Europa, donde el jabalí y el conejo forman parte de la fauna nativa, esta opción no es aceptable, principalmente debido a los riesgos para las especies no diana y para la salud pública.

CONCLUSIONES

La gestión de poblaciones de especies cinegéticas sobreabundantes es compleja. Debe considerar las características de las especies y su hábitat, así como las opiniones de todos los interesados afectados. Cada caso tiene que ser estudiado, analizando el balance coste/beneficio de las medidas a tomar (Nugent y Choquenot 2004) y asegurando los medios financieros continuos para llevar a cabo y continuar con estrategias de gestión exitosas (Valente et al. 2020). Si la opción está disponible, parece aconsejable utilizar la caza recreativa como una herramienta en la caja para el manejo de la sobreabundancia. Incluso si la caza no es suficiente, contribuirá y abaratará los esfuerzos adicionales (Quirós-Fernández et al. 2017). La caza recreativa se desempeñará mejor como medio de control de la población cuando sea parte de una estrategia integrada (Brown et al. 2000), por ejemplo, combinando la caza con la gestión del hábitat y prohibiendo la alimentación suplementaria (González-Crespo et al. 2018), o, lamentablemente, si las enfermedades endémicas (Barasona et al. 2016) o emergentes (Delibes-Mateos et al. 2014; O'Neill et al. 2020) contribuyen a regular la población. Además, en algunos casos puede que no existan alternativas realistas disponibles a la caza recreativa, por ejemplo, si la abundancia de depredadores es naturalmente baja o si los depredadores no existen. Con el fin de utilizar la caza recreativa para gestionar la sobreabundancia y mantener su contribución en el tiempo, las administraciones no solo deben convencer a los cazadores de establecer objetivos aceptables y facilitar el ejercicio de la caza, sino que también deben gestionar las dimensiones humanas y ayudar a educar al público sobre la caza recreativa como servicio socio-ecológico (Warren 2011). Los cazadores, por su parte, deben participar de manera clara y activa en las tareas de

conservación de la biodiversidad y los programas de monitoreo, de modo que su contribución positiva sea más fácilmente percibida por el público.

Agradecimientos. Esta es una contribución al contrato MINECO y EU-FEDER CGL2017-89866 “WildDriver”. Agradecemos a Nicolás Urbani, asesor veterinario de la Real Federación Española de Caza por sus aportes e información de gran valor.

REFERENCIAS

- Acevedo P, Farfán MÁ, Márquez AL, Delibes-Mateo M, Real R, Vargas JM (2011) Past, present and future of wild ungulates in relation to changes in land use. *Landscape Ecology* 26:19–31. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9538-2>
- Alterio N (1996) Secondary poisoning of stoats (*Mustela erminea*), feral ferrets (*Mustela furo*), and feral house cats (*Felis catus*) by the anticoagulant poison, brodifacoum. *New Zealand Journal of Zoology* 23:331–338. <https://doi.org/10.1080/03014223.1996.9518092>
- Alves PC, Ferrand N, Hackländer K (eds) (2008) *Lagomorph Biology*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Angulo E (2001) When DNA research menaces diversity. *Nature* 410:739–739. <https://doi.org/10.1038/35071266>
- Barasona JA, Risalde, MA, Ortíz JA, Gonzalez-Barrío D, Che-Amat A, Perez-Sancho M, Vargas-Castillo L, Xeidakis A, Jurado-Tarifa E, Gortázar C (2020) Disease-mediated piglet mortality prevents wild boar population growth in fenced overabundant settings. *European Journal of Wildlife Research* 66(2):26.
- Barasona J, Acevedo P, Diez-Delgado I, Queiros J, Carrasco-García R, Gortázar C, Vicente J (2016) Tuberculosis-associated death among adult wild boars, Spain, 2009–2014. *Emerging Infectious Diseases* 22:2178–2180.
- Bieber C, Ruf T (2005) Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: Ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology* 42(6):1203–1213.
- Bíl M, Kubeček J, Andrášik R (2020) Ungulate–vehicle collision risk and traffic volume on roads. *European Journal of Wildlife Research* 66(4):59.
- Blanco JC, Reig S, de la Cuesta L (1992) Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation* 60(2):73–80.
- Bragina EV, Ives AR, Pidgeon AM, Kuemmerle T, Baskin LM, Gubar YP, Piquer-Rodríguez M, Keuler NS, Petrosyan VG, Radeloff VC (2015) Rapid declines of large mammal populations after the collapse of the Soviet Union. *Conservation Biology* 09 January <https://doi.org/10.1111/cobi.12450>.
- Brown TL, Decker DJ, Riley SJ, Enck JW, Lauber TB, Curtis PD, Mattfeld GF (2000) The future of hunting as a mechanism to control white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin* 28(4):797–807.
- Byrd E, Lee JG, Olynk Widmar NJ (2017) Perceptions of hunting and hunters by U.S. respondents. *Animals* 7:83. <https://doi.org/10.3390/ani7110083>
- Carpio AJ, Apollonio M, Acevedo P (2020) Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review*, 20 September 2020. <https://doi.org/10.1111/mam.12221>

- Carpio AJ, Soriano MA, Guerrero-Casado J, Prada LM, Tortosa FS, Lora Á, Gómez JA (2017) Evaluation of an unpalatable species (*Anthemis arvensis* L.) as an alternative cover crop in olive groves under high grazing pressure by rabbits. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 246:48-54.
- Carr S, Tait J (1991) Differences in the attitudes of farmers and conservationists and their implications. *Journal of Environmental Management* 32:281-294. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(05\)80058-1](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(05)80058-1)
- Caughley G (1981) Overpopulation. In: Jewell, PA, Holt S and Hart D (eds) *Problems in management of locally abundant wild mammals*. Academic, New York, 7-19.
- Chapron G, Kaczensky P, Linnell JDC, von Arx M, Huber D, Andrén H, López-Bao JV, Adamec M, Álvares F, Anders O, Balčiauskas L, Balys V, Bedó P, Bego F, Blanco JC, Breitenmoser U, Brøseth H, Bufka L, Bunikyte R, Ciucci P, Dutsov A, Engleder T, Fuxjäger C, Groff C, Holmala K, Hoxha B, Iliopoulos Y, Ionescu O, Jeremić J, Jerina K, Kluth G, Knauer F, Kojola I, Kos I, Krofel M, Kubala J, Kunovac S, Kusak J, Kutal M, Liberg O, Majić A, Männil P, Manz R, Marboutin E, Marucco F, Melovski D, Mersini K, Mertzanis Y, Mysłajek RW, Nowak S, Odden J, Ozolins J, Palomero G, Paunović M, Persson J, Potočnik H, Quenette PY, Rauer G, Reinhardt I, Rigg R, Ryser A, Salvatori V, Skrbinšek T, Stojanov A, Swenson JE, Szemethy L, Trajçe A, Tsingarska-Sedefcheva E, Váňa M, Veeroja R, Wabakken P, Wölf M, Wölf S, Zimmermann F, Zlatanova D, Boitani L (2014) Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346:1517-1519.
- Cowled BD, Elsworth P, Lapidge SJ (2008) Additional toxins for feral pig (*Sus scrofa*) control: Identifying and testing Achilles' heels. *Wildlife Research* 35(7):651-662.
- Delibes-Mateos M, Delibes M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Key Role of European Rabbits in the Conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* 22:1106-1117. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00993.x>
- Delibes-Mateos M, Farfán MÁ, Rouco C, Olivero J, Márquez AL, Fa JE, Vargas JM, Villafuerte R (2018) A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Management Science* 74:111-119. <https://doi.org/10.1002/ps.4658>
- Delibes-Mateos M, Ferreira C, Carro F, Escudero MA, Gortázar C (2014) Ecosystem effects of variant rabbit hemorrhagic disease virus, Iberian Peninsula. *Emerging Infectious Diseases* 20(12):2166-2168.
- Delibes-Mateos M, Smith AT, Slobodchikoff CN, Swenson JE (2011) The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation* 144:1335-1346. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.012>
- Dusek Gary L, MacKie RJ, Herriges JD Jr., Bradley B. Compton (1989) Population ecology of white-tailed deer along the lower Yellowstone River. *Wildlife Monographs* 104:3-68. <https://www.jstor.org/stable/3830686>
- Ebeling-Schuld AM, Darimont CT (2017) Online hunting forums identify achievement as prominent among multiple satisfactions. *Wildlife Society Bulletin* 41(3):523-529.
- European Food Safety Authority (EFSA), Miteva AP, Gogin A, Boklund A, Bøtner A, Linden A, Viltrop A, Gortazar Schmidt C, Ivanciu C, Desmecht D, Korytarova D, Olsevskis E, Helyes G, Wozniakowski G, Thulke HH, Roberts H, Cortiñas Abrahantes J, Stahl K, Depner K, Gonzalez Villeta LC, Spiridon M, Ostojic S, More S, Chesnoiu Vasile T, Grigaliuniene V, Guberti V, Wallo R (2020) Epidemiological analyses of African swine fever in the European Union (November 2018 to October 2019). *EFSA Journal* 18(1):5996. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.5996>
- Fernandez-de-Simon J, Díaz-Ruiz F, Cirilli F, Sánchez Tortosa F, Villafuerte R, Delibes-Mateos M, Ferreras P (2011) Towards a standardized index of European rabbit abundance in Iberian Mediterranean habitats. *European Journal of Wildlife Research* 57:1091-1100. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0524-z>

- Fernandez-de-Simon J, Díaz-Ruiz F, Rodríguez-de la Cruz M, Delibes-Mateos M, Villafuerte R, Ferreras P (2015) Can widespread generalist predators affect keystone prey? A case study with red foxes and European rabbits in their native range. *Population Ecology* 57:591–599. <https://doi.org/10.1007/s10144-015-0510-5>
- Frost HC, Storm GL, Batcheller MJ, Lovallo MJ (1997) White-tailed deer management at Gettysburg National Military Park and Eisenhower National Historic Site. *Wildlife Society Bulletin* 25(2):462–469.
- Gamborg C, Jensen FS (2017) Attitudes towards recreational hunting: A quantitative survey of the general public in Denmark. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 17:20–28.
- González-Crespo C, Serrano E, Cahill S, Castillo-Contreras T, Cabañeros LI, López-Martín JM, Roldán J, Lavín S, López-Olvera JR (2018) Stochastic assessment of management strategies for a Mediterranean peri-urban wild boar population. *PLoS One* 13(8):e0202289.
- Gortázar C, Acevedo P, Ruiz-Fons F, Vicente J (2006) Disease risks and overabundance of game species. *Eur J Wildl Res* 52:81–87. DOI 10.1007/s10344-005-0022-2
- Gortázar C, Ruiz-Fons FJ, Höfle U (2016) Infections shared with wildlife: an updated perspective. *European Journal of Wildlife Research* 62:511–525.
- Hagen R, Haydn A, Suchant R (2018) Estimating red deer (*Cervus elaphus*) population size in the Southern Black Forest: the role of hunting in population control. *European Journal of Wildlife Research* 64(4):42.
- Heffelfinger JR (2013) Hunting and trapping. Pp 130–143 in Krausman, P. R., Cain III, J. W., Cain, J. W. (Eds.). *Wildlife management and conservation: contemporary principles and practices*. JHU Press, Baltimore.
- Honda T, Kuwata H, Yamasaki S, Miyagawa Y (2011) A low-cost, low-labor-intensity electric fence effective against wild boar, sika deer, Japanese Macaque and medium-sized mammals. *Mammal Study* 36(2):113–117.
- Horta O (2010). What is speciesism? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 23(3): 243–266.
- Jo Y-S, Gortázar C (2020) African swine fever in wild boar, South Korea, 2019. *Transboundary and Emerging Diseases* 67: 1776–1780.
- 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.
- Keuling O, Strauß E, Siebert U (2016) Regulating wild boar populations is “somebody else’s problem!” - Human dimension in wild boar management. *Science of the Total Environment* 554–555:311–319.
- Krokowska-Paluszak M, Łukowski A, Wierzbička A, Gruchała A, Sagan J, Skorupski M (2020) Attitudes towards hunting in Polish society and the related impacts of hunting experience, socialisation and social networks. *European Journal of Wildlife Research* 66:73.
- Kuijper DPJ (2011) Lack of natural control mechanisms increases wildlife-forestry conflict in managed temperate European forest systems. *European Journal of Forest Research* 130(6):895–909.
- 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, Pokorný 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.
- McPhee SR, Butler KL (2010) Long-term impact of coordinated warren ripping programmes on rabbit populations. *Wildlife Research* 37(1):68–75.

- Mduma SA, Sinclair ARE, Hilborn R (1999) Food regulates the Serengeti wildebeest: a 40-year record. *Journal of Animal Ecology* 68(6):1101-1122.
- Milner JM, Bonenfant C, Mysterud A, Gaillard JM, Csányi S, Stenseth NC (2006) Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: Biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology* 43(4):721-734.
- Moreno S, Beltrán JF, Cotilla I, Kufner MB, Laffite R, Jordan G, Ayala J, Quintero C, Jiménez A, Castro F, Cabezas S, Villafuerte R (2007) Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research* 34:652-658. <https://doi.org/10.1071/WR06142>
- Mutze G, Bird P, Kovaliski J, Peacock D, Jennings S, Cooke B (2002) Emerging epidemiological patterns in rabbit haemorrhagic disease, its interaction with myxomatosis, and their effects on rabbit populations in South Australia. *Wildlife Research* 29:577-590. <https://doi.org/10.1071/WR00100>
- Newsome AE, Parer I, Catling PC (1989) Prolonged prey suppression by carnivores? predator-removal experiments. *Oecologia* 78:458-467. <https://doi.org/10.1007/BF00378734>
- Norbury G (2001) Conserving dryland lizards by reducing predator-mediated apparent competition and direct competition with introduced rabbits. *Journal of Applied Ecology* 38:1350-1361. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00685.x>
- Nugent G, Choquenot D (2004) Comparing cost-effectiveness of commercial harvesting, state-funded culling, and recreational deer hunting in New Zealand. *Wildlife Society Bulletin* 32(2):481-492.
- O'Brien P, Wal EV, Koen EL, Brown CD, Guy J, van Beest, FM, Brook RK (2019) Understanding habitat co-occurrence and the potential for competition between native mammals and invasive wild pigs (*Sus scrofa*) at the northern edge of their range. *Canadian Journal of Zoology* 97(6):537-546.
- O'Neill A, White A, Ruiz-Fons F, Gortázar C (2020) Modelling the transmission and persistence of African swine fever in wild boar in contrasting European scenarios. *Scientific Reports* 10: 5895.
- Perea R, Girardello M, San Miguel A (2014) Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics. *Biodiversity and Conservation* 23:1303-1318.
- Pérez-Morote R, Pontones-Rosa C, Gortázar C, Muñoz-Cardona A (2020). Quantifying the economic impact of bovine tuberculosis on livestock farms in South-Western Spain. *Animals* 10: 2433. [doi:10.3390/ani10122433](https://doi.org/10.3390/ani10122433)
- Putman R, Nelli L, Matthiopoulos J (2019) Changes in bodyweight and productivity in resource-restricted populations of red deer (*Cervus elaphus*) in response to deliberate reductions in density. *European Journal of Wildlife Research* 65(1):13.
- Quirós-Fernández F, Marcos J, Acevedo P, Gortázar C (2017) Hunters serving the ecosystem: the contribution of recreational hunting to wild boar population control. *European Journal of Wildlife Research* 63:57.
- Reiter DK, Brunson MW, Schmidt RH (1999) Public attitudes toward wildlife damage management and policy. *Wildlife Society Bulletin* 746-758.
- Ríos-Saldaña CA, Delibes-Mateos M, Castro F, Martínez E, Vargas JM, Cooke BD, Villafuerte R (2013) Control of the European rabbit in central Spain. *European Journal of Wildlife Research* 59(4):573-580.
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J, Elmhagen B, Letnic M, Nelson MP, Schmitz OJ, Smith DW, Wallach AD, Wirsinget AJ (2014) Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343:1241-1248.

- Rouco C, Norbury G, Ramsay D (2014) Kill rates by rabbit hunters before and 16 years after introduction of rabbit haemorrhagic disease in the southern South Island, New Zealand. *Wildlife Research* 41:136. <https://doi.org/10.1071/WR13223>
- Schley L, Dufrene M, Krier A, Frantz AC (2008) Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. *European Journal of Wildlife Research* 54(4):589-599.
- Servanty S, Gaillard JM, Ronchi F, Focardi S, Baubet E, Gimenez O (2011) Influence of harvesting pressure on demographic tactics: Implications for wildlife management. *Journal of Applied Ecology* 48(4):835-843.
- Sieber A, Uvarov NV, Baskin LM, Radloff VC, Bateman BL, Pankov AB, Kuemmerle T (2015) Post-Soviet land-use change effects on large mammals' habitat in European Russia. *Biological Conservation* 191:567-576. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.041>
- Simard MA, Dussault C, Huot J, Côté SD (2013) Is hunting an effective tool to control overabundant deer? A test using an experimental approach. *Journal of Wildlife Management* 77(2):254-269.
- Tabak MA, Piaggio AJ, Miller RS, Sweitzer RA, Ernest HB (2017) Anthropogenic factors predict movement of an invasive species. *Ecosphere* 8(6):e01844.
- Tanner E, White A, Acevedo P, Balseiro A, Marcos J, Gortázar C (2019) Wolves contribute to disease control in a multi-host system. *Scientific Reports* 9:7940.
- Valente AM, Acevedo P, Figueiredo AM, Martins R, Fonseca C, Torres RT, Delibes-Mateos M (2020) Dear deer? Maybe for now. People's perception on red deer (*Cervus elaphus*) populations in Portugal. *Science of The Total Environment* 748:141400.
- Vetter SG, Puskas Z, Bieber C, Ruf T (2020) How climate change and wildlife management affect population structure in wild boars. *Scientific Reports* 10:7298. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64216-9>
- Villafuerte R, Viñuela J, Blanco JC (1998) Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: The case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84:181-188. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00094-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00094-3)
- Warren RJ (2011) Deer overabundance in the USA: Recent advances in population control. *Animal Production Science* 51(4):259-266.
- Williams D, Acevedo P, Gortázar C, Escudero MA, Labarta JL, Marco J, Villafuerte R (2007) Hunting for answers: Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population trends in northeastern Spain. *European Journal of Wildlife Research* 53:19-28.
- Wilson ML, Telford III, S.R., Piesman J, Spielman A (1988) Reduced abundance of immature *Ixodes dammini* (Acari: Ixodidae) following elimination of deer. *Journal of Medical Entomology* 25(4):224-228.
- Zivin J, Hueth BM, Zilberman D (2000) Managing a multiple-use resource: The case of feral pig management in California rangeland. *Journal of Environmental Economics and Management* 39(2):189-204.

La importancia de los aspectos humanos en la gestión de los daños causados por fauna sobreabundante

Beatriz Arroyo^{1,a} y Miguel Delibes-Mateos^{2,b}

¹ Universidad de Castilla-La Mancha

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos

² Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA-CSIC)

^a ORCID: 0000-0002-4657-6609 - ^b ORCID: 0000-0002-3823-5935

http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.02

SOBREABUNDANCIA: UN CONCEPTO ANTROPOGÉNICO CON MÚLTIPLES INTERPRETACIONES

De forma implícita, el término “sobreabundancia” referido a una especie animal indica que consideramos que hay un número excesivo de dichos animales en una población determinada. Pero se puede plantear la pregunta de con respecto a qué parámetro determinamos ese “exceso”. En condiciones naturales, cuando una población de animales crece por encima de la capacidad de carga del medio aparecen factores reguladores que devuelven dicha abundancia a un equilibrio poblacional (Turchin 1995). Estos factores reguladores pueden ser, por ejemplo, la competencia intraespecífica por los recursos, o la mayor transmisión de enfermedades entre convecinos, factores que se intensifican cuando la densidad poblacional es alta, teniendo impactos negativos sobre la supervivencia o la reproducción de esos individuos, o bien modificando su grado de dispersión espacial y, en última instancia, disminuyendo dicha densidad. Por tanto, en condiciones naturales, estas situaciones de “sobreabundancia” son necesariamente temporales, aunque el marco temporal en el que se presentan puede ser variable.

En un mundo antropocéntrico como el que vivimos, donde las condiciones naturales están fuertemente influenciadas por las actuaciones humanas, el término “sobreabundancia” empezó a utilizarse con respecto a poblaciones de animales en los años 70 y 80 del pasado siglo en el contexto de la gestión de ungulados y grandes mamíferos, sobre todo en zonas protegidas, donde la abundancia de ciertas especies podía ser localmente elevada (Roscoe y McDowel 1975, Scott 1979, Sinclair 1981, Caughley 1981, McDonald y Brooks 1983). Graeme Caughley definió sobreabundancia como la situación que ocurre (i) cuando la abundancia local de una especie afecta negativamente a los individuos de su propia especie (es decir, cuando localmente las poblaciones han excedido la capacidad de carga y aparecen mecanismos denso-dependientes afectando la supervivencia o la reproducción de dicha especie); ii) cuando la abundancia local de una especie causa disfunciones en el ecosistema (por ejemplo, cuando la abundancia de ciervos produce daños excesivos en las formaciones vegetales, impidiendo su regeneración); (ii) cuando la abundancia local de una especie afecta la vida o el bienestar humanos; iii) cuando la abundancia local de una especie reduce la densidad de otras especies con un valor económico o estético (Caughley 1981).

Se aprecia en esta definición que, más allá de las relaciones ecológicas que aparecen a través de los factores de regulación o los efectos en el ecosistema, se considera también que los animales son sobreabundantes cuando aparecen impactos negativos en otras especies “de interés” o en las actividades humanas. Es decir, según esta definición, no se trata de un concepto ligado puramente a la abundancia en términos numéricos, sino a las consecuencias que provoca, que a veces solo pueden evaluarse de forma cualitativa. De forma más general, se puede considerar, por tanto, que se utiliza el término “sobreabundancia” para definir situaciones en las que hay “más animales que los deseables”. Esto pone en evidencia la importancia de aspectos como cuál es la situación *deseable* de equilibrio desde el punto de vista humano en cada contexto.

Así, pueden encontrarse situaciones en las que se considere que hay “demasiados animales” y hay que controlarlos porque los daños que causan se consideran preocupantes, aunque no impliquen densidades anormalmente elevadas o anómalas (en términos ecológicos). Este podría ser el caso del control de depredadores realizado con fines cinegéticos, que se implementa con intención de limitar el impacto de la depredación sobre las especies cinegéticas, aunque en ocasiones la abundancia de depredadores no sea necesariamente excesiva en términos ecológicos (Delibes-Mateos et al. 2013). Por otro lado, pueden encontrarse situaciones en las que los daños de ciertas especies sean muy elevados (y la probabilidad de que aumenten muy alta), y la argumentación ecológica para controlar dichas especies sea alta, pero que ciertos grupos sociales no consideren que las densidades de esas poblaciones sean altas y por tanto perciban como inadecuado su control. Este es el caso de ciertas especies invasoras o los gatos sin dueño (Rodríguez 2020).

Esta complejidad se manifiesta en que la gestión de la fauna “sobreabundante” suele generar conflictos y tensiones entre diversos actores, y a veces discrepancias entre la demanda de soluciones técnicas y la pertinencia de su implementación, como veremos más en detalle en el capítulo de los conflictos sobre la gestión del conejo en estas mismas actas (Delibes-Mateos et al. 2021). En este contexto, términos como sobreabundancia o plaga se utilizan para alertar del “problema” a las administraciones y a la sociedad en general con el fin de legitimar la aplicación de medidas drásticas como el control intensivo de las poblaciones (Campbell y Smith 2010). A la hora de gestionar estas situaciones es tanto más fácil llegar a consensos si se expone claramente el objetivo en términos de minimizar los daños o impactos no deseables asociados a la fauna, y no (necesariamente) en términos de cuántos animales hay que reducir (Braysher 1993).

Además, la relación entre abundancia de animales y la intensidad del daño puede no ser lineal, o variar en función de condicionantes ambientales. Por tanto, las acciones a emprender o la intensidad con la que es necesario aplicarlas variarán mucho en función de la situación poblacional en la que nos encontremos (Pedigo 1986, Brown et al. 2007), y soluciones que han funcionado en un contexto pueden no ser igual de eficaces en otro.

Por último, no hay que perder de vista que, en muchos casos, la gestión que hacemos para resolver un problema tiene impactos colaterales no deseables. Como mínimo, en la mayor parte de los casos supone un coste económico. Asimismo, gestionar una especie para disminuir sus impactos negativos puede tener efectos ecológicos no deseables en otras especies; por ejemplo, reducir los zorros para beneficio de la perdiz puede aumentar los conejos y los daños a la agricultura, y reducir los conejos para limitar los daños a la agricultura puede tener en determinados lugares impactos negativos en depredadores protegidos.

Por todo ello, hay que ser muy conscientes de que no existen soluciones únicas de gestión para estos problemas. Eso hace, en gran medida, que cada uno tenga sus percepciones y preferencias sobre la gestión. Para poder buscar soluciones consensuadas, es tan importante comprender dichas preferencias y variaciones como tener conocimiento ecológico que permita desarrollar soluciones técnicas. Desarrollamos estas ideas a continuación.

LA ACEPTABILIDAD DE LAS MEDIDAS DE GESTIÓN DEPENDE DEL VALOR ATRIBUIDO A LA ESPECIE, A SU IMPACTO Y DE LAS OPCIONES DE GESTIÓN

La fauna silvestre puede generar impactos negativos (daños) de muy distintos tipos: ecológicos, económicos, a la seguridad o salud de las personas, e incluso psicológicos.

Los daños ecológicos causados por una especie de fauna se refieren, como hemos mencionado antes, a efectos en otras especies (animales o vegetales) que conviven con ella en su entorno. Por ejemplo, pueden referirse a la degradación de la vegetación que aparece en zonas donde la densidad de animales herbívoros es muy elevada localmente (Gill y Fuller 2007, Gerhardt et al. 2013), o a la degradación genética de una especie por hibridación con especies próximas que aparecen en una zona de forma no natural (Barbanera et al. 2010, Muñoz-Fuentes et al. 2013).

Los daños económicos aparecen cuando la fauna afecta a actividades humanas de valor en términos monetarios como la agricultura, la ganadería, la caza, el turismo, etc.

Los daños a la seguridad de las personas provocados por ataques directos de fauna a humanos son muy raros en España, aunque actualmente están incrementando los casos de ataques de jabalí a personas en ámbitos urbanos. La fauna puede también causar daños a la seguridad de las personas a través de accidentes de coche, que son bastante importantes algunas regiones españolas, y daños a la salud cuando transmite enfermedades a los humanos (zoonosis).

El daño psicológico se refiere a las lesiones psíquicas o emocionales producidas por la presencia o las acciones de la fauna. El miedo a los ataques por grandes carnívoros hace que esta posibilidad tenga un impacto en el bienestar humano incluso antes de que ocurran dichos ataques (Johansson et al. 2019). El daño psicológico aparece también cuando un impacto es percibido como inaceptable, independientemente del detrimento económico o ecológico que suponga. Esto explica por qué la magnitud percibida del daño puede ser distinta de la magnitud cuantificada del mismo (e.g. Pont et al. 2016).

No todos los impactos tienen la misma importancia o se valoran de la misma forma por personas distintas. Un ejemplo actual de esto se encuentra en cómo ciertos grupos sociales han considerado que la pérdida de libertades individuales que suponen las restricciones de movilidad o de llevar mascarilla debido al COVID-19 era mucho más importante que el daño en salud asociado a no cumplir estas normas, y se han negado por tanto a acatarlas. En el caso de la fauna silvestre, hay gente que puede considerar más importante limitar los daños económicos que los daños ecológicos, o viceversa. Estas diferencias dependen de los valores intrínsecos de cada persona (Manfredo 2008), y también de sus intereses. Por ejemplo, no resulta sorprendente que los agricultores tiendan a tolerar peor los daños a los cultivos que los cazadores (Delibes-Mateos et al. 2020).

Por ello, el objetivo perseguido con la gestión (el daño de fauna que pretende reducirse) influye en la aceptabilidad de la misma. Esto se ilustra claramente en un trabajo de Garrido y colaboradores, que mostraba que era socialmente más aceptable el control de depredadores si el objetivo último era evitar daños a la salud humana o, en segundo lugar, si el objetivo era limitar daños a la agricultura, pero se consideraba globalmente inaceptable si el objetivo era simplemente mejorar la situación de las especies cinegéticas (es decir, promover la actividad cinegética) (Garrido et al. 2017).

Otro ejemplo aparece en un estudio reciente (Martínez-Jauregui et al. 2020), en el que se preguntaba a ciudadanos si aceptarían llevar a cabo acciones de gestión en parques nacionales cuando las poblaciones de ciervo llegaran a niveles que implicaran daños para la vegetación del parque, para otras especies animales, o para el ganado de la zona. La mayor parte de los encuestados prefería realizar gestión si hay daños que se consideraban “no sostenibles”, pero

la predisposición a aceptar esta gestión era tanto mayor si los impactos eran en la ganadería, y secundariamente si eran en otras especies de fauna, mientras que los impactos en la vegetación eran percibidos como menos importantes para justificar una intervención (a pesar de que los parques nacionales están constituidos para preservar los ecosistemas y sus formaciones vegetales).

Otro factor que puede influir en el grado de aceptabilidad del daño y su gestión es la familiaridad con la situación: en general aceptan mejor los daños aquellos que han convivido con ellos durante mucho tiempo que los que se encuentran con una situación nueva; por ejemplo, en Castilla y León los conflictos sobre los lobos son más intensos al sur que al norte del Duero (Delibes-Mateos 2020). La especie implicada también puede tener un efecto, asociado al factor emocional y psicológico: a veces se le da más importancia a los daños causados por algunas especies consideradas “desagradables” (e.g. roedores) que a otras más carismáticas (por ejemplo, carnívoros) (Delibes-Mateos et al. 2015). Así, por ejemplo, la sociedad en general acepta mejor las campañas de desratización en las ciudades, que los controles poblacionales de lobos para reducir los daños al ganado.

Además, el método utilizado puede también afectar a la percepción y aceptabilidad de la gestión. En el ejemplo anterior sobre la gestión de ciervos en parques nacionales (Martínez-Jáuregui et al. 2020), la mayor parte de los encuestados preferían métodos indirectos para minimizar el daño (por ejemplo, vacunas al ganado para minimizar la transmisión de enfermedades, protección indirecta de plántones o de otra fauna) frente a métodos de control de poblaciones. En este caso, preferían métodos que representen la muerte diferida del animal (captura y traslado a matadero o a un coto de caza) que la muerte directa por tiro en el parque. Incluso en los contextos en los que se consideraba que el control de poblaciones era adecuado, las opiniones variaban con respecto a quién lo realiza: el 66% de los encuestados preferían que lo realicen cazadores si esto implica reducir costes para la sociedad, mientras que el 20% prefería no involucrar a cazadores, aunque cueste más dinero la gestión (Martínez-Jáuregui et al. 2020).

Por todas estas razones, a veces la solución “óptima” desde el punto de vista ecológico no es aceptable en un contexto social determinado; por ejemplo, se ha determinado que la opción más eficiente para limitar las poblaciones de cotorra argentina en las ciudades es el control letal mediante captura o disparo (Conroy y Senar 2009), pero esta solución tiene una gran oposición social en medios urbanos (Marcos 2019). Alternativamente, puede haber un “óptimo social” que sea muy diferente del ecológico: para la gestión de los gatos asilvestrados en zonas urbanas se usa cada vez con más frecuencia el método de captura, esterilización y suelta porque es más aceptable para los vecinos, aunque hay muchas evidencias de que no funciona para reducir las poblaciones si el número de capturas no es muy elevado (Andersen et al. 2004).

LAS SOLUCIONES PERCIBIDAS COMO ÓPTIMAS DEPENDEN DE LA VISIÓN QUE SE TIENE DEL PROBLEMA Y SUS CAUSAS

A todo lo anteriormente dicho hay que añadir que no todo el mundo tiene una visión homogénea sobre los problemas asociados a la “sobreabundancia” ni las causas últimas de los daños generados por la fauna. En muchos casos, esta visión heterogénea se sustenta en que las causas son complejas, y habrá estudios que se centren en uno u otro aspecto del sistema. Pero se sabe que el conocimiento científico se interpreta de forma parcial en función de las creencias que se tengan a priori sobre un tema (Hodgson et al. 2018), por lo que la existencia de múltiples estudios sobre un tema puede servir de apoyo a una diversidad de posiciones, en vez de llevar a visiones homogéneas y fundamentadas. Esto a su vez influye sobre cómo se posiciona cada uno en relación a la solución que se le debe dar al problema, ya que se le da mayor valor a las soluciones que se ajustan a tu visión del mismo. En otros casos, existe incertidumbre científica

sobre los aspectos ecológicos del problema, por ejemplo, el tipo de relación entre abundancias y daños, o la eficacia relativa de las distintas soluciones posibles. Dicha incertidumbre también afecta a la toma de decisiones, porque el riesgo aceptable a las opciones de “actuar” o “no actuar” cuando no se puede garantizar al 100% la eficacia de las medidas de gestión (por falta de información científica) variará en función de las creencias sobre la causa última del problema, y la percepción subjetiva de la eficacia de distintas medidas de gestión. Por ejemplo, existen muy pocos estudios que cuantifiquen de forma precisa la eficacia de algunas medidas controvertidas, como la caza recreativa, para solucionar los problemas asociados a la sobreabundancia de fauna silvestre (Bengsen y Sparkes 2016). Esta falta de información hace que las posiciones enfrentadas sobre la adecuación de la caza recreativa como método de control se fundamenten más en experiencias propias, percepciones e intereses que en el conocimiento científico. Un buen ejemplo de esto lo tenemos en la variedad de posiciones sobre la eficacia de la caza como método de control de los daños del conejo que se ha observado a lo largo de estas mismas jornadas cuando, según nuestro conocimiento, este aspecto no ha sido evaluado (para bien ni para mal) de forma experimental en ninguna publicación científica.

Estos temas también pueden ser ilustrados con el caso de la gestión del topillo campesino (*Microtus arvalis*) en Castilla y León. Esta especie, originalmente restringida a las zonas de montaña, se expandió hacia la cuenca del Duero a finales de los 1980 como consecuencia del aumento de regadío en zonas agrícolas (Jareño et al. 2015). Desde entonces, en ciertos años, ocurren explosiones poblacionales recurrentes que provocan grandes daños a los cultivos (Luque-Larena et al. 2013). La gestión de las poblaciones de topillo para limitar dichos daños incluye el uso de rodenticidas (de forma legal se usaban en el pasado, ya que actualmente está prohibido), la destrucción de la vegetación en lindes y cunetas (reservorios y vías de dispersión de esta especie), el control biológico a través del fomento de poblaciones de rapaces que se alimenten de topillos, o la gestión misma de los cultivos (por ejemplo, el labrado de las tierras para destruir las madrigueras) (Jacob et al. 2014, <http://plagas.itacyl.es/-/252345-2>). Todas estas medidas tienen costes económicos, no sólo en su implementación sino también, en algunos casos, costes de lucro cesante, ya que el labrado de un cultivo ya sembrado supone la ausencia total de producción. Además, todas las medidas tienen también costes ecológicos. Por ejemplo, el uso de rodenticidas tiene grandes impactos negativos en muchas otras especies (Coourdassier et al. 2014), la destrucción de la vegetación en linderos destruye un hábitat importante para la reproducción de muchas especies del medio agrario (Johnson et al. 2011), y el aumento de las densidades de rapaces en una zona puede afectar negativamente a algunas especies presa en la ausencia de topillos (Paz-Luna et al. 2020). Además, existe incertidumbre científica en cuanto a la eficacia de las diversas medidas, y en cuanto a las densidades de topillo que llevan a provocar daños, o el momento/lugar en el que van a aparecer las explosiones poblacionales.

Un estudio reciente (Lauret et al. 2020) mostró que existen diversos discursos (es decir, versiones estructuradas del relato de la situación compartidas entre personas distintas) sobre las causas del problema y sus soluciones, en relación a las responsabilidades atribuidas a la agricultura/agricultores, los conservacionistas o la administración; el daño ambiental de las distintas medidas de gestión para limitar los topillos; la gravedad del daño agrícola causado por los topillos; la capacidad de la gente de ver los otros puntos de vista; o la importancia de tener más información científica sobre cuándo y cómo actuar. Las personas que tienen un discurso en el que predomina la posición de que la responsabilidad es del gobierno tienden a minimizar la importancia de que los agricultores implementen medidas preventivas. En cambio, personas que tienen un discurso en el que predomina la posición de que los daños ecológicos de las medidas de gestión están sobreestimados, tienden a considerar que la mejor opción es implementarlos.

De la misma forma, la visión sobre la importancia relativa de los factores que influyen en los daños causados por el conejo (la presencia de zonas de exclusión cinegética en las autovías frente a la gestión agrícola o el control de depredadores) influye sobre las soluciones que se consideran más eficaces, y por tanto la adecuación de su implementación (se pueden ver más detalles en la presentación al respecto en estas jornadas, Delibes-Mateos et al. 2021),

CONCLUSIONES: HACIA UNA GESTIÓN EFICAZ Y VIABLE PARA LIMITAR DAÑOS

- Es muy importante enfatizar que el objetivo de la gestión es minimizar los daños o impactos no deseables asociados a la fauna, y no sólo (o incluso no necesariamente) la reducción numérica de las poblaciones que los causan.
- Por ello, es esencial entender mejor la relación abundancia-daños, y los factores que modulan esta relación, algo en lo que los datos científicos siguen siendo particularmente escasos.
- No existe una solución única para resolver los problemas causados por la sobreabundancia de fauna, y habrá que buscar soluciones distintas para cada caso, en función de la diversidad de contextos ecológicos, sociales y logísticos.
- Siempre habrá preferencias individuales sobre la gestión óptima, independientemente del conocimiento científico sobre el tema. Es muy importante conocer, cuantificar y definir de forma explícita las percepciones, valores y creencias de las personas o grupos implicados en la gestión (de forma activa o pasiva) para buscar soluciones de consenso.
- Específicamente, el papel de la caza recreativa para la gestión de los daños causados por fauna cinegética sobreabundante será probablemente variable según los contextos.
- La aceptabilidad de la caza recreativa como método de gestión de la sobreabundancia variará también según los contextos, algo que habrá que tener en cuenta cuando la caza esté entre las herramientas elegidas para dicha gestión.

REFERENCIAS

- Andersen MC, Martin BJ, Roemer GW (2004) Use of matrix population models to estimate the efficacy of euthanasia versus trap-neuter-return for management of free-roaming cats. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 225:1871-1876.
- Barbanera F, Pergams ORW, Guerrini M, Forcina G, Panayides P, Dini F. 2010. Genetic consequences of intensive management in game birds. *Biological conservation* 143:1259-1268
- Bengsen AJ, Sparkes J (2016) Can recreational hunting contribute to pest mammal control on public land in Australia? *Mammal Review* 46:297-310.
- Braysher M (1993) Management vertebrate pests: principles and strategies. Bureau of Resource Sciences, Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia.
- Brown PR, Huth NI, Banks PB, Singleton GR (2007) Relationship between abundance of rodents and damage to agricultural crops. *Agriculture Ecosystems & Environment* 120:405-415
- Campbell-Smith G, Simanjorang HVP, Leader-Williams N, Linkie M (2010) Local attitudes and perceptions toward crop-raiding by orang-utans (*Pongo abelii*) and other non-human primates in Northern Sumatra, Indonesia. *American Journal of Primatology* 72:8666-876.
- Caughley G (1981) Overpopulation. En: Jewell, PA Holt S (eds) Problems in management of locally abundant wild mammals. Academic Press, New York. Pp. 7-19

- Coeurdassier M, Riols R, Decors A, Mionnet A, David F, Quintaine T, Truchetet D, Scheifler R, et al. (2014) Unintentional wildlife poisoning and proposals for sustainable management of rodents: Sustainable management of rodents. *Conservation Biology* 28:315–321.
- Conroy MJ, Senar JC (2009) Integration of demographic analyses and decision modeling in support of management of invasive monk parakeets, an urban and agricultural pest. In: Thomson D.L., Cooch E.G., Conroy M.J. (eds) *Modeling Demographic Processes In Marked Populations*. Environmental and Ecological Statistics, vol 3. Springer, Boston, MA.
- Delibes-Mateos M, Mougeot F, Arroyo B, Lambin X (2015) Hunted predators: Charisma confounds. *Science* 349:1294–1294.
- Delibes-Mateos M (2020) Wolf media coverage in the region of Castilla y León (Spain): variations over time and in two contrasting socio-ecological settings. *Animals* 10:736.
- Delibes-Mateos M, Arroyo B, Ruiz J, Garrido FE, Redpath S, Villafuerte R (2020) Conflict and cooperation in the management of European rabbit *Oryctolagus cuniculus* damage to agriculture in Spain. *People and Nature* 2:1223–1236.
- Delibes-Mateos M, Díaz-Fernández S, Ferreras P, Viñuela J, Arroyo B (2013) The role of economic and social factors driving predator control in small game estates in central Spain. *Ecology and Society* 18:28.
- Gerhardt P, Arnold JM, Hackländer K, Hochbichler E (2013) Determinants of deer impact in European forests—A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management* 310:173–186.
- Gill RM, Fuller RJ (2007) The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149:119–127.
- Hodgson ID, Redpath SM, Fischer A, Young J (2018) Fighting talk: organisational discourses of the conflict over raptors and grouse moor management in Scotland. *Land Use Policy* 77: 332–343
- Jacob J, Manson P, Barfknecht R, Fredricks T (2014) Common vole (*Microtus arvalis*) ecology and management: implications for risk assessment of plant protection products. *Pest Management Science* 70: 869–878
- Jareño D, Viñuela J, Luque-Larena JJ, Arroyo L, Arroyo B, Mougeot F (2015). Factors associated with the colonization of agricultural areas by common voles *Microtus arvalis* in NW Spain. *Biological Invasions* 17:2315–2327
- Johansson M, Flykt A, Frank A., Stoen OG (2019). Controlled exposure reduces fear of brown bears. *Human Dimensions of Wildlife* 24:363–379
- Johnson RJ, Jedlicka JA, Quinn JE, Brandle JR (2011) Global perspectives on birds in agricultural landscapes. In Campbell WB and Ortiz SL (Eds). *Integrating agriculture, conservation and ecotourism: examples from the field*. Springer-Verlag, Berlin. Pp 55–140.
- Lauret V, Delibes-Mateos M, Mougeot F, Arroyo B (2020) Using Q-methodology to understand conservation conflicts: management of rodent outbreaks in farmland areas. *Ambio* 49:1122–1133.
- Luque-Larena JJ, Mougeot F, Viñuela J, Jareño D, Arroyo L, Lambin X, Arroyo B (2013) Recent large-scale range expansion and outbreaks of the common vole (*Microtus arvalis*) in NW Spain. *Basic and Applied Ecology* 14:432–44
- Manfredo MJ (Ed.) (2008) *Who cares about wildlife*. New York: Springer.
- Marcos A (2019) El plan de Madrid de eliminar 12.000 cotorras invasoras enciende un debate entre ética y gestión de fauna. *Elagoradiario* (<https://www.elagoradiario.com/desarrollo-sostenible/biodiversidad/guerra-abierta-a-las-cotorras-invasoras/>) (acceso 7 febrero 2020).
- Martínez-Jauregui M, Delibes-Mateos M, Arroyo B, Soliño M (2020) The survival of agroforestry biodiversity hotspots: dealing with social tolerance towards wildlife lethal control in National Parks. *Cons. Biol.* 34: 868–878.

- McDonald IAW, Brooks PM (1983). Monitoring for the detection of mammal overabundance in small conservation areas. En: Owen-Smith RN (ed). Management of large mammals in African conservation areas. HAUM Educational Publishers, Pretoria. Pp 187-200.
- Munoz-Fuentes V, Green AJ, Negro JJ (2013) Genetic studies facilitated management decisions on the invasion of the ruddy duck in Europe. *Biological Invasions* 15: 723-728.
- Paz-Luna A, Bintanel H, Vinuela J, Villanua D (2020) Nest-boxes for raptors as a biological control system of vole pests: high local success with moderate negative consequences for non-target species. *Biological Control* 146: 104267.
- Pedigo LP, Hutchins SH, Higley LG (1986) Economic injury levels in theory and practice. *Annual Review of Entomology* 31:341-368
- Pont AC, Marchini S, Engel MT, Machado R, Ott PH, Crespo EA, Coscarella M, Dalzochio MS, de Oliveira LR (2016) The human dimension of the conflict between fishermen and South American sea lions in southern Brazil. *Hydrobiologia* 770:89-104
- Rodriguez T (2020) El exterminio de cotorras en Madrid es una decisión cruel, cara e ineficaz. *Eldiario.es* (https://www.eldiario.es/caballodenietzsche/extermnio-cotorras-madrid-decision-ineficaz_132_6064183.html). (acceso 07 Febrero 2020)
- Roscoe DE, McDowel R (1975) Deer management problems at the Great Swamp National Wildlife Refuge. *Transactions of the Northeast Fish and Wildlife Conference* 32:1-6.
- Scott P (1979) The elephant dilemma. A statement on wildlife management. *African Wildlife* 33:49.
- Sinclair ARE (1981) Environmental carrying capacity and the evidence for overabundance. En: Jewell PA & Holt S. (1981). Problems in management of locally abundant wild mammals. Academic Press, New York.
- Turchin P (1995) Population regulation: old arguments and a new synthesis. In: Cappuccino N & Price PW. (Eds). Population dynamics. New approaches and synthesis. Academic Press.

Caracterización espacio-temporal de los daños por conejo y mecanismos de gestión

Carlos Rouco

Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de Córdoba, España

Sociedad, Ecología y Gestión del Medio Ambiente, UCO-IESA, Córdoba, España

ORCID: 0000-0003-1026-3253

http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.03

ANTECEDENTES

La investigación sobre el control de plagas de vertebrados terrestres es principalmente empírica y, en general, se centra en el control de una especie X, en una ubicación Y, utilizando un método Z. Para poder avanzar en esta materia, es necesario este tipo de enfoque. La ciencia de la investigación de plagas de vertebrados terrestre ha desarrollado a lo largo de los años algunas generalizaciones entre especies, ubicaciones y métodos. En 1994, Jim Hone, resumió en seis preguntas estas generalizaciones, y son, hoy en día, la base de la investigación sobre el control de plagas de vertebrados terrestres (Hone 1994):

- 1) ¿Existe relación entre la abundancia de las plagas y el daño causado por ellas?
- 2) ¿Existe una respuesta del daño causado por las plagas cuando cambia la abundancia de las plagas después de un control?
- 3) ¿Cuál es la distribución espacial de la frecuencia de los daños causados por plagas?
- 4) ¿Cuál es la respuesta de la distribución espacial de frecuencia al control de las plagas?
- 5) ¿Cuál es la relación entre el nivel de esfuerzo de control de plagas y el número de individuos controlados?
- 6) ¿Cuál es el nivel de coste del control de plagas que maximiza los beneficios económicos de la operación de control?

Estas preguntas están vinculadas por ser explícitas o implícitas en cualquier evaluación económica de control de plagas de vertebrados terrestres. Estas preguntas son genéricas y subyacen a gran parte de la investigación sobre plagas de vertebrados terrestres, y, por tanto, sus respuestas son relevantes para la investigación de especies plagas en todo el mundo.

EL CONEJO DE MONTE

El caso que nos ocupa en este capítulo, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*), y en particular en la península ibérica, es particularmente excepcional. A lo largo del presente capítulo se pretende dar evidencias y motivos del porqué de tal excepcionalidad, y cómo, hoy en día, no somos capaces de contestar fehacientemente a ninguna de las 6 preguntas propuestas por Jim Hone.

El conejo de monte es una especie que, por su biología, tiende a ser abundante. Es originaria de la península ibérica, pero se ha introducido en muchos otros países, donde es considerada una de las peores plagas de vertebrados terrestres (Thompson and King 1994, Figura 1).

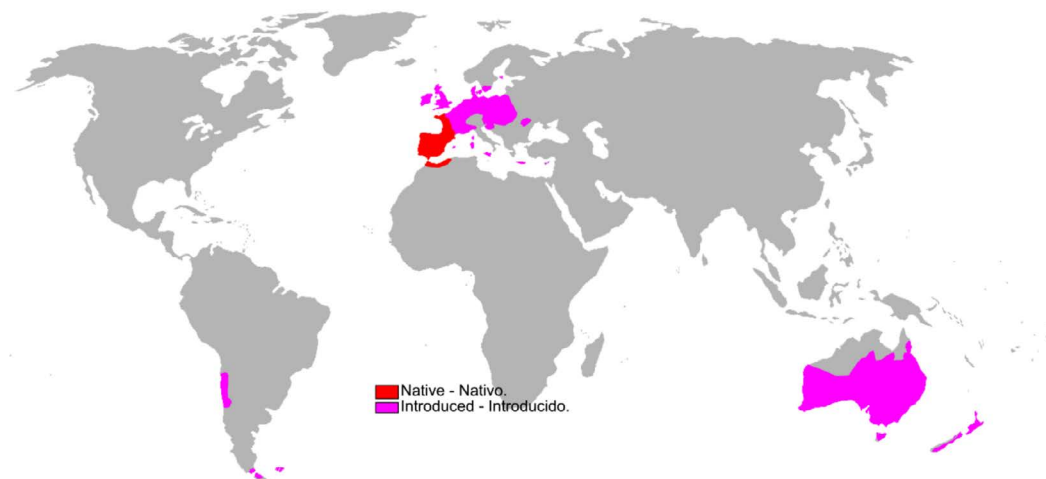


Figura 1. Mapa de distribución del conejo de monte, indicando las áreas donde es nativo y donde ha sido introducido.

Así, por ejemplo, es el responsable de la mayor pérdida de especies en Australia, y está considerado como la peor plaga sufrida en Nueva Zelanda. Los conejos pueden llegar a causar daños muy serios, tanto a nivel económico como a nivel ecológico. Se estima que la pérdida en la industria lanera de Australia por el impacto del conejo, sobre todo en los pastos, asciende a la friolera cantidad de 115.000.000 AUS\$ (79.600.000 EUR) al año (PESTSMART 2012). A nivel ecológico, los efectos nocivos del conejo son muchos y variados (e.g. modificación de la composición de las especies de los pastizales, daña la flora y del hábitat de la fauna autóctona, etc.) (PESTSMART 2012). Por otro lado, el impacto del conejo también puede ser de forma indirecta, como es el proceso conocido como “hiperdepredación” (Courchamp et al. 2010). Esto es que la presencia del conejo atrae a los depredadores, incrementando el riesgo de depredación de éstos sobre las especies nativas.

Por otro lado, hay que tener presente que no todos los efectos que causa el conejo en aquellos países donde han sido introducidos son negativos. En Reino Unido, por ejemplo, en un trabajo científico publicado en 2008 se puso de manifiesto que la erradicación del conejo de las Islas sería ecológicamente más perjudicial que beneficiosa. Principalmente serían los carnívoros los que se verían más seriamente afectados (Lees y Bell 2008). En Australia y Nueva Zelanda quizás todavía no sea tan evidente pero el conejo ha podido reemplazar el papel ecológico de otras especies nativas que están a más baja densidad o han desaparecido (Read et al. 2008). En general, parece que está más que demostrado que los conejos pueden llegar a causar grandes estragos en aquellos países donde no habían habitado anteriormente, como Australia y Nueva Zelanda. Pero esto se debe principalmente a la falta de depredadores, la falta de competencia, y la disponibilidad de un hábitat extremadamente favorable para el conejo. En estos tipos de escenarios, una alta abundancia de conejo generalmente está relacionado con una mayor aparición de daños (1ª pregunta de Hone 1994).

Sin embargo, en la península ibérica, el escenario es muy diferente, ya que, como se mencionó con anterioridad, el conejo es nativo y ha coevolucionado tanto con la flora como con la fauna de la península. Y precisamente, porque se trata una especie que de forma natural debería

ser abundante, no está claro que una alta abundancia de conejo esté relacionada directamente con la magnitud del daño que puede ocasionar.

Bien es conocido el papel de especie clave del conejo en los ecosistemas mediterráneos ibéricos, donde es la principal presa de más de 30 depredadores ibéricos (Delibes-Mateos et al. 2008). Sin embargo, desde mediados del siglo XX la mayoría de las poblaciones ibéricas de conejos ha disminuido drásticamente debido a la pérdida de hábitat y, principalmente, al impacto de dos enfermedades de carácter vírico. Primero con la aparición de la mixomatosis, que colapsó las poblaciones de conejos en la década de 1950, y aún hoy en día juega un papel relevante en la dinámica de poblaciones silvestres (Villafuerte et al. 2017). Y, en segundo lugar, por la aparición de la enfermedad hemorrágica del conejo (RHD), donde una primera variante causó mortalidades muy importantes a finales de los años 80, y ha seguido siendo uno de los principales factores limitantes de la recuperación de las poblaciones silvestres de conejos hasta la primera década del siglo XXI (Delibes-Mateos et al. 2009). Es entonces cuando un brote de una nueva variante de RHD (i.e. “RHDV₂” o “RHDVb”), originada en Francia en 2010 y que se extendió rápidamente por todo el mundo (Rouco et al. 2019), provocó la disminución de algunas poblaciones de conejos en la península ibérica a niveles tales que afectó el funcionamiento del ecosistema (Monterroso et al. 2016). Como consecuencia de todos estos hechos, en 2019 el conejo fue declarado especie en “peligro de extinción” en su área de distribución natural por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, IUCN (Villafuerte y Delibes-Mateos 2019).

En contraste, el conejo sigue siendo la especie cinegética más importante de España con el mayor número de capturas anuales de entre todas las especies cinegéticas (Figura 2, INE 2018). Además, algunas poblaciones, particularmente en áreas agrícolas fuera de las zonas históricas de alta densidad de la península ibérica, han mostrado cierta recuperación o incluso un crecimiento sustancial en los últimos años a pesar del brote de la nueva variante de la RHD (i.e. 2005 en adelante, Figura 2). En estas áreas, los agricultores reportan cada vez más daños a los cultivos, y las quejas en los medios informativos españoles han experimentado un aumento significativo reciente (Delibes-Mateos et al. 2017). El daño de los conejos a la producción agrícola y, en particular, a los cultivos leñosos, como los viñedos y olivares, parece haber aumentado notablemente en los últimos años. Un estudio reciente ha demostrado que las quejas por los daños causados por el lagomorfo a nivel nacional eran más probables en áreas agrícolas cercanas a infraestructuras de transporte, y en particular, en áreas próximas a autopistas (Rouco et al. 2019) y líneas de ferrocarriles de alta velocidad (Delibes-Mateos et al. 2017).

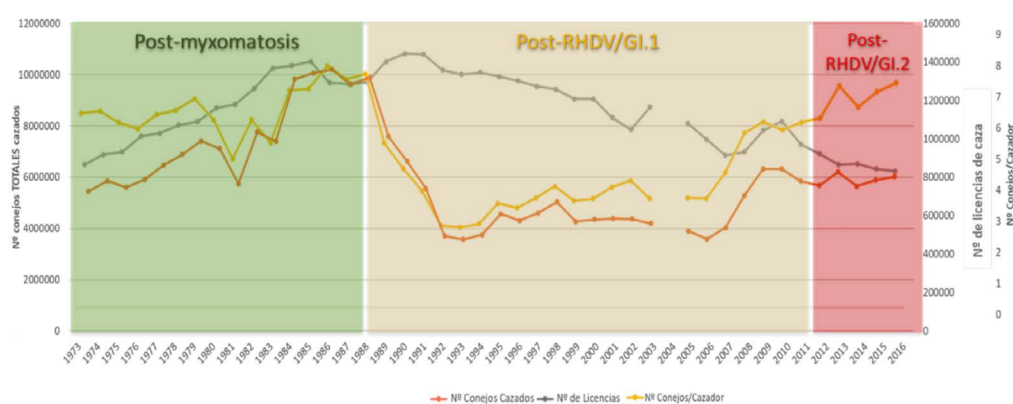


Figura 2. Número de conejos cazados (línea naranja), número de licencias de caza (línea gris) y número de conejos cazados por cazador (línea amarilla) en España entre 1973 y 2016 (Fuente INE 2018). En sombreado se indican los periodos epizooticos de mixomatosis, y las dos variantes de la enfermedad hemorrágica vírica.

DAÑOS DEL CONEJO EN LA AGRICULTURA

Se han expuesto previamente las diferentes características de las poblaciones del conejo en España, así como sus abundancias y tendencias poblacionales, y el incremento de quejas sobre daños agrícolas, pero ¿qué se sabe sobre el daño real ocasionado por el conejo en los cultivos en España?

Esto es un tema peliagudo que ha sido poco estudiado con rigor científico y, por tanto, se dispone de muy poca información contrastada. En este contexto, la información recopilada por aseguradoras agrarias puede resultar de gran utilidad para comprender la magnitud y extensión de los daños a la agricultura ocasionados por el conejo. A continuación, se procederá a analizar y discutir el efecto que tiene el conejo en los diferentes cultivos de la comunidad de Castilla La Mancha, basado en dicha información. El hecho de tratar con esta comunidad se debe principalmente a que en esta comunidad el 94% de los municipios tienen parcelas de cultivos en las que se ha implementado un seguro, todos ellos por parte de la compañía AGROSEGURO S.A. Estos datos provienen del “Grupo Operativo de prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo de monte” financiado por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, y coordinado por WWF. Este proyecto cuenta, entre otros miembros colaboradores, con AGROSEGURO S.A. que participó con los datos peritados de cultivos dañados en la comunidad entre los años 2012 y 2017 ambos inclusive.

Antes de proceder a la presentación y posterior discusión de los resultados, es necesario aclarar una serie de premisas con respecto a las condiciones del peritaje e indemnización de los daños por parte de AGROSEGURO S.A. para poder realizar una interpretación realista de los datos. En el caso de que se produzca un daño por fauna silvestre el asegurado tiene un plazo máximo de siete días para notificarlo a AGROSEGURO S.A. En particular, en siniestros de fauna silvestre cinegética, ocasionados por conejo o liebre, en los cultivos de cereales de invierno y de paja el asegurado deberá comunicar este siniestro a AGROSEGURO S.A., con fecha límite 15 de abril. Comunicado el siniestro, el perito designado por AGROSEGURO S.A. deberá personarse en el lugar de los daños para realizar la inspección inmediata en un plazo no superior a siete días en caso de pedrisco, viento e incendio y de veinte días para los demás riesgos. Como ampliación a la Condición Decimotercera de las Generales de los Seguros Agrícolas, se establece que la tasación de siniestros se efectuará de acuerdo con la Norma General de Peritación aprobada por Orden Ministerial de 14 marzo de 2003 (B.O.E. de 21 de marzo).

Para que los siniestros sean considerados como indemnizables, la suma de los daños acumulables de los riesgos excepcionales, pedrisco e incendio, deducidos los daños a indemnizar de los riesgos de pedrisco e incendio, debe ser superior al 20% de la producción real esperada de la parcela afectada. Si la superficie afectada de la parcela fuera superior a 1 ha, el mínimo indemnizable se calculará sobre la producción real esperada de la superficie afectada. En el caso de ser indemnizables se aplicará para cada una de las parcelas una franquicia absoluta del 20%. Si la superficie afectada de la parcela fuera superior a 1 ha, la franquicia se aplicará sobre la superficie afectada. Los datos de AGROSEGURO S.A. muestran que el conejo ha sido la especie que más daño ha causado en número de hectáreas en la comunidad, y estas se acumulan principalmente entre los diversos cultivos de cereal (Figura 3).

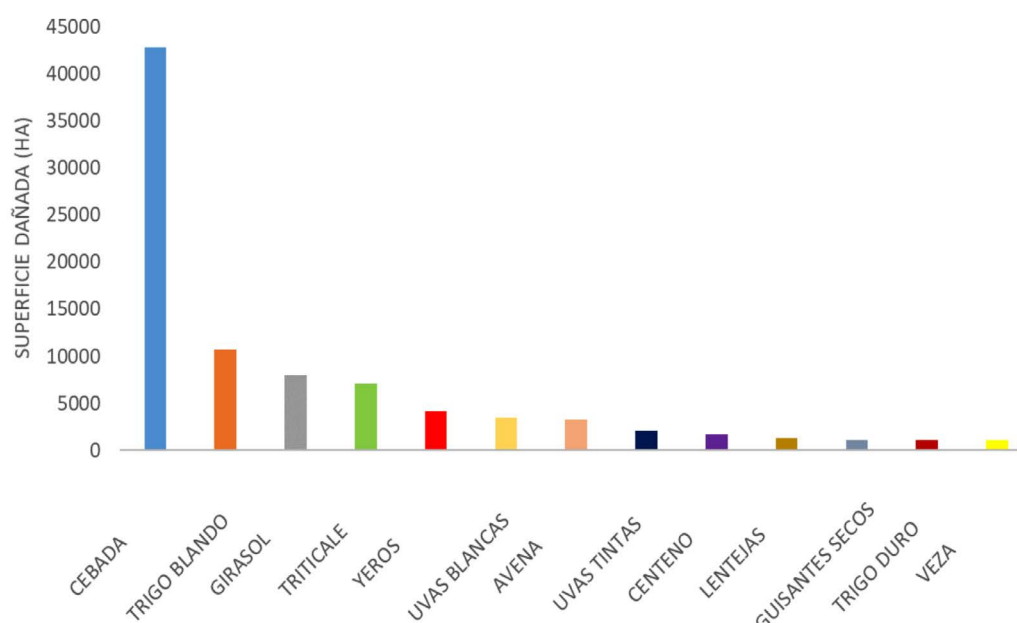


Figura 3. Superficie total (Ha) acumulada de los cultivos con más de 500 ha afectadas por el conejo en Castilla La Mancha entre los años 2012-2017 (Fuente AGROSEGURO S.A.).

Gracias a la información proporcionada por AGROSEGURO S.A. es relativamente fácil saber las zonas y los cultivos que han tenido daños ocasionados por el conejo. A pesar de que los cereales son el cultivo más afectado en superficie, principalmente la cebada (Figura 3), otro cultivo importante es la vid; en este cultivo, a pesar de que el daño en superficie no sea muy elevado si lo comparamos con los cereales, los daños a la planta son más duraderos y económicamente suponen un grave impacto en la economía de la explotación en determinadas zonas (Figura 4).

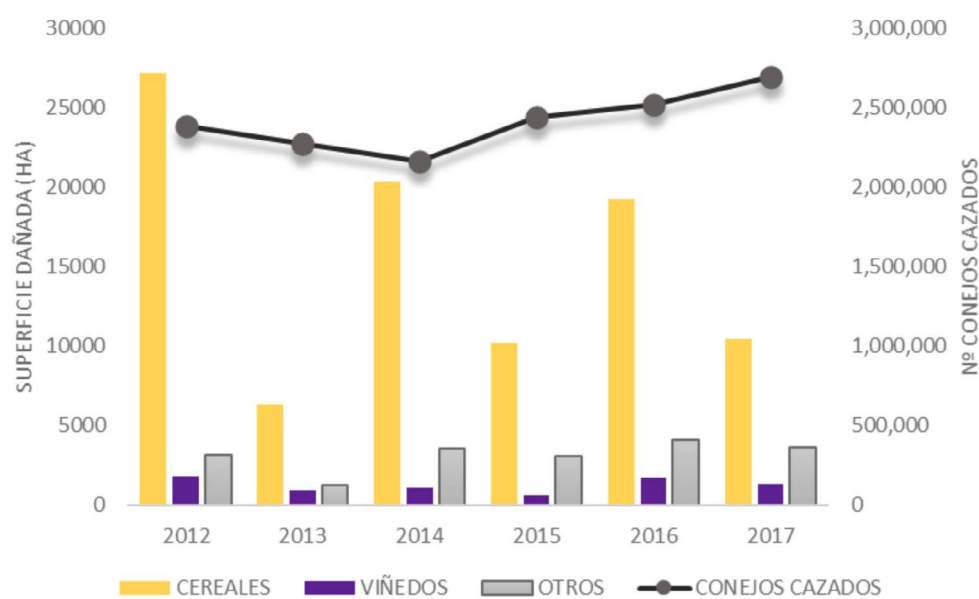


Figura 4. Superficie (Ha) de cereales, viñedos y resto de cultivos (otros) afectadas al año por el conejo en Castilla La Mancha entre los años 2012-2017. La línea gris representa el número de conejos cazados en la comunidad por año (Fuente INE 2018).

Se observa una gran variación entre años, con aumentos y disminuciones consecutivas en los daños a los diferentes cultivos (Figura 4). Estas variaciones pueden deberse a las condiciones ambientales cambiantes de cada año. Además, no existe una relación aparente entre la superficie afectada por el conejo y la abundancia de conejo estimada a través de las bolsas de caza en la comunidad ($R^2=0.005$, $P>0.05$, Figura 4). Esto apoya la hipótesis de que muy probablemente son las características locales las que determinen el que haya o no daño, y de ahí la necesidad de profundizar en este tema, y en particular de estudiar las abundancias del lagomorfo a escala local, así como la caracterización de sus poblaciones y del hábitat que rodea a los cultivos para poder identificar cuáles son los determinantes para que se produzcan daños en los cultivos.

En general, para la serie temporal de 2012 a 2017, el 8.3% (95% I.C. 5.4-11.2) de los municipios implementados tuvieron, según datos de AGROSEGURO S.A., daños en cultivos causados por el conejo. Esto implica entre un 0.6% y un 4.8% del total de la superficie implementada en la comunidad (Figura 5).

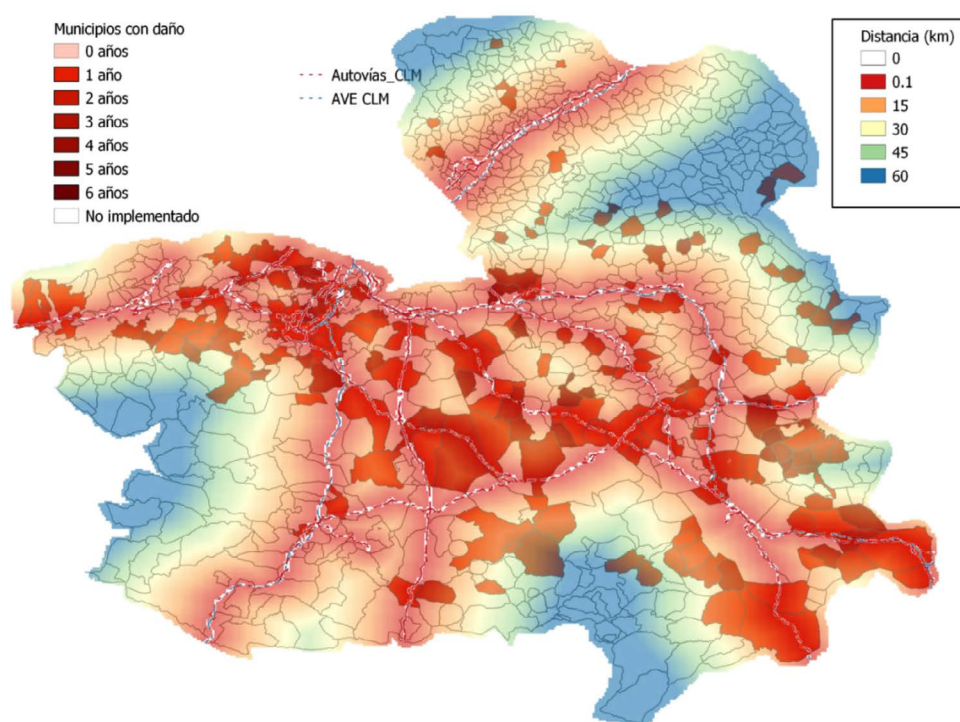


Figura 5. En diferentes gamas de rojo se muestran los municipios de Castilla La Mancha que han tenido algún tipo de cultivo con daños causados por el conejo de 1 hasta 6 años consecutivos entre los años 2012-2017 (Fuente AGROSEGURO S.A.). Las líneas rojas y azules indican las infraestructuras de autovías/autopistas y líneas ferroviarias de alta velocidad (AVE) que recorren la comunidad, respectivamente. Y la variación de la gama de colores muestra la máscara de distancias (Km) a estas grandes infraestructuras de transportes mencionadas con anterioridad.

Al igual que se observaba en los estudios mencionados con anterioridad (i.e. Delibes-Mateos et al. 2017; Rouco et al. 2019), parece que existe cierta relación entre las zonas agrícolas donde aparecen daños ocasionados por el conejo y la cercanía de grandes infraestructuras de transporte (Figura 5). Por tanto, es importante detectar zonas susceptibles de ser dañadas y desarrollar medidas que permitan la prevención de los daños, especialmente en aquellas zonas más sensibles.

En cualquier caso, sí que parece que los daños causados por el conejo a la agricultura son muy importantes a nivel local en algunas zonas, a pesar de ser una especie que de forma generalizada se encuentra en declive. Parte del problema reside en que falta información cuantitativa de abundancias y daños, por lo que no se conoce bien cómo se relacionan, aunque en cualquier caso no parece ser una relación lineal: puede haber daños importantes en zonas de abundancia moderada de conejo, mientras que en otros lugares con mayores abundancias hay relativamente pocos daños. De ahí la importancia de investigar la relación real existente entre la abundancia del conejo y la diferente resiliencia que tienen los distintos tipos de cultivo al efecto del conejo, para así poder determinar con garantía las densidades a las cuales un cultivo dado puede ser afectado por el conejo, y así poder actuar con antelación.

MEDIDAS DE CONTROL Y MITIGACIÓN DE DAÑOS PRODUCIDOS POR EL CONEJO

En general, los métodos que se emplean en la actualidad en aquellos países donde el conejo causa graves daños, no solo a la agricultura, sino también donde tiene un gran impacto ecológico (e.g. Australia y Nueva Zelanda), se pueden resumir en cuatro grandes categorías; mecánicos, químicos, biológicos y cinegéticos (Tabla 1).

Tabla 1. Listado de los principales tipos de métodos (mecánicos, químicos, biológicos y cinegéticos) empleados para el control y la mitigación de daños causados por el conejo de monte en la agricultura.

MECÁNICOS	QUÍMICOS	BIOLÓGICOS	CINEGÉTICOS
<ul style="list-style-type: none"> - Desbroces - Destrucción de madrigueras - Protectores individuales - Vallados perimetrales (Con o sin pastor eléctrico) 	<ul style="list-style-type: none"> - Repelentes (olfativos, por sonidos/ultrasonidos) - Fumigaciones - Venenos 	<ul style="list-style-type: none"> - Manejo de hábitat - Cultivos de contingencia - Adaptación de cultivos de leñosas en cobertura - Fomento de la depredación natural - Enfermedades víricas 	<ul style="list-style-type: none"> - Regulación de vedas y permisos extraordinarios - Aplicación de diferentes modalidades de caza - Trampeo (mallas, jaulas, huroneo, etc.) - No controlar depredadores

MÉTODOS MECÁNICOS

Desbroces: Consiste en la eliminación de elementos de porte arbustivo habituales en el medio natural como zarzas u otro tipo de matorrales, para acabar así, con el poco refugio disponible para los conejos en las inmediaciones de los cultivos.

“Ripping” o destrucción de madrigueras: como su propio nombre indica consiste básicamente en la destrucción literal de las madrigueras con la ayuda de maquinaria pesada como un tractor o una retro-excavadora o buldócer. Hoy en día se sigue aplicando esta metodología para controlar las poblaciones de conejo en Australia, principalmente áreas agrícolas (McPhee y Butler 2010). Pueden llegar a ser muy efectivas, manteniendo la zona de actuación libre de conejos hasta siete años (Berman et al. 2011). Sin embargo, como ocurre con todas las medidas, es necesaria una revisión del área, al menos, ya que se ha observado en Australia que zonas donde se han aplicado programas de “ripping” han sido recolonizadas por conejos que habitaban en madrigueras alejadas hasta 1 km de la zona de actuación (Ramsey et al. 2014).

Protectores individuales: Se trata en colocar una malla de material plástico (normalmente polietileno) que se coloca rodeando al árbol o arbusto a proteger para evitar que este sea roído por los conejos. También se pueden colocar mallas metálicas a modo de protección, pero resultan menos económicas que las plásticas (Van Lerberghe et al. 2005). Las de plástico son

recomendables en pies jóvenes o recién plantados, pero en el caso de leñosas maduras, en las que además pueden trepar los conejos, es mejor metálico y a veces con voladizo.

Vallas de exclusión: se trata de una de las primeras medidas que se aplicaron para limitar el acceso de los conejos a los cultivos, y en la actualidad es posiblemente la medida más empleada para mitigar el daño a la agricultura por parte del conejo. Consiste en la instalación de un vallado alrededor de la parcela agrícola a proteger, evitando que los conejos puedan acceder al cultivo para alimentarse. Para la aplicación de esta medida es necesario considerar una serie de aspectos: que el vallado tenga una altura suficiente para que los conejos no puedan saltar la barrera, que la luz de la malla sea suficientemente pequeña para que los conejos no la atraviesen y, por último, que los faldones de la malla queden enterrados hasta una cierta profundidad para que los conejos no excaven un paso bajo ella (e.g. 0.5-1 m), o en su defecto disponerla de manera corrida en el suelo al menos 1 m en dirección opuesta al cultivo a proteger. Existe multitud de tipos diferentes de mallas o vallas que se pueden emplear, tanto en tamaño, formas y precios. Pero para que dicha medida pueda ser eficiente es crucial un mantenimiento y una revisión periódica (Connolly et al. 2009).

Pastor eléctrico: Es un método que puede ser un complemento de una valla de exclusión o bien instalarse de forma independiente. Su función es similar a las vallas de exclusión ya que implica la exclusión del conejo al área cultivada, aunque en este caso a través de la intimidación por descargas eléctricas. Esta medida es en principio más barata de instalar en el campo (McKillop et al. 1998) y su eficiencia es muy parecida a las vallas de exclusión. Pero, al no tratarse de una medida permanente su instalación y desinstalación del campo puede llevar el incremento del precio y, por tanto, convertirse en una medida no tan rentable (McKillop et al. 1998). Sin embargo, una vez instalada, y después de asegurarse de que está activa al menos durante siete días reduce el porcentaje de visitas de conejo al cultivo de un 70-85% según un estudio realizado en Reino Unido (McKillop et al. 1993).

MÉTODOS QUÍMICOS

Repelentes: se trata de productos procedentes de síntesis química de olores. En general estos productos producen una reacción de aversión (o repulsión) en el conejo, provocando su huida del entorno. Son más comunes los repelentes de contacto, que se aplican a la cara externa de las plantas, generalmente para evitar el daño de los conejos. El más empleado es un repelente que está compuesto principalmente por huevos y pintura acrílica, aunque en Reino Unido, investigadores emplearon con éxito olores de carnívoros como repelente “natural” de conejos. En concreto sintetizaron el aroma a partir de estiércol de león (Boag y Mlotkiewicz 1994). Pero también se han empleado otras fuentes de olor a partir de excrementos de zorro (Rouco et al. 2011) y otras especies de mustélidos (Sullivan et al. 1985) con cierto éxito. A pesar de que no se ha encontrado ninguna referencia científica, un método parecido a los repelentes que podría utilizarse para comprobar su eficiencia es el uso de ahuyentadores electrónicos de conejo, como aparatos de emisión de sonidos y ultrasonidos.

Fumigaciones: consiste en la aplicación de agentes químicos gaseosos o líquidos en las madrigueras o vivares de conejos, con alta capacidad de penetración en zonas profundas. La forma de aplicarlo consiste en tapar todas las bocas de la madriguera salvo por las cuales se va a inyectar el gas (Marks 2009). Fumigantes tóxicos (tipo fosfina, cloropicrina, etc.) se han empleado en Australia y Nueva Zelanda, pero en la UE y España están prohibidos para su uso contra conejo.

Envenenamiento: Es el método más empleado hoy por hoy en Nueva Zelanda. En la actualidad podemos diferenciar dos tipos de venenos: los agudos y los crónicos. Los agu-

dos matan al animal una vez que haya ingerido la dosis letal a partir de una sola toma, y los crónicos tardan más tiempo en actuar y requieren ser ingeridos en varias dosis, actúan como anticoagulantes y provocan la muerte por hemorragias internas. Entre los venenos agudos más empleados hoy en día para controlar a los conejos encontramos el mono-fluoroacetato de sodio o Componente 1080, se encuentra en formato de polvo blanco, inodoro, parecido al azúcar, muy soluble en agua y una vez en el medio, su toxicidad decae rápidamente, reduciendo el riesgo de envenenamiento de las especies no diana. Los perros son extremadamente sensibles y las aves relativamente resistentes. Puede matar a una persona en menos de una hora y no existe antídoto. Prácticamente el 90% de la producción mundial del Componente 1080 se importa a Nueva Zelanda (Dilks et al. 2020).

Entre los venenos crónicos más utilizados encontramos la pindona, es de la familia de los anticoagulantes y resulta muy efectivo para el conejo (Oliver et al. 1984). Es menos nocivo para el hombre y la vitamina K₁ actúa como un buen antídoto. Se suele emplear en aquellas zonas donde puede existir riesgo para personas o animales domésticos.

En España este método está prohibido rotundamente por la legislación para actuar contra el conejo, y solo se ha usado en casos muy excepcionales como el de la plaga de topillo (*Microtus arvalis*) en Castilla y León entre los años 2006 y 2007, aunque no estuvo exento de polémica (Olea et al. 2009).

MÉTODOS BIOLÓGICOS

Manejo de hábitat: Básicamente es en el sentido contrario al que estamos acostumbrados en España para favorecer a las especie; consiste en intentar crear condiciones que no sean favorables para el conejo, como, por ejemplo, eliminar cualquier cobertura o refugio, como matorrales, arbustos o piedras, introducir pastos intensivos y reducir la variedad de alimento eliminando las especies herbáceas, etc. Un estudio realizado en una granja experimental en Escocia puso de manifiesto que la eliminación de hábitats favorables para el conejo redujo significativamente su número en las áreas de cultivo más intensivo y, por tanto, las posibilidades de que estas áreas fueran dañadas (Boag 1987). Es por ello por lo que debido a los beneficios que obtuvieron a largo plazo, la manipulación de los hábitats favorables para el conejo podría ser tenida en cuenta a la hora de diseñar programas de control del lagomorfo.

Cultivos o alimento de contingencia: A diferencia de la alimentación suplementaria, que está destinada a mejorar la salud y la supervivencia de las especies de fauna silvestre, los cultivos o alimentos de contingencia están destinados a reducir el daño causado por la fauna silvestre. Es una práctica de gestión que no persigue la reducción de la población objetivo, sino la mitigación del daño. Este método se empleó en el año 2008 en viñedos en la Provincia de Córdoba y el resultado mostró que la adición de alfalfa cerca de las madrigueras de un viñedo redujo significativamente el daño de conejo en las vides (Barrio et al. 2010).

Adaptación de cultivos de leñosas en cobertura: Consiste en mantener la cubierta vegetal natural en el entorno de cultivos leñosos como los olivos y viñas. En estos cultivos es común la aplicación de labores de escarda en el suelo (mecánica y/o química) eliminando la cobertura de pasto para, supuestamente reducir la competencia, pero dejan suelos desnudos de vegetación natural, dejando a los conejos sin ninguna otra alternativa de alimento que el propio cultivo.

Fomento de la depredación natural: Consiste en favorecer el incremento de la depredación natural por especies no cinegéticas de especies en la que el conejo forma parte importante de su dieta, como el lince Ibérico (*Lynx pardinus*), águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), águila perdicera (*Aquila fasciata*), búho real (*Bubo bubo*) y otras rapaces que además tienen áreas de campeo en entornos agrosilvestres.

Enfermedades víricas: La aparición de enfermedades víricas del conejo (mixomatosis en 1954 y enfermedad hemorrágica vírica, EHVa en 1988 y EHVb en 2012) ha sido la causa más importante de la reducción de las poblaciones de conejo en España (Villafuerte y Delibes-Mateos 2019). Por tanto, indirectamente, las enfermedades del conejo se han usado como método de control “biológico”. Sin embargo, en la UE y España, la introducción deliberada de agentes infecciosos es ilegal. Pero, para el caso de daños a la agricultura en España, se podrían aprovechar los brotes naturales anuales de las enfermedades para una gestión integrada con un efecto superior a la suma de las medidas por separado.

MÉTODOS CINEGÉTICOS

La regulación del aprovechamiento cinegético es competencia de las Comunidades Autónomas (CCAA), que establecen anualmente sus periodos y días hábiles de caza a través de las Órdenes de vedas. Como otros métodos cuya aplicación reduce el número de conejos, puede ayudar a disminuir el daño ocasionado por los conejos en los cultivos. La forma de actuar con la caza se centra en la actuación durante los periodos hábiles (i.e. en general de octubre a febrero) que afecta principalmente a los reproductores. Y durante los periodos de descastes que permite cupos de caza elevados y afecta mayoritariamente a los juveniles. En zonas problemáticas se podría incrementar la presión cinegética a periodos que se solapen con el periodo reproductor de los conejos e incluso alargar o adelantar las vedas. Y en casos excepcionales está contemplada la concesión de permisos extraordinarios (e.g. área de emergencia cinegética temporal).

Trampeo: ha sido uno de los métodos más usados a lo largo de la historia y, hoy por hoy, se sigue empleado asiduamente. Probablemente el trampeo de conejos sea el método más antiguo de los que todavía se sigue empleando hoy en día. Para capturar conejos tradicionalmente se empleaban cepos, lazos sin freno al paso, redes, y hurones (todos actualmente prohibidos con carácter general). Actualmente existen modelos de trampas homologadas, patentadas y que incluso consideran criterios de bienestar animal en las capturas. Entre ellos encontramos las líneas de malla (o cercones), jaulas capturaderos en madriguera, con cebos, al paso, aunque generalmente no consiguen rendimientos muy altos.

Otro método de captura es el empleo de depredadores para hacer salir a los conejos de sus madrigueras como es el “huroneo” o “bicheo”. Y en gran parte ligado a este último método es conveniente que en zonas de daños se evite realizar cualquier tipo de control de depredadores, especialmente aquellas especies en las que el conejo se incluye en su dieta. El trampeo tiene el inconveniente de que depende mucho de la cualificación del operario, además no puede abarcar grandes superficies y requiere de revisiones diarias. Por ello, es un método no muy efectivo para un primer control, pero sí merece la pena como método complementario a otros métodos.

CONCLUSIONES

Debido a su condición de especie clave en el ecosistema mediterráneo ibérico, su consideración como plaga y su importancia cinegética hace que el contexto social del conejo en España sea extremadamente complejo al estar involucrados tres grandes gremios (i.e. agricultores, cazadores y conservacionistas) con intereses, en principio, antagónicos (Delibes-Mateos et al. 2014). A fecha de hoy, no existe ningún método 100% efectivo para el control de las poblaciones de conejo. Hay que estudiar por separado cada circunstancia particular y aplicar el método o los métodos que mejor se ajusten a cada caso. Esto dependerá principalmente de la densidad inicial de conejos, de la orografía, de la superficie a controlar y, sobre todo, de los medios tanto técnicos como económicos de los que se dispongan. Hay que tener en cuenta que para llevar

a cabo una erradicación es necesario la aplicación simultánea y eficiente de varios métodos de control. En España, como se ha comentado con anterioridad, la liberación de organismos víricos, así como la aplicación de venenos están prohibidas. Sin embargo, sí se podría tomar ventaja de al menos uno de estos agentes (enfermedades). Tanto la mixomatosis como la enfermedad hemorrágica vírica tienen una marcada estacionalidad. Por tanto, es en esos momentos en los que ocurren los brotes epidémicos, cuando se podrían aplicar de forma más eficaz las medidas de control permitidas por la legislación. Y para que se pueda actuar de forma sinérgica y eficiente es imprescindible que los tres actores involucrados en esta problemática (agricultores, cazadores y conservacionistas) colaboren, se coordinen y trabajen juntos para realizar una gestión integrada del control del conejo.

REFERENCIAS

- Barrio IC, Bueno CG, Tortosa FS (2010) Alternative food and rabbit damage in vineyards of southern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138:51-54.
- Berman D, Brennan M, Elsworth P (2011) How can warren destruction by ripping control European wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on large properties in the Australian arid zone? *Wildlife Research*, 38 (1):77-88.
- Boag B (1987) Reduction in numbers of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) due to changes in agricultural practices and land use. *Crop Protection* 6(5):347-351.
- Boag B, Mlotkiewicz JA (1994) Effect of odor derived from lion faeces on behavior of wild rabbit. *Journal of Chemical Ecology* 20(3):631-637.
- Connolly TA, Day TD, King CM (2009) Estimating the potential for reinvasion by mammalian pests through pest-exclusion fencing. *Wildlife Research* 36:410-421.
- Courchamp F, Langlais M, Sugihara G. (2010) Rabbits killing birds: modelling the hyperpredation process. *Journal of Applied Ecology*. 69:154-164.
- Delibes-Mateos M, Delibes M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* 22:1106-1117.
- Delibes-Mateos M, Farfán MA, Rouco C, Olivero J, Marquez AL, Fa J, Vargas JM, Villafuerte R (2018) A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Management Science* 74:111-118.
- Delibes-Mateos M, Ferreira C, Rouco C, Villafuerte R, Barrio IC (2014) Conservationists, hunters and farmers: The European rabbit *Oryctolagus cuniculus* management conflict in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 44:190-203
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2009) European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 39:124-140.
- Dilks P, Sjoberg T, Murphy EC (2020) Effectiveness of aerial 1080 for control of mammal pests in the Blue Mountains, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 44(2):3406.
- Hone J (1994) *Analysis of Vertebrate Pest Control*. Cambridge University Press, Cambridge.
- INE (2018) *Caza: Piezas cobradas por especie, número/peso/valor y año*. Instituto Nacional de Estadística, Madrid, España (Disponible en: <http://www.ine.es>).
- Lees AC, Bell DJ (2008) A conservation paradox for the 21st century: The European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*, an invasive alien and an endangered native species. *Mammal Review* 38:304-320.
- Marks CA (2009) Fumigation of rabbit warrens with chloropicrin produces poor welfare outcomes a review. *Wildlife Research* 36(4):342-352.

- McKillop IG, Pepper P, Lill J, Pepper HW, Wilson CJ (1998) Long-term cost effectiveness of fences to manage European wild rabbits. *Crop Protection* 17(5):393-400.
- McKillop IG, Ginella SGV, Wilson CJ, Hanlon AJ, Pugh BD (1993) The effects of power failure on the behaviour of European wild rabbits at electric fences. *Applied Animal Behaviour Science* 35:277-290.
- McPhee SR, Butler KL (2010) Long-term impact of coordinated warren ripping programmes on rabbit populations. *Wildlife Research* 37(1):68-75.
- Monterroso P, Garrote G, Serronha A, Santos E, Delibes-Mateos M, Abrantes J, De Ayala RP, Silvestre F, Carvalho J, Vasco I, Lopes AM, Maio E, Magalhães MJ, Mills LS, Esteves PJ, Simón MA, Alves PC (2016) Disease-mediated bottom-up regulation: An emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports* 6:36072.
- Olea PP, Sánchez-Barbudo IS, Viñuela J, Barja I, Mateo-Tomás P, Piñeiro A, Mateo R, Purroy FJ (2009). Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: old lessons need new reflections. *Environmental Conservation* 36:1-4.
- Oliver AJ, Wheeler SH, Gooding CD (1984) field evaluation of 1080 and pindone oat bait, and the possible decline in effectiveness of poison baiting for the control of the rabbit, *Oryctolagus cuniculus*. *Australian Wildlife Research* 9(1):125-134.
- PESTMART (2012) Economic and environmental impacts of rabbits in Australia. Rabbit Factsheet 3:1-4. (https://www.pestsmart.org.au/wp-content/uploads/2012/02/RABFS3_impacts.pdf).
- Ramsey DSL, McPhee SR, Forsyth DM, Stuart IG, Scroggie MP, Lindeman M, Matthews J (2014) Recolonisation of rabbit warrens following coordinated ripping programs in Victoria, south-eastern Australia. *Wildlife Research* 41:46-55.
- Read JL, Cartera J, Moseby KM, Greenville A (2008) Ecological roles of rabbit, bettong and bilby warrens in arid Australia. *Journal of Arid Environments* 72:2124-2130.
- Rouco C, Aguayo-Adán JA, Santoro S, Abrantes J, Delibes-Mateos M (2019) Worldwide rapid spread of the novel rabbit haemorrhagic disease virus (GI.2/RHDV2/b). *Transboundary and Emerging Diseases* 66(4):1762-1764.
- Rouco C, Farfán MA, Olivero J, Arias de Reyna L, Villafuerte R, Delibes-Mateos M (2019) Favourability for the presence of wild rabbit warrens in motorways verges: implications for the spread of a native pest species. *Ecological Indicators* 104:398-404
- Rouco C, Villafuerte R, Castro F, Ferreras P (2011) Responses of naïve and experienced European rabbits to predator odour. *European Journal of Wildlife Research* 57:395-398.
- Thompson HV, King CM (1994) *The European rabbit. The history and biology of a successful colonizer.* Oxford Science Publications, Oxford.
- Van Lerberghe P, Baubet O, Balleux P (2005) La protection totale des arbres contre les dégâts des animaux (II) : Pose et dépose des manchons grillagés en plastique. *Forêt-entreprise*, 165: 10-16.
- Villafuerte R, Delibes-Mateos M (2019) *Oryctolagus cuniculus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T41291A170619657. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41291A170619657>.
- Villafuerte R, Ramírez E, Castro F, Parra F, Recuerda P, Cotilla I, Rouco C (2017) Large-scale assessment of myxomatosis prevalence in European wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) 60 years after first outbreak in Spain. *Research in Veterinary Science* 114: 281-286.
- Wells K, Cassey P, Sinclair RG, Mutze GJ, Peacock DE, Lacy RC, Cooke BD, O'Hara RB, Brook BW, Fordham DA (2016) Targeting season and age for optimizing control of invasive rabbits. *Journal of Wildlife Management* 80:990-999.

Conflicto y cooperación: percepción de los actores implicados sobre los daños de conejo y su gestión. Implicaciones para mecanismos coordinados de gestión

Miguel Delibes-Mateos^{1,a}, Beatriz Arroyo^{2,b}, Jorge Ruiz^{1,c}, Fernando E. Garrido^{1,d} y Rafael Villafuerte^{1,e}

¹ Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA-CSIC). Campo Santo de los Mártires 7, 14004 Córdoba.

² Universidad de Castilla-La Mancha. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC, CSIC-UCLM-JCCM

^a ORCID: 0000-0002-3823-5935 - ^b ORCID: 0000-0002-4657-6609

^c ORCID: 0000-0003-4126-3635 - ^d ORCID: 0000-0003-1742-7142

^e ORCID: 0000-0001-7582-4299

http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.04

INTRODUCCIÓN

CONFLICTOS ENTRE EL SER HUMANO Y LA FAUNA SILVESTRE

Con frecuencia algunas especies de fauna silvestre impactan negativamente sobre los intereses y bienestar de las personas, llegando incluso en ocasiones a poner en riesgo su seguridad (Woodroffe et al. 2005). Dichos impactos negativos suelen ser conocidos como “daños” de fauna que, por tanto, pueden definirse como cualquier cosa que hace la fauna que no gusta a las personas. Los daños de fauna se han producido desde tiempos inmemoriales, existiendo abundantes textos históricos en los que se describen. Por ejemplo, se conoce con bastante detalle las recompensas que se pagaban por cazar pájaros que causaban daños a las cosechas en diversas regiones como Murcia, donde en 1376 se abonaban cinco maravedís por cada mil pájaros cazados (Zamora 2004). A la especie que nos ocupa, el conejo de monte, también se le han atribuido daños desde hace muchos siglos, especialmente en zonas donde el conejo fue introducido desde su área de distribución natural en la Península Ibérica. Así, por ejemplo, en tiempos del imperio romano se decía que los conejos sembraban el hambre en las Islas Baleares porque destrozaban las cosechas e incluso los habitantes de estas islas llegaron a pedir al emperador Augusto un auxilio militar para evitar la multiplicación del lagomorfo.

Durante todo este tiempo se han desarrollado múltiples herramientas de diversa índole para intentar reducir los daños causados por la fauna (ver una revisión en Nhyus 2016). Sin embargo, el hecho de que la gestión de estos daños siga generando frecuentes debates como la jornada a la que se refieren estas actas indica, por un lado, que no existe una solución mágica para reducir estos daños y, por otro lado, que se trata de un tema complejo con múltiples aristas que van más allá de la (sobre)abundancia. Parte de esta complejidad radica en que, en muchas ocasiones, en la gestión de los daños causados por la fauna silvestre están involucrados de manera directa

o indirecta diferentes grupos o colectivos con intereses enfrentados o que tienen diferencias en cuanto a los criterios económicos, sociales o ambientales que deben prevalecer en dicha gestión (Frank et al. 2019). Todas estas discrepancias en torno a los daños de especies de fauna se enmarcan en contextos sociales y ecológicos diversos, que, además, cambian a lo largo del tiempo y en el espacio, lo que hace aún más compleja su gestión.

Aunque los conocidos como conflictos ser humano-fauna silvestre (del inglés *human-wildlife conflict*) no son nuevos, es cierto que actualmente son mucho más frecuentes y están más ampliamente distribuidos, afectando a múltiples especies como grandes carnívoros, elefantes, ciervos, cocodrilos, tiburones, pequeños mamíferos, etc. (Frank et al. 2019). Estos conflictos suelen causar impactos negativos tanto al bienestar de las personas como a la conservación de las especies de fauna (Redpath et al. 2015), por lo que trabajar en su resolución es indispensable para que la gestión de los daños sea eficaz y los costes asociados a todos los implicados (incluyendo a la fauna) se reduzcan.

INTRODUCCIÓN AL CONFLICTO ASOCIADO A LA GESTIÓN DEL CONEJO

Como veremos a lo largo de este documento, el caso del conejo es un ejemplo excelente de conflicto ser humano-fauna silvestre y resulta muy útil para ilustrar la importancia de la conocida como “dimensión humana” de la fauna silvestre (del inglés *human dimension of wildlife*), ya que se trata de una especie de gran interés para la agricultura, la caza y la conservación de la naturaleza (Delibes-Mateos et al. 2014, 2020). Es importante resaltar que el conflicto sobre la gestión del conejo es muy variable y depende en gran medida del tipo de hábitat existente, lo que a su vez determina, entre otras cosas, la abundancia de conejos, los daños que causan a los cultivos, la presencia de depredadores protegidos y, en última instancia, el interés de los diferentes actores involucrados (Delibes-Mateos et al. 2014). Por ejemplo, en un escenario en el que predomine la vegetación natural sobre el terreno agrícola es esperable que los daños de conejo a los cultivos sean de poca magnitud (si los hay), por lo que las posibles disputas ocurrirán entre cazadores y conservacionistas cuyo principal interés es preservar las especies de depredadores dependientes del conejo que suelen estar presentes en estos ambientes. La situación opuesta ocurre en zonas agrícolas intensivas en las que los daños de conejo pueden ser considerables (Figura 1) y los depredadores de interés para la conservación suelen estar ausentes. Por tanto, en este escenario las tensiones en relación a la gestión del conejo se producen normalmente entre agricultores y miembros del sector cinegético. La información que se muestra en el presente artículo se refiere a este segundo contexto y es posible que no siempre sea aplicable a otros escenarios.

Para ilustrar las ideas y asuntos que se presentan a continuación nos basaremos en gran medida en el estudio titulado “La gestión del conejo en zonas de daños a la agricultura: aspectos sociales” desarrollado entre los años 2015 y 2016 por el Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA), centro del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) con base en Córdoba (<https://www.iesa.csic.es/>). Dicho estudio se llevó a cabo en dos zonas eminentemente agrícolas en las que se habían registrado importantes daños de conejo especialmente a los viñedos, las comarcas de Alt Camp en Tarragona y la Campiña Sur de Córdoba. En la primera fase del estudio se realizaron entrevistas en profundidad y pequeños grupos de discusión con representantes del mundo de la agricultura (agricultores, cooperativas, asociaciones agrarias, etc.), de la caza (cazadores, directivas de cotos, guardas, etc.) y administración (encargados y técnicos de diferentes departamentos, administración local, agentes de medio ambiente, etc.). En esta investigación cualitativa se obtuvo información sobre las principales opiniones, percepciones y preocupaciones de los actores involucrados en la gestión del conejo, lo que sirvió para diseñar un cuestionario que se implementó en la segunda fase del estudio y que permitió

cuantificar algunos de los aspectos de interés. Dicho cuestionario fue respondido por más de 800 personas de las dos áreas de estudio, incluyendo cazadores, agricultores y un tercer perfil “mixto”, es decir, agricultores que también practicaban la actividad cinegética.



Figura 1. Madriguera de conejos en viñedo en el que los daños causados por el lagomorfo son notables (autor: Rafael Villafuerte).

CONFLICTOS DINÁMICOS Y LOCALES

Como se ha indicado anteriormente, los conflictos asociados a la gestión de la fauna varían enormemente en función del contexto (Delibes-Mateos 2015), por lo que es complicado generar conocimiento y/o diseñar medidas que sean aplicables con carácter general. Un buen ejemplo lo encontramos en los dos casos tratados en esta jornada, el jabalí y el conejo. Mientras las poblaciones del suido han crecido de manera generalizada, muchas de las poblaciones del lagomorfo han disminuido drásticamente hasta el punto de que la especie ha sido recientemente catalogada como en peligro de extinción por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Villafuerte y Delibes-Mateos 2019). Pero, además, los conflictos asociados a la gestión de una misma especie de fauna pueden variar dependiendo del contexto socio-ecológico. Por citar el conocido ejemplo del lobo, la conflictividad provocada por los daños a la ganadería es muy diferente en dos Comunidades Autónomas limítrofes como Asturias y Galicia.

En el caso del conejo ya se ha mencionado que el conflicto varía mucho en función del tipo de hábitat. No obstante, incluso habiendo un tipo de hábitat más o menos similar, como ocurre en las zonas agrícolas que nos ocupan, la distribución del conejo es muy parcheada, pudiendo ser muy abundante en algunos sitios concretos y estar totalmente ausente en otros. De manera similar los daños pueden variar tremendamente entre parcelas de cultivo. La evaluación de estas variaciones a pequeña escala resulta tan necesaria como complicada. Por este motivo, en muchas ocasiones no se tienen en cuenta estas variaciones de abundancia a pequeña escala a la hora de tomar decisiones administrativas, que suelen realizarse a mayores escalas espaciales. Por ejemplo, la declaración de zonas de emergencia en las que se permite la caza intensiva de conejo suele tomar como referencia

el término municipal. Además, en contextos relativamente similares como ocurre en Alt Camp de Tarragona y la Campiña Sur de Córdoba puede haber pequeñas variaciones socioeconómicas que provoquen diferencias en la comprensión y gestión del conflicto provocado por los daños de conejo. En este sentido, por ejemplo, algunas de las opiniones de agricultores y cazadores sobre el origen de los daños de conejo difieren entre las áreas de estudio como se detallará más adelante.

También es importante resaltar que los conflictos no son estáticos, pudiendo variar su intensidad a lo largo del tiempo (Cusack et al. 2020). En realidad, este dinamismo, caracterizado por la existencia de fases de conflicto activo y latente conectados por etapas de escalada y desescalada de la tensión, es habitual en todos los conflictos sociales y se ilustra bien con los resultados del mencionado estudio del IESA. Así, una amplia mayoría (casi el 75%) de los cazadores y agricultores entrevistados consideran que los conflictos sobre la gestión de los daños de conejo fueron mucho más intensos años atrás, cuando las tensiones fueron muy importantes derivando incluso en ocasiones en graves enfrentamientos entre vecinos. Las tensiones de aquella fase activa se vieron reducidas tras el descenso de las poblaciones de conejo como consecuencia de la irrupción de una nueva variante del virus de la enfermedad hemorrágica. En todo caso predomina cierto escepticismo sobre la resolución definitiva de los problemas sociales relacionados con los daños de conejo, lo que dibuja una situación de conflicto larvado que se cree resurgirá en el futuro cuando las poblaciones de conejo vuelvan a crecer. Más allá del incremento de la abundancia de conejo, otros factores podrían provocar una escalada de las tensiones entre cazadores y agricultores. Por ejemplo, estos últimos podrían ver como una amenaza para sus explotaciones las medidas agroambientales para una nueva PAC que apueste por la recuperación de las especies de caza menor, solicitadas recientemente por el sector cinegético. En cualquier caso, la situación actual de “calma tensa” es percibida como mucho más satisfactoria que las disputas pasadas por los agricultores y cazadores, quienes piensan que, aunque es muy posible que las tensiones reaparezcan en el futuro, estas no serán de magnitud similar, puesto que creen que la abundancia de conejos no llegará a ser tan alta como en el pasado. Además, se han aprendido lecciones importantes de las experiencias pasadas y actualmente se cuenta con mecanismos más flexibles y eficaces para controlar las poblaciones de conejos (Delibes-Mateos et al. 2020).

MÚLTIPLES DIMENSIONES DE LOS CONFLICTOS

Investigadores expertos en conflictos sociales han identificado un número de elementos definitorios, que se han denominado con frecuencia “dimensiones del conflicto” (Sidaway 2005). Dichas dimensiones cubren los siguientes aspectos:

- **Intereses:** competencia por los recursos.
- **Pensamientos o creencias:** diferencias sobre lo que está bien o mal y sobre cómo el mundo debería ser.
- **Datos:** relacionado con el nivel de comprensión del asunto en cuestión; la falta de información o escasa relevancia de la misma, la interpretación o evaluación de los datos, etc.
- **Relaciones:** emociones personales, tácticas o estrategias, comunicación deficiente, falta de entendimiento entre las partes, etc.
- **Procedimientos:** tipos de toma de decisiones y preocupaciones de la “justicia” de sus resultados.

Esta naturaleza multidimensional está muy presente en los conflictos asociados a la gestión de especies de fauna silvestre que provocan daños a intereses humanos. Por ejemplo, todos estos aspectos aparecieron de una u otra manera en las entrevistas realizadas a cazadores y agricultores

en Alt Camp de Tarragona y la Campiña Sur de Córdoba sobre los daños de conejo (Delibes-Mateos et al. 2020). No obstante, en este caso las mayores discrepancias tenían que ver con intereses y pensamientos o creencias y se detallarán a continuación.

CONFLICTO DE INTERESES SOBRE LA GESTIÓN DEL CONEJO EN ZONAS AGRÍCOLAS

Uno de los agricultores entrevistados en el estudio social sobre los daños de conejo manifestó que “el cazador siempre quiere lo contrario que el agricultor” y otro dijo que “como agricultor, no quiero ningún conejo, y el cazador quiere muchos” (Delibes-Mateos et al. 2020). Efectivamente esa diferencia de intereses entre ambos colectivos no debe sorprender a nadie. Mientras que los agricultores miran principalmente por sus tierras, aspirando a reducir las poblaciones de conejos que puedan causar daños a sus cultivos, los cazadores requieren una densidad de conejos adecuada para poder practicar la actividad cinegética (Figura 2; Delibes-Mateos et al. 2014). En ese sentido, la mayoría de los agricultores (aprox. 90%) de las áreas de estudio considera que la simple presencia del conejo supone siempre un problema económico, siendo esta opinión mucho menos frecuente entre los cazadores (60%). La existencia de estos intereses opuestos entre colectivos es lo que determina sus diferentes percepciones y valoraciones de la misma realidad, que se describirán más adelante. Estas diferencias junto con la variabilidad natural de las poblaciones de conejo provocan una inevitable y recíproca desconfianza entre cazadores y agricultores (Delibes-Mateos et al. 2020). A pesar de tener intereses diferentes, existe bastante unanimidad en que los intereses económicos de los agricultores deben prevalecer sobre los recreativos de los cazadores. Por ejemplo, uno de los cazadores entrevistados expresó lo siguiente: “Para mi el agricultor es esencial, ellos son los propietarios de la tierra y te dejan ir allí para cazar, y tú tienes que mirar por los intereses de los agricultores”.



Figura 2. El interés de los agricultores es reducir las poblaciones de conejo al máximo para minimizar los daños a cultivo. Por tanto, el colectivo agrícola alcanzará la victoria cuando la abundancia de conejo sea mínima. Por el contrario, los cazadores necesitan un número adecuado de conejos para practicar la actividad cinegética, por lo que su gestión irá encaminada a tener una abundancia superior a la deseada por los agricultores. Esa diferencia de intereses es una de las fuentes de conflicto entre ambos colectivos (Delibes-Mateos et al. 2014, 2020).

ABUNDANCIA Y DAÑOS DE CONEJO: LA IMPORTANCIA DE LAS PERCEPCIONES

Es importante recordar que en muchas ocasiones la relación entre abundancia y daños no es lineal, es decir, que una población relativamente poco abundante puede causar daños cuantiosos, mientras que otra mucho más abundante puede que no los provoque. Los conejos, por ejemplo, pueden causar daños relativamente importantes aún sin alcanzar grandes abundancias en zonas agrícolas intensivas donde apenas hay vegetación natural que podría servir de alimento para el lagomorfo (Barrio et al. 2013). En algunas Comunidades Autónomas las reclamaciones por control de daños de conejo están muy extendidas (Ríos-Saldaña et al. 2013) a pesar del declive sufrido por muchas poblaciones como consecuencia de la nueva variante de la enfermedad hemorrágica (Guerrero-Casado et al. 2016; Monterroso et al. 2016). Esto sugiere, por un lado, que puede que se estén produciendo daños en zonas con abundancias moderadas de conejo y, por otro lado, que es posible que en ocasiones exista cierta exageración del daño atribuido a los conejos. Todo esto supone una demostración más de que gestionar los daños de la fauna silvestre es un asunto muy complejo que va más allá de la (sobre)abundancia y que, como veremos, requiere un análisis detallado de las opiniones y percepciones de los colectivos involucrados.

En el estudio realizado en Alt Camp de Tarragona y la Campiña Sur de Córdoba observamos tanto discrepancias como coincidencias entre las percepciones de agricultores y cazadores sobre la abundancia de conejos y la naturaleza, magnitud y evolución de los daños de conejo a la agricultura (Delibes-Mateos et al. 2020). Por ejemplo, en general ambos colectivos opinan que los daños fueron un problema importante en el pasado y que esta situación era indeseable no solo para agricultores, sino también para cazadores. También están de acuerdo en que el conejo produce daños en todo tipo de cultivos, aunque piensan que los daños son más importantes generalmente en el viñedo porque, además de suponer una reducción de su rendimiento, afectan negativamente a la cepa comprometiendo la producción de cosechas futuras.

En relación a la abundancia, cazadores y agricultores creen que había muchos más conejos en el pasado y que el descenso poblacional provocó una reducción en los daños, que están ahora más localizados. Ambos grupos atribuyen a las enfermedades el declive del conejo, considerando que el control poblacional realizado por los cazadores tuvo una incidencia mucho menor que las patologías. La situación actual de menor incidencia de daños se valora positivamente, aunque de una forma mucho más tibia y ambigua por parte de los cazadores porque la abundancia actual de conejos no es satisfactoria para sus intereses cinegéticos. Por el contrario, los agricultores están mucho más satisfechos con la reducción en el número de conejos, pero son cautelosos a la hora de considerar el problema solucionado definitivamente. En general, en las entrevistas se sugiere que la situación ideal es una quimera porque el nivel óptimo de abundancia de conejos es muy diferente para cazadores y para agricultores.

Estas discrepancias sobre cómo se perciben las abundancias y en el nivel de tolerancia a los daños son frecuentes en todos los conflictos asociados a especies de fauna que impactan sobre intereses humanos. Por ejemplo, los ganaderos y cazadores creen que los lobos han aumentado mucho en España por lo que solicitan incrementar el control poblacional, mientras que los conservacionistas argumentan que el número de manadas apenas ha crecido durante los últimos años y que esto se debe en gran medida a la caza y a la persecución ilegal. Por otro lado, la percepción de la abundancia y la tolerancia a los daños dependen en gran medida de cómo de acostumbrados estén las personas que sufren los daños a coexistir con la especie en cuestión (Røskaft et al. 2003). Volviendo al ejemplo anterior, normalmente los ganaderos tienen una mayor tolerancia a los daños en zonas donde el lobo ha estado presente desde hace muchos años que en otras que han sido colonizadas recientemente por el cánido. Este efecto de la

“novedad” del daño en la percepción de la magnitud del mismo también podría estar ocurriendo de algún modo en el caso del conejo, puesto que muchas de las zonas donde se producen más quejas por daños del lagomorfo se localizan fuera del área donde los conejos han alcanzado tradicionalmente mayores abundancias (Ríos-Saldaña et al. 2013; Delibes-Mateos et al. 2018). En resumen, poner de acuerdo a colectivos con intereses diferentes sobre el nivel aceptable de abundancia y daños de especies de fauna es un asunto peliagudo. En todo caso, cualquier debate sobre este aspecto debería girar en torno a datos rigurosos de abundancia y daños que lamentablemente no están disponibles en la mayoría de las ocasiones.

PERCEPCIONES SOBRE EL ORIGEN DE LOS DAÑOS DE CONEJO

El estudio realizado en Alt Camp de Tarragona y la Campiña Sur de Córdoba demostró que una de las cuestiones que genera mayores discrepancias entre agricultores y cazadores es el origen o causas de los daños de conejo (Delibes-Mateos et al. 2020). Los principales puntos de controversia están resumidos en la Figura 3. En las entrevistas y grupos de discusión realizados, los agricultores acusan, implícita o explícitamente, a los cazadores de la abundancia excesiva de conejos, que consideran que se debe a las acciones u omisiones del sector cinegético. El reproche más frecuente de los agricultores a los cazadores es que su escaso compromiso y dedicación para controlar los conejos contribuye a que haya daños, o al menos no contribuye lo suficiente a evitarlos. En esta misma línea, los resultados de la encuesta mostraron que los agricultores, y especialmente los de la Campiña Sur de Córdoba, estuvieron en promedio mucho menos de acuerdo que los cazadores con la afirmación “Los cazadores se dan cuenta y le dan importancia del problema que representa el conejo para los agricultores”. La principal razón esgrimida por los agricultores para esta supuesta baja implicación de los cazadores en el control de los conejos es que a éstos no les interesa reducir demasiado el número de conejos para poder seguir practicando su actividad recreativa. Los cazadores no están de acuerdo con la baja implicación que les achacan los agricultores e incluso alguno afirma que hagan lo que hagan para reducir los conejos y sus daños nunca es suficiente para los agricultores.

Para los agricultores otra prueba de que los cazadores no están del todo comprometidos con la reducción de los daños de conejo es el control de depredadores que realizan con fines cinegéticos (Delibes-Mateos et al. 2020). En este sentido, los agricultores participantes en la encuesta estaban en promedio mucho más de acuerdo que los cazadores con la afirmación “los daños agrícolas por el conejo se pueden limitar si se reduce el control de sus depredadores”. En Alt Camp de Tarragona algunos agricultores manifestaron que otra demostración de la baja implicación de los cazadores es que no dejan cazar en sus cotos a cazadores de otros lugares cuando la abundancia de conejo es excesiva. Los agricultores también apuntan más o menos explícitamente a que las repoblaciones de conejo realizadas en los cotos de caza podrían haber contribuido a la proliferación de la especie y por consiguiente a sus daños. Incluso algunos argumentos sostienen que los conejos soltados por los cazadores se habrían hibridado con los nativos generando un conejo mucho más dañino. Se piensa que estos “nuevos” conejos serían mucho más prolíficos, más inmunes a las enfermedades, más voraces, más grandes y con mayor facilidad para excavar madrigueras y trepar a los árboles, lo que dificulta su caza (ver también Delibes-Mateos 2017).

La visión de los cazadores del asunto es muy diferente ya que piensan que el origen de los daños de conejo está en las prácticas agrícolas intensivas. Su argumento es que los conejos se alimentan de los cultivos porque no hay fuentes de alimento natural alternativo como consecuencia de la agricultura intensiva. De hecho, estudios realizados en la campiña cordobesa mostraron que el 98% de la superficie está ocupada por olivares y viñedos en los que apenas existen otras especies vegetales naturales debido al uso frecuente de herbicidas (Barrio et al. 2013). Sin

embargo, los agricultores no están de acuerdo con esta acusación, ya que piensan que los conejos prefieren alimentarse de los cultivos, aunque haya otras plantas naturales disponibles (Delibes-Mateos et al. 2020). Por último, los cazadores acusan implícita o explícitamente a los agricultores de no mantener sus tierras limpias, dejando montones de piedras o restos de la poda de viñas y olivos que sirven de refugio para los conejos contra los depredadores y los propios cazadores, dificultando además el empleo de hurones. Consecuentemente, los cazadores participantes en la encuesta estaban en general mucho más en desacuerdo que los agricultores con la afirmación “los agricultores hacen todo lo que está en sus manos para evitar los daños por el conejo”.

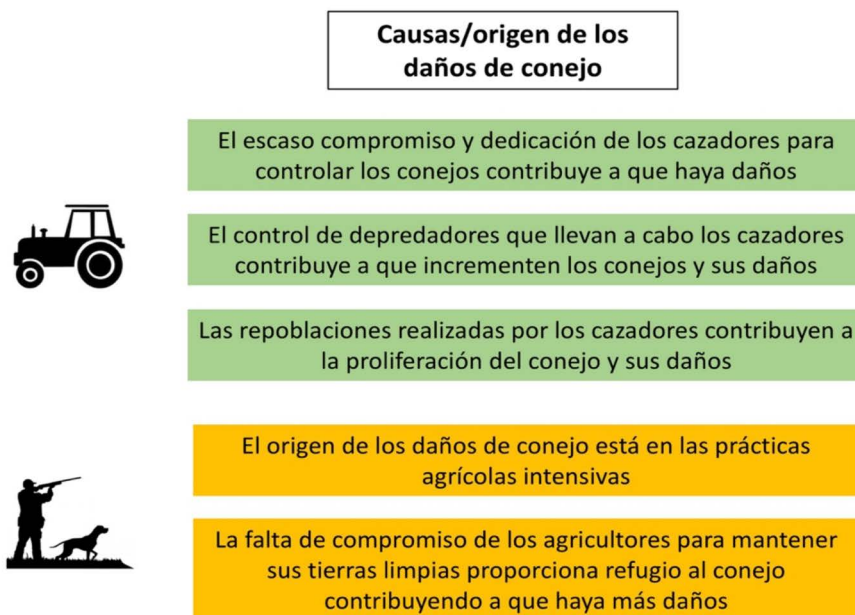


Figura 3. Principales discrepancias entre agricultores y cazadores sobre el origen de los daños de conejo. Los argumentos de los primeros están resaltados en verde y los de los segundos en naranja.

Hay que destacar que, en la mayoría de las preguntas, los participantes de la encuesta con perfil mixto cazador-agricultor mostraron opiniones intermedias entre ambos colectivos. En cambio, en algunos aspectos su posición estaba más cercana a uno u otro colectivo. Por ejemplo, estaban más cercanos a los agricultores considerando que el daño por conejo puede llevar al abandono de cultivos o que los agricultores hacen todo lo que pueden para prevenir los daños (cosas con las que los cazadores tendían a estar más en desacuerdo), y también tenían opiniones similares a los agricultores sobre la responsabilidad de la administración para financiar daños o medidas preventivas. Por el contrario, estaban más próximos a los cazadores considerando que éstos no son responsables de los daños, que son receptivos al problema que representa el conejo para los agricultores, o que es importante mantener conejos para la caza (aspectos con los que los agricultores no cazadores tendían a estar más en desacuerdo).

PERCEPCIONES SOBRE LAS SOLUCIONES POTENCIALES AL PROBLEMA DE LOS DAÑOS DE CONEJO

El hecho de que agricultores y cazadores describan de manera diferente las causas que originan los daños de conejo hace que inevitablemente tengan discrepancias sobre las medidas potenciales de gestión para reducir dichos daños. Los agricultores opinan que hace falta caza preventiva e intensiva incluso cuando las densidades de conejos son relativamente bajas y en

ocasiones demandan más autonomía para controlar los conejos sin tener que depender de los cazadores. Por el contrario, éstos se muestran mucho más reacios a controlar intensivamente los conejos para mitigar los daños (eso sería “castigar” a los conejos según algunos entrevistados), porque eso supone un riesgo excesivo de reducir el número de conejos, comprometiendo por tanto el futuro de la actividad cinegética. De hecho, los cazadores participantes en la encuesta estaban en general de acuerdo con que “los descastes son suficientes para evitar que las poblaciones de conejo causen daño a los cultivos”, algo con lo que estaban muy en desacuerdo los agricultores que, como se ha indicado anteriormente, abogan por un control más intensivo.

También es importante destacar que los cazadores perciben con frecuencia el control de conejos como una actividad no placentera, incluso desagradable, que se convierte en una obligación o trabajo más que en un hobby y que busca la eliminación del conejo; en algunas entrevistas se habla de “asesinar” conejos. Este control de conejos supone grandes costes para los cazadores, incluyendo los cartuchos, el tiempo empleado, la falta de atención a asuntos personales, etc. Para los cazadores la solución pasa por facilitarles una mayor capacidad de auto-regulación para implementar las intervenciones de control además de proporcionar más áreas de alimentación natural a los conejos.

A pesar de estas discrepancias, agricultores y cazadores están muy de acuerdo en la progresiva mejora de la respuesta de los segundos a la demanda de los primeros en relación a los daños de conejo. Se piensa que esta mejora se debe a un proceso de aprendizaje debido a la experiencia de los tiempos pasados. De las entrevistas subyace la idea de que la efectividad del sistema actual de control basado en la caza es limitada pero que al menos contribuye a reducir los daños localmente y el malestar de los agricultores. Ambos colectivos valoran positivamente la declaración de zonas de emergencia cinegética porque permite que las intervenciones para reducir los daños sean más rápidas y ágiles. Tanto cazadores como agricultores se muestran críticos con las dificultades que se encuentran para conseguir los permisos de la Administración para llevar a cabo algunas intervenciones destinadas a reducir los daños de conejo. Por ejemplo, los agricultores se quejan de que hay excesivas restricciones legales para controlar los conejos en zonas de refugio, como en arcones de autovías o en los márgenes de arroyos. En este sentido, la mayoría de los encuestados, tanto agricultores como cazadores, está bastante de acuerdo con que “la caza como herramienta de control no es eficaz porque el conejo se refugia en algunas zonas donde está prohibida su caza (por ejemplo, autovías) donde es muy abundante”.

¿QUÉ PODEMOS HACER PARA REDUCIR LOS CONFLICTOS ASOCIADOS A LOS DAÑOS DE CONEJO?

Sin ningún género de dudas, es esencial reducir los conflictos relacionados con los daños de fauna para que su gestión sea más eficiente. Para ello, y como en cualquier otro tipo de conflictos, se requieren aproximaciones colaborativas en las que se fomente el consenso entre las partes (ver por ejemplo, Daniels y Walker 2001), que deben hacer esfuerzos para adaptarse a las necesidades de cada uno y respetar las diferencias en las opiniones y creencias (Sidaway 2005). Una aproximación de este tipo podría ser útil en el caso de gestión de los daños de conejo en nuestro país al igual que se ha hecho con otras especies como el lobo (<http://www.grupocampogrande.org/>). De hecho, en muchas de las entrevistas tanto en Córdoba como en Tarragona, se resalta la importancia y la eficacia de los mecanismos y espacios de encuentro y colaboración entre agricultores y cazadores, como por ejemplo la comisión “sobre el terreno” creada en el Alt Camp a iniciativa los agentes rurales, el mecanismo de avisos a la sociedad de cazadores a través de la cooperativa agraria de Montilla, o la participación de agricultores en las reuniones de las sociedades de cazadores. Aunque se formulen algunas críticas a su funcionamiento, se considera que esta participación conjunta aumenta la confianza entre unos y otros, y aumenta

la eficacia y coordinación de las actuaciones. A una escala más amplia, el grupo operativo PreveCo, coordinado por WWF, está haciendo esfuerzos en la actualidad para reducir los daños de conejos aunando los intereses y preocupaciones de todos los actores.

Para la gestión efectiva de los conflictos ambientales, y en particular en las aproximaciones colaborativas, es imprescindible que participen personas con gran capacidad de liderazgo (Almeida et al. 2018). En el caso particular del conflicto sobre los daños de conejo, el estudio desarrollado en Alt Camp de Tarragona y Campiña Sur de Córdoba puso de manifiesto la dificultad de encontrar líderes entre los colectivos locales involucrados. A priori se podría pensar en personal de las agencias ambientales y/o agrícolas de la administración regional dado que aparentemente se sitúan en una posición neutral en relación a cazadores y agricultores. Sin embargo, ambos colectivos se mostraron durante las entrevistas muy críticos con las respectivas administraciones regionales, lo que las deslegitimizaría para dirigir un proceso de mediación. En las entrevistas también se revela el complicado papel de los directivos de los cotos de caza, puesto que, por un lado, reciben las demandas de los agricultores en relación a los daños causados por las especies cinegéticas y, por otro lado, reciben frecuentes quejas de los propios cazadores por las medidas implementadas para reducir el número de conejos, ya que tienden a considerarlas excesivas. Por ello, para que estos directivos de cotos puedan ejercer un papel mediador en el conflicto haría falta empoderarlos, reforzando su posición ante agricultores y cazadores. El estudio también revela que ese perfil mixto de agricultor que practica la caza podría ser fundamental en un proceso de mediación entre agricultores y cazadores, ya que conoce y es especialmente comprensivo con las necesidades y preocupaciones de unos y otros. Alternativamente, se podría explorar la participación de mediadores neutrales externos, quienes tienen conocimientos y habilidades para trabajar en la frontera que separa a los distintos puntos de vista y saben cómo crear una atmósfera de diálogo y estimular la cooperación (Ebbin 2001).

Diversos trabajos científicos han demostrado que la intención de cooperar de los distintos actores involucrados en un conflicto se reduce cuanto mayor sea la incertidumbre (Pollard et al. 2019). En ese sentido, la difícil predictibilidad de la dinámica poblacional de algunas especies de fauna como el conejo puede suponer una fuente de incertidumbre que comprometa la gestión efectiva del conflicto. Y es que la abundancia de una población de conejos puede variar sustancialmente entre años, lo que puede generar desconfianzas entre agricultores y cazadores sobre el origen de los “picos” de abundancia. Por tanto, para reducir esta incertidumbre es imprescindible aumentar los esfuerzos de seguimiento de las poblaciones de conejo e implementar un buen sistema de valoración y seguimiento de los daños que los conejos causan a la agricultura. Además, es esencial realizar una evaluación científica de la eficacia de las medidas de gestión de daños. En la actualidad, por ejemplo, no existe ninguna publicación científica en la que se haya evaluado experimentalmente si la caza recreativa resulta efectiva para reducir las poblaciones de conejo en nuestro país. Todo este conocimiento debe fluir libremente entre los colectivos involucrados en la gestión del conejo y no debe usarse como arma de poder en detrimento de alguna de las partes.

CONCLUSIONES

1. Los daños de conejo y su gestión van más allá de la (sobre)abundancia.
2. Es imprescindible considerar los aspectos sociales relacionados con la gestión de daños de fauna como el conejo.
3. El conflicto asociado a la gestión del conejo en zonas agrícolas es dinámico y complejo.
4. Existen intereses contrapuestos, valores y creencias diferentes, relaciones personales, discrepancias en la toma de decisiones, etc.

5. La mayoría de las discrepancias entre agricultores y cazadores están relacionadas con el origen de los daños y la forma de gestionarlos.

6. Aunque la caza ayudó a reducir tensiones y controlar los daños localmente, el factor que provocó la desescalada del conflicto en las zonas de estudio fue la enfermedad hemorrágica del conejo.

7. Para que la gestión del conflicto sea efectiva se necesitan aproximaciones colaborativas, reducir la incertidumbre (datos de calidad y transparencia) e involucrar a líderes que dirijan el proceso.

Agradecimientos. Agradecemos especialmente a todos los participantes en el estudio titulado “La gestión del conejo en zonas de daños a la agricultura: aspectos sociales”. Este artículo contribuye a los proyectos CGL2013-43197-R y RTI2018-096348-R-C21/C22 (MCI/AEI/FEDER, UE).

REFERENCIAS

- Almeida J, Costa C, Nunes da Silva F (2018) Collaborative approach for tourism conflict management: A Portuguese case study. *Land Use Policy* 75:166-179.
- Barrio IC, Bueno CG, Villafuerte R, Tortosa FS (2013) Rabbits, weeds and crops: does agricultural intensification promote wildlife conflicts in semiarid agro-ecosystems? *Journal of Arid Environments* 90:1-4.
- Cusack JJ, Bradfer-Lawrence T, Baynham-Herd Z, Castelló y Tickell S, Duporge I, Hegre H, Moreno-Zarate L, Naude V, Nijhawan S, Wilson J, Zambrano Cortes DG, Bunnefeld N (2020) Measuring the intensity of conflicts in conservation. *Conservation Letters* 2020:e12783.
- Daniels SE, Walker GB (2001) Working through environmental conflicts: the collaborative learning approach. Praeger, Wetsport CT.
- Delibes-Mateos M (2015) Conservation conflicts involving mammals in Europe. *Therya* 6: 123-137.
- Delibes-Mateos M (2017) Rumours about wildlife pest introductions: European rabbits in Spain. *Ambio* 46:237-249.
- Delibes-Mateos M, Arroyo B, Ruiz J, Garrido FE, Redpath S, Villafuerte R (2020) Conflict and cooperation in the management of European rabbit *Oryctolagus cuniculus* damage to agriculture in Spain. *People and Nature* 2:1223-1236.
- Delibes-Mateos M, Farfán MA, Rouco C, Olivero J, Marquez AL, Fa J, Vargas JM, Villafuerte R (2018) A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Management Science* 74:111-118.
- Delibes-Mateos M, Ferreira C, Rouco C, Villafuerte R, Barrio IC (2014) Conservationists, hunters and farmers: The European rabbit *Oryctolagus cuniculus* management conflict in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 44: 190-203.
- Ebbin SA (2011) The problem with problem definition: Mapping the discursive terrain of conservation of two Pacific salmon management regimes. *Society and Natural Resources* 24: 148-164.
- Frank B, Glikman JA, Marchini S (2019) Human-wildlife interactions: turning conflict into coexistence. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Guerrero-Casado J, Carpio AJ, Tortosa FS (2016) Recent negative trends of wild rabbit populations in southern Spain after the arrival of the new variant of the rabbit hemorrhagic disease virus RHDV2. *Mammalian Biology* 81: 361-364.

- Monterroso P, Garrote G, Serronha A, Santos E, Delibes-Mateos M, Abrantes J, Pérez de Ayala R, Silvestre F, Carvalho J, Vasco I, Lopes A, Maio E, Magalhaes M, Mills LS, Esteves P, Simon MA, Alves PC (2016) Disease-mediated bottom-up regulation: An emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports* 6:36072.
- Nhyus PJ (2016) Human-wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources* 41:143-171.
- Pollard CRJ, Redpath S, Bussiere LF, Keane A, Thompson DB, Young JC, Bunnefeld N (2019) The impact of uncertainty on cooperation intent in a conservation conflict. *Journal of Applied Ecology* 56:1278-1288.
- Redpath SM, Bhatia S, Young J (2015) Tilting at wildlife: reconsidering human-wildlife conflict. *Oryx* 49:222-225.
- Ríos-Saldaña CA, Delibes-Mateos M, Castro F, Martínez E, Vargas JM, Cooke BD, Villafuerte R (2013) Control of the European rabbit in central Spain. *European Journal of Wildlife Research* 59: 573-580.
- Røskft E, Bjerke T, Kalterborn B, Linnell JDC, Anderson, R. (2003) Patterns of self-reported fear towards large carnivores among the Norwegian public. *Evolution and Human Behaviour* 24:184-198.
- Sidaway R (2005) Resolving environmental disputes: from conflict to consensus. Earthscan, Londres, Reino Unido.
- Villafuerte R, Delibes-Mateos M (2019) *Oryctolagus cuniculus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019:e.T41291A45189779.
- Woodroffe R, Thirgood S, Rabinowitz A (2005) People and wildlife. Conflict or coexistence? Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Zamora MC (2004) El tratamiento de las plagas en el campo de Cartagena. *Revista Murciana de Antropología* 10: 129-134.

Monitorización y sobreabundancia de las especies cinegéticas: el caso del jabalí

Joaquín Vicente^a y Rachele Vada

Universidad de Castilla-La Mancha. SaBio

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

^a ORCID: 0000-0001-8416-3672

http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.05

MONITORIZACIÓN DE LAS ESPECIES CINEGÉTICAS

¿EN QUÉ CONSISTE LA MONITORIZACIÓN?

La monitorización de una determinada especie, sus poblaciones, una comunidad o ecosistema, sus impactos, los factores humanos involucrados, la relación entre todos ellos, etc., consiste, a grandes rasgos, en la observación regular y el registro de información con el fin de evidenciar como los parámetros progresan en el tiempo, normalmente, con una visión a largo plazo. Hemos de anotar aquí que la terminología “monitorización de la fauna silvestre” la entendemos en sentido amplio como la monitorización del medio natural o alguno de sus componentes, incluyendo especies con aprovechamiento o de interés cinegético, y los determinantes o efectos experimentados por los humanos.

La información recopilada gracias a la monitorización de la fauna silvestre, una vez analizada, tiene utilidad para ser usada (desafortunadamente, no siempre lo es) en la toma de decisiones en la gestión de la fauna con base técnica y científica. Toda monitorización ha de garantizar un correcto diseño y análisis estadístico posterior, y, en definitiva, la utilidad de los resultados obtenidos, o estaremos hablando algo diferente a la monitorización (llámese simple recolección de información). Por ello:

- Los objetivos son claros y definidos, pero no ello por la monitorización deja de ser un proceso adaptable a contextos cambiantes.
- El diseño y la metodología aplicada son apropiados.
- La forma en que recolectamos y registramos la información sigue unos estándares científico-técnicos mínimos, que además nos van a permitir establecer comparaciones (estandarización y armonización de la monitorización).

La monitorización, por tanto, es una aproximación sistemática y rigurosa, sin embargo, no reñida con que se pueda aplicar rutinaria y fácilmente. Su diseño ha de ser lo más simple posible, con medidas o protocolos sencillos, inequívocos en la medida de lo posible, y replicables.

Hemos de remarcar que una característica esencial de la monitorización es que a través de su aplicación y evaluación se mejora a sí misma, a la par que informa a los agentes y sectores implicados. De esta forma, la monitorización no pierde su verdadera esencia: ser útil para la gestión y un elemento de cohesión entre diferentes sectores o intereses.

¿POR QUÉ MONITORIZAR (PARA GESTIONAR LA SOBREABUNDANCIA)?

En otras secciones de esta memoria se define y se aborda el problema de la sobreabundancia de la fauna silvestre, y particularmente, aquellas de interés cinegético, así como sus causas. Todos los conflictos asociados a situaciones de sobreabundancia y sus causas son potencialmente objeto de la monitorización de la fauna silvestre. No solamente es ámbito de la monitorización el estado poblacional, sino también, por ejemplo, los efectos adversos sobre el medio ambiente, daños a la silvicultura y la agricultura, colisiones de tráfico y las enfermedades (Figura 1), muchas de ellas compartidas con las especies domésticas o el hombre.

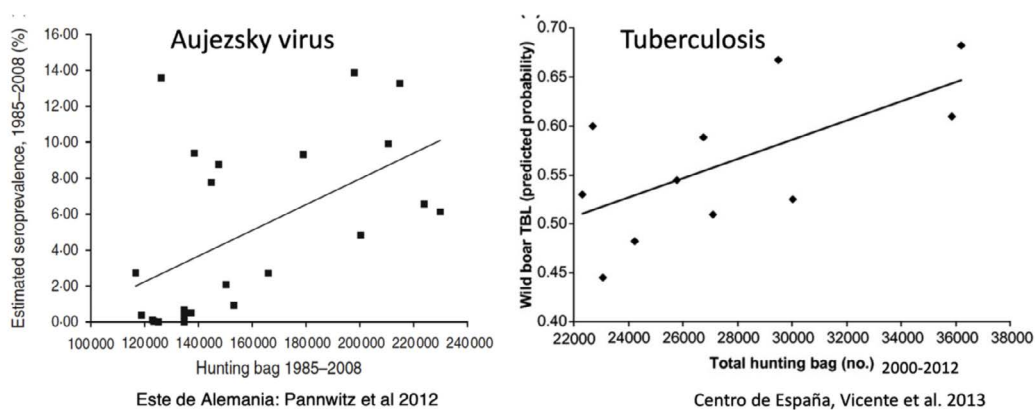


Figura 1. Ejemplo de monitorización poblacional basada en bolsas de caza del jabalí, y en paralelo, monitorización sanitaria. En este caso, en dos situaciones contrastadas (España y Alemania), y para dos patógenos muy diferentes (tuberculosis y virus de la enfermedad de Aujeszky) se observa asociaciones positivas similares (Pannwitz et al. 2012; Vicente et al. 2013).

En resumen, la monitorización y obtención de indicadores del estado de las especies, ecosistema, situación sanitaria u otros procesos nos permite:

- Desde un punto de vista científico, una mejor comprensión de los procesos ecológicos, epidemiológicos y socioeconómicos esenciales.
- Evidenciar tendencias, obtener datos de base para comparar en el tiempo.
- Determinar, evaluar y actuar sobre las causas (en este caso, de sobreabundancia).
- Calibrar y entender mejor la relación entre abundancia poblacional y daños, que no necesariamente es directa, y condicionada por factores que generalmente son del ámbito humano (lo cual también pueden ser objeto de la monitorización).
- Identificar los hábitats, infraestructuras y modelos de manejo preferidos o necesarios para las especies o donde se producen sus impactos, gracias al componente espacial.
- Detectar de forma temprana las posibles amenazas a la biodiversidad, agricultura, sanidad animal, y bienestar humano. Esto es esencial para desarrollar actuaciones proactivas o preventivas cuando los impactos aun son menores, ser más eficaces en la respuesta y ahorrar costes de tipo económico, social y ambiental.

- Evaluar la gestión y cumplimiento de objetivos, por ejemplo, para regular las actividades de control poblacional.
- Generar información relevante con base técnica y científica que objetivamente debería no ser discutible, y por tanto con potencial para “unir”, “conciliar” a los sectores implicados, favorecer el “acuerdo” y “educar” al público general y sectores en lo “razonable”.
- Adoptar un modelo de gestión ADAPTATIVA, es decir, la toma de decisiones informadas, ajustándonos continuamente a los objetivos y recursos, y hacer el modelo más eficiente, eficaz o práctico a lo largo del tiempo (Figura 2).
- Establecer planes de gestión adaptables a diferentes contextos.

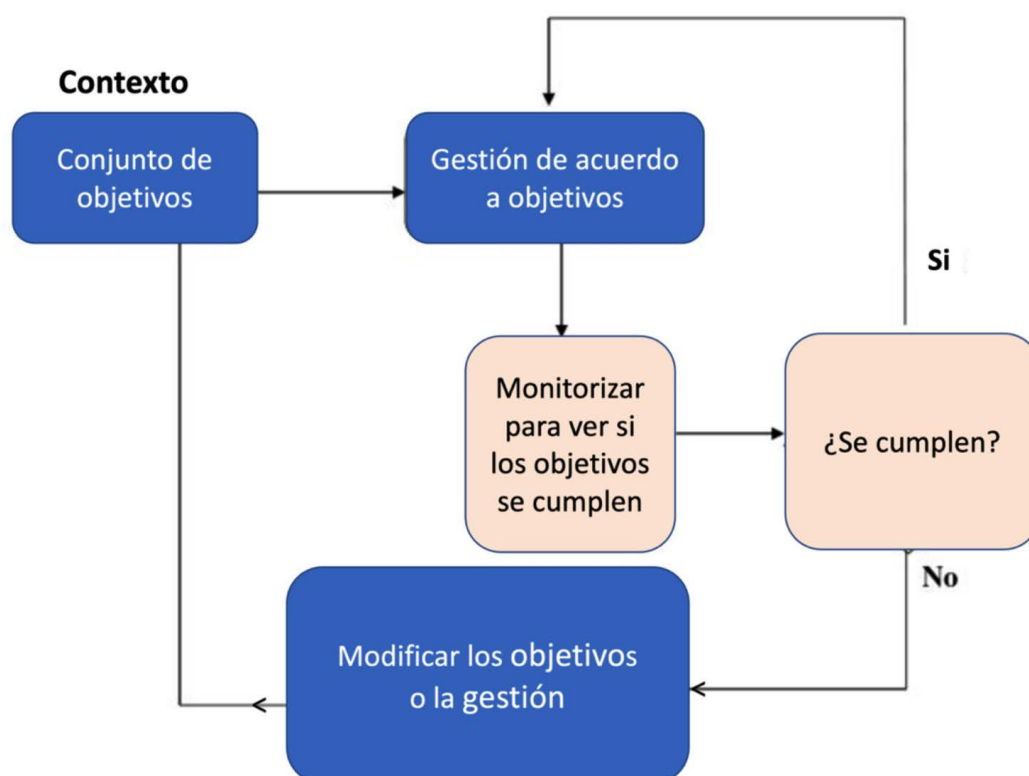


Figura 2. La gestión adaptativa de las especies, hábitats, ecosistemas, consiste en hacer frente a su funcionamiento de forma iterativa, ajustando las acciones y prácticas a los resultados obtenidos, a través de la monitorización continua.

¿QUÉ MONITORIZAR?

El desarrollo de objetivos de monitorización claros es el primer paso en la implementación de programas de monitorización efectivos, y como se ha comentado anteriormente, no se entiende un plan de monitorización sin unos objetivos claros y definidos. Ellos determinarán cuáles son las variables que medir en relación con las diferentes dimensiones del problema (Figura 3), y cómo hacerlo. Para ello, debemos tener claro los objetivos, nuestras capacidades técnicas, y los recursos disponibles.

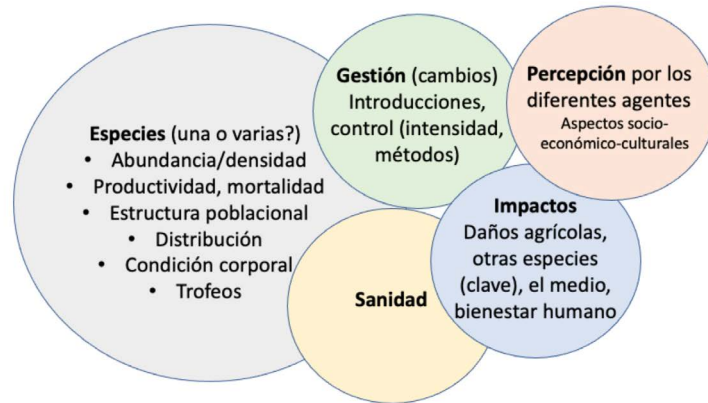


Figura 3. Determinar cuáles son las variables que medir con relación a las diferentes dimensiones del problema es esencial en todo plan de monitorización. Para ello, debemos tener claros los objetivos, nuestras capacidades técnicas, y los recursos disponibles.

Generalmente, los planes de manejo o conservación de las poblaciones de fauna requieren conocer de forma precisa la su situación demográfica y, por lo tanto, las estimaciones de la densidad poblacional o su abundancia relativa es la información mínima requerida (Williams et al. 2002, Morellet et al. 2011). En consecuencia, los gestores de fauna tienen que elegir entre dos opciones principales cuando intentan evaluar la dinámica de las poblaciones (Figura 4): i) estimar el tamaño/densidad absoluta de la población; o ii) estimar un índice relativo de variación (normalmente anual) en el tamaño/densidad de la población (o incluso monitorizar únicamente los daños causados como un índice indirecto de abundancia) (Morellet et al. 2011).

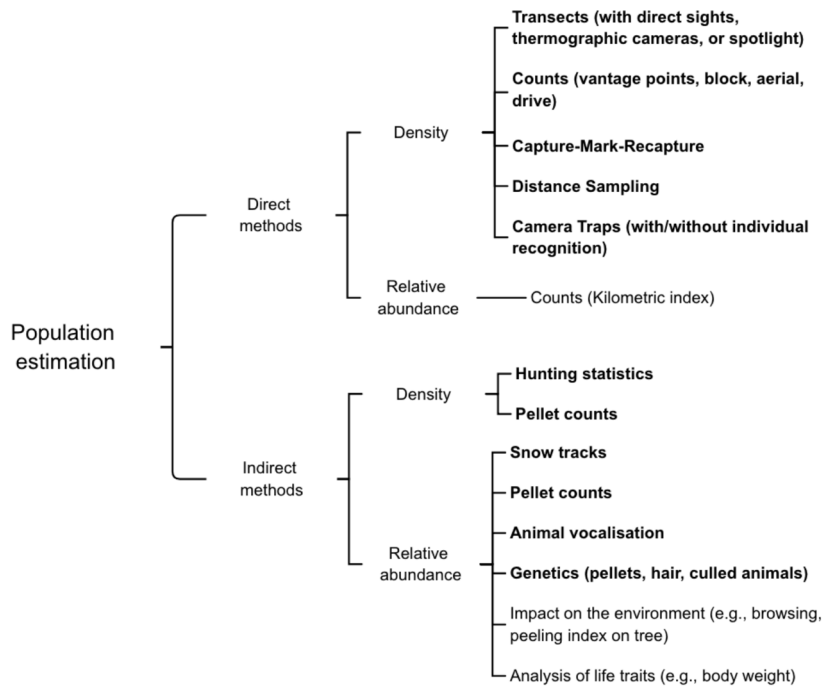


Figura 4. Como ejemplo, se muestra una clasificación de métodos disponibles para estimar la densidad y abundancia relativa de las poblaciones de rumiantes silvestres. Métodos directos: métodos basados en la observación directa de animales, métodos indirectos: métodos basados en la detección de signos de presencia (ENETWILD 2018a, 2020a, b)

A continuación, presentamos algunos conceptos clave relacionados con el diseño correcto del estudio para estimar la densidad y abundancia, cumpliendo con los supuestos de representatividad de los datos y suficiente esfuerzo de muestreo:

- 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 superficie, se obtiene la densidad de población absoluta.
- 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 se puede calcular por diferentes métodos (Figura 4). A lo largo del tiempo, 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 monitorizar las poblaciones de fauna a lo largo del tiempo, así como para realizar estudios a gran escala sobre los factores que determinan la abundancia de especies. Sin embargo, esta relación puede ser no lineal (Figura 5). A veces, debido a limitaciones de recursos, logísticas o de tiempo, los planes de monitorización que nos podemos permitir solo arrojan valores de abundancia relativa, en lugar del tamaño total de la población o estimaciones de 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 terrestre total. La densidad absoluta suele expresarse en número de individuos o grupos por 100 ha o km². Puede calcularse mediante diferentes métodos (directos o indirectos, Figura 4).

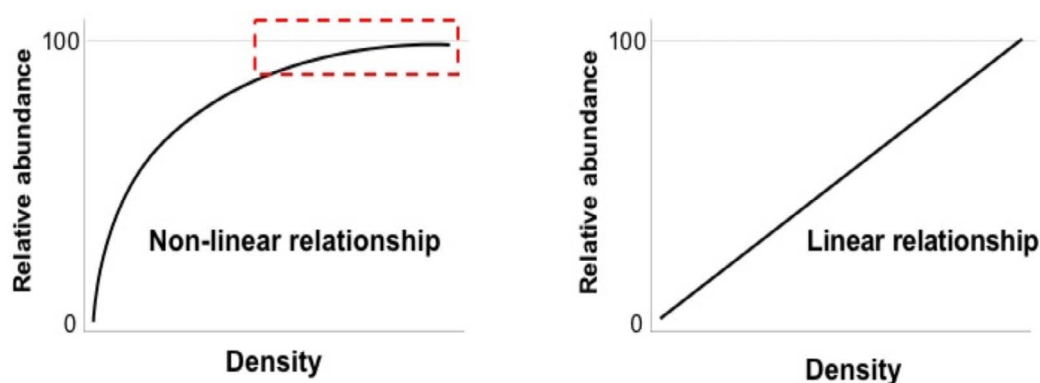


Figura 5. Los mejores índices de abundancia relativa son aquellos que tienen una relación lineal con la densidad de población (dcha) en un área determinada, pero a menudo, estas relaciones conducen a saturaciones para valores de abundancia grandes (izda). Los ejes Y indican el valor relativo (expresado de 0 a 100) de abundancia relativa.

¿CÓMO MONITORIZAR?

Para responder a esta pregunta debemos abordar nuestros objetivos, ya que las cuestiones que interesa responder determinan la escala a la que inicialmente plantearemos la monitorización, la frecuencia y naturaleza de los muestreos, y, por tanto, la exactitud y precisión (Figura 6) que consideramos suficientes para las estimaciones de nuestra monitorización. Desde esta situación de partida, podremos hacer un cálculo de los recursos necesarios para realizar los muestreos. Es la norma que los recursos sean escasos, y por tanto los métodos y los objetivos específicos los reajustaremos a lo que sea asequible y útil (Yoccoz et al. 2001; Dixon 1998; Yoccoz et al. 2001; Pollock y Farnsworth 2002).

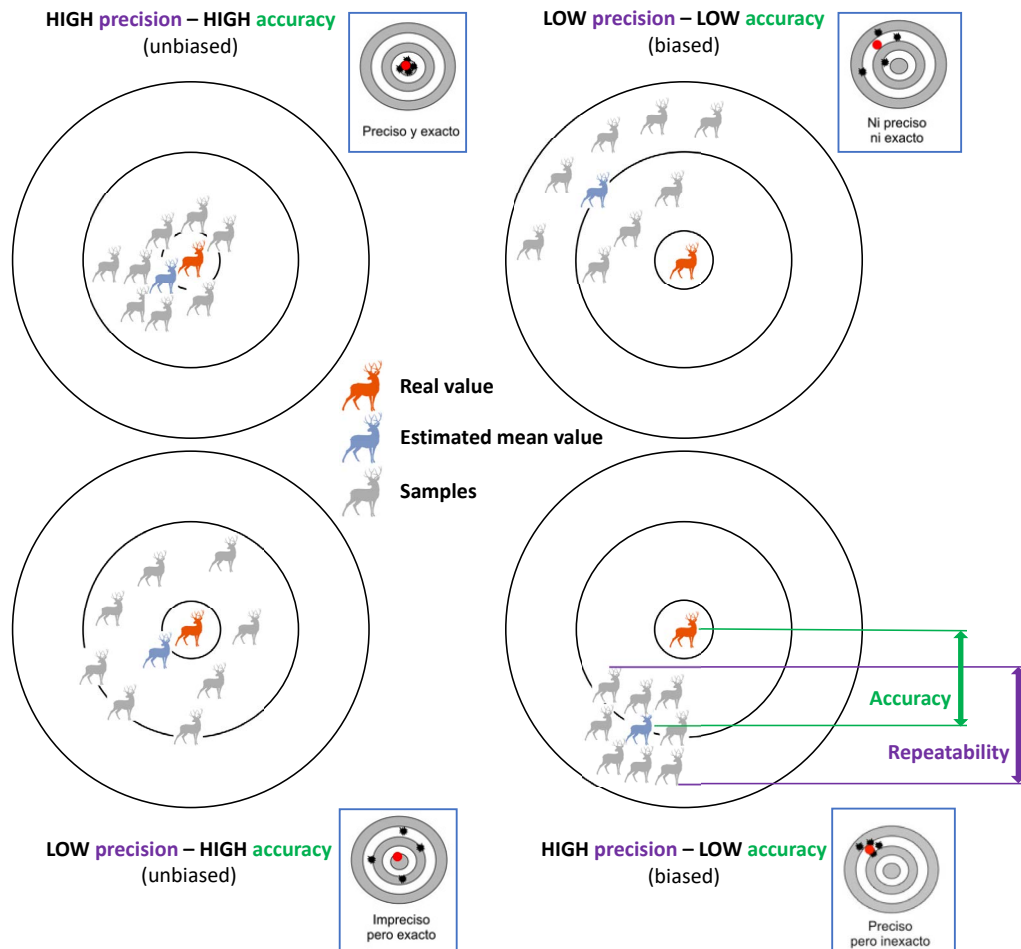


Figura 6. Exactitud, precisión y sesgo de las estimaciones de población. La primera situación (arriba izda) se puede etiquetar como fiable. El diseño del estudio y la estrategia de muestreo son esenciales para estimar correctamente la densidad y abundancia de forma no sesgadas (y por lo tanto fiables) a escala local, lo que, a su vez, hará que los datos sean comparables entre áreas. Como veremos, ningún método proporcionará datos precisos (no sesgados) y precisos si el diseño del estudio (generalmente es un muestreo) no es representativo, y el esfuerzo es insuficiente. Esto es especialmente cierto para las especies con un patrón agregado de distribución espacial y una marcada selección de hábitat.

- Las LOCALIZACIONES DE MUESTREO seleccionadas son posteriormente usadas para inferir nuestros resultados de monitorización a un área más grande, que abarca la población, ecosistema o área de distribución de interés, relativa a todo el año o a una ocupación temporal (por ejemplo, especies migratorias). La gran heterogeneidad espacial en los sistemas naturales y actividades humanas ha de ser considerada en la selección de los muestreos, ya que podríamos incurrir en sesgo y errores de muestreo en los indicadores y medidas de tendencias de las especies o procesos monitorizados (selección de localizaciones aleatoria o estratificada con relación a ciertos factores). La cobertura y representatividad espacial han de ser adecuadas, a una escala ecológica apropiada para las especies o procesos en estudio. Como ejemplo, la Figura 7 muestra (izda) una propuesta que divide España en diferentes unidades espaciales de naturaleza relativamente homogénea, estratificando así las regiones principales de muestreo para monitorizar la sanidad de las especies silvestres (plan nacional

de vigilancia de la sanidad de la fauna silvestre: https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/sanidad-animal-higiene-ganadera/pvfs2021_tcm30-437517.pdf). También se muestran las bioregiones propuestas para la monitorización de la abundancia de las poblaciones de jabalí a nivel Europeo (ENETWILD 2019a,b; Acevedo et al. 2019).

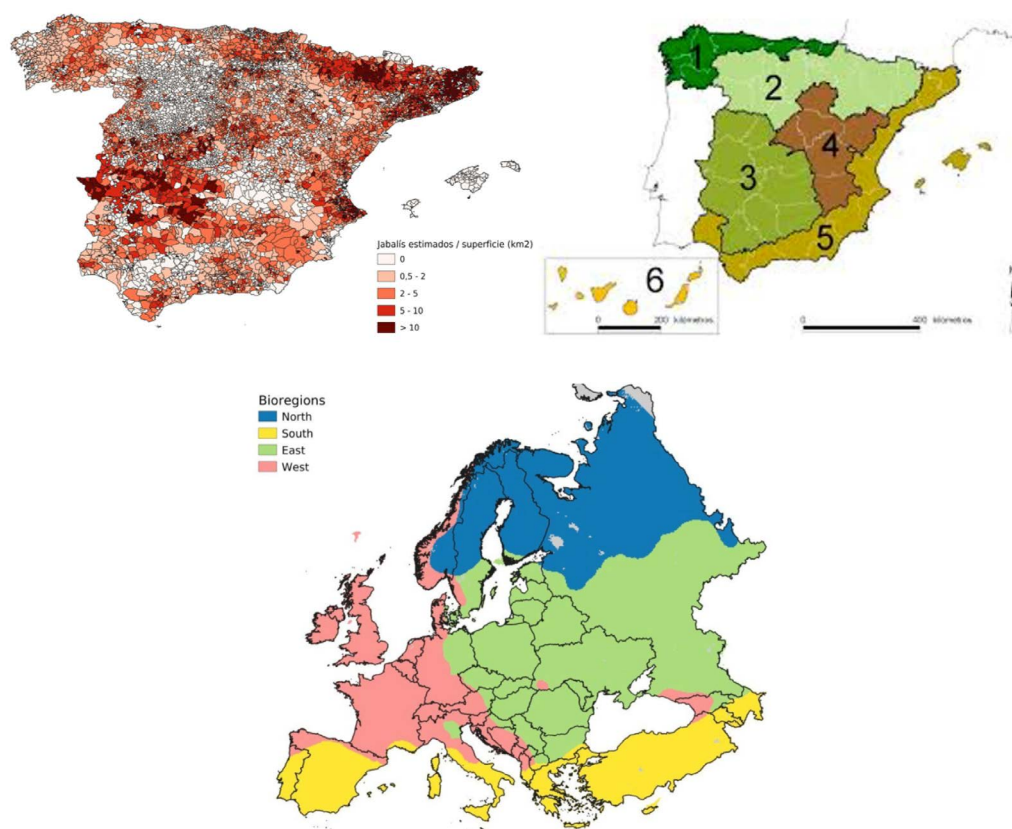


Figura 7. Como ejemplo la figura de la izda. muestra los valores de abundancia del jabalí en España a lo largo de toda su distribución (o prácticamente) basada en estadísticos de caza, a nivel municipal, así como una propuesta (derecha) para estratificar las regiones principales de muestreo para monitorizar la especie (por ejemplo, su sanidad, ver plan nacional de vigilancia de la sanidad de la fauna silvestre: https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/sanidad-animal-higiene-ganadera/pvfs2021_tcm30-437517.pdf). La imagen inferior ejemplifica las biorregiones propuestas para la monitorización de la abundancia de las poblaciones de jabalí a nivel Europeo (ENETWILD 2019b).

- El MUESTREO en el diseño general del plan de monitorización se utiliza para calcular los parámetros de la población cuando abordamos grandes áreas. Igualmente, es habitual que los datos recolectados en las localizaciones seleccionadas sean unos muestreos (es decir, muestreamos en una serie de poblaciones que a su vez suponen un muestreo del área de distribución y otros factores de la especie o proceso en cuestión). Obtener una estimación de un área grande a partir de una muestra es útil porque a menudo es imposible obtener una medida de cada animal (o sus signos) que estamos contando. Para ello, es necesario seleccionar algunas parcelas/proporción de superficie en las que se estima la densidad y abundancia relativa. Para optimizar los protocolos de muestreo, se recomienda la definición previa de regiones o áreas de estudio en función de la distribución de características ambientales, poblaciones, de gestión u otros contextos de interés (Figura 7). Los resultados

de estas estimaciones dan lugar a unos valores que se pueden extrapolar a toda el área de estudio. Un diseño de estudio correcto significa evitar sesgos durante el muestreo y aplicar el esfuerzo suficiente para estimar estimaciones precisas y confiables de densidad y abundancia relativa.

A nivel de cada localidad, la distribución espacial de la gran mayoría de especies, como el jabalí, está restringida y agrupada como resultado de su ecología espacial, uso del hábitat y distribución disponible de recursos, entre otros factores. Las distribuciones más comunes (Figura 8) son contagiosas, y cuanto mayor es la agregación, menor es la precisión de las estimaciones de abundancia y densidad. Por tanto, necesitamos tener nociones de la distribución de la población en el territorio para poder hacer un buen diseño de estudio.

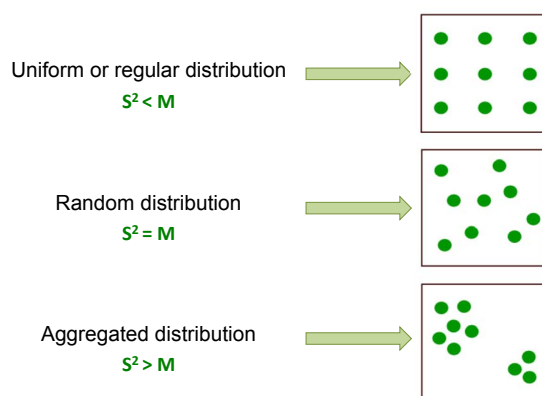


Figura 8. Patrones de distribución de especies, que afectan la estimación del tamaño de la población final, para lo cual se necesita un diseño de estudio correcto. La distribución agregada representa una distribución espacial contagiosa, típica de muchas especies (S_2 = variación de los datos, M = valor medio).

Dado que estas especies tienden a estar agregadas y no distribuidas al azar, los transectos, las parcelas de muestreo, la ubicación de las cámaras trampa, puntos de observación, etc., deben estratificarse por tipo de hábitat, evitando carreteras y otras características singulares (Figura 9). Todos los ambientes relevantes dentro del área de estudio que pueden afectar la distribución de las especies en cuestión deben ser considerados para el diseño de un muestreo. Ya que estamos muestreando, las recomendaciones para cumplir algunos supuestos son:

La muestra representa toda el área de estudio. Por lo tanto, debemos asegurarnos de que haya suficientes muestras para ser representativas. Tomar una muestra de cada zona del área de estudio, lo que sea factible, pero cuanto más, mejor.

- o La muestra puede ser:
 - o elegida al azar de la mejor manera para representar de manera justa las características del área de estudio, y cuando se hace de la forma más simple, este método se denomina muestreo aleatorio simple;
 - mediante muestreo aleatorio sistemático. El muestreo aleatorio sistemático es cuando se toman muestras a intervalos predeterminados fijos (por ejemplo, una cámara de fototrampeo cada 1,5 km). Lo que hace que este tipo de muestreo sea aleatorio es que el punto de inicio es aleatorio. Se coloca una línea transversal a lo largo de un gradiente ambiental y se toman muestras a intervalos predeterminados;
 - mediante muestreo estratificado cuando es mejor dividir un área de estudio en zonas más pequeñas con un cierto hábitat o uso de similar, y muestrear dentro de ellos.

Cuando sea posible, estratificar por abundancia (relativa) puede aumentar la precisión porque se logrará una tasa equivalente de encuentro/captura (por ejemplo, cámara de fototrampeo) dentro de los estratos. Este enfoque nos permite seleccionar aleatoriamente entre diferentes categorías (por ejemplo, hábitats) o estratos. Por ejemplo, si los individuos de la población que se está muestreando en un área de estudio seleccionan más un tipo particular de cobertura vegetal (Figura 9), en lugar de muestrear puntos transectos o parcelas al azar, es posible sea mejor dividir el área de estudio en zonas de cobertura vegetal similar y muestrear dentro de esas divisiones.

- Los transectos, parcelas y emplazamientos de cámaras de fototrampeo deben colocarse utilizando mapas a buena escala espacial del área de estudio, y estratificarse considerando también la composición del hábitat.
- o El esfuerzo de muestreo debe cuantificarse por tipo de hábitat (por ejemplo, como la proporción de transectos o parcelas en los diferentes tipos de hábitat).
- o Debe comprobarse si la estratificación permite un esfuerzo de muestreo y sesgos similares en cada clase de hábitat, lo que requiere un conocimiento *a priori* de la distribución de los hábitats en el área de estudio. Esto es aún más importante cuando se comparan diferentes métodos en cada área (no debe ocurrir ningún sesgo debido a los diferentes esfuerzos de muestreo 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 abundancia y densidad relativa hacia aquellos hábitats que están sobrerrepresentados en el muestreo. Esto provocaría, por tanto, una baja precisión e incompatibilidad con otros valores obtenidos de diferentes áreas de estudio.

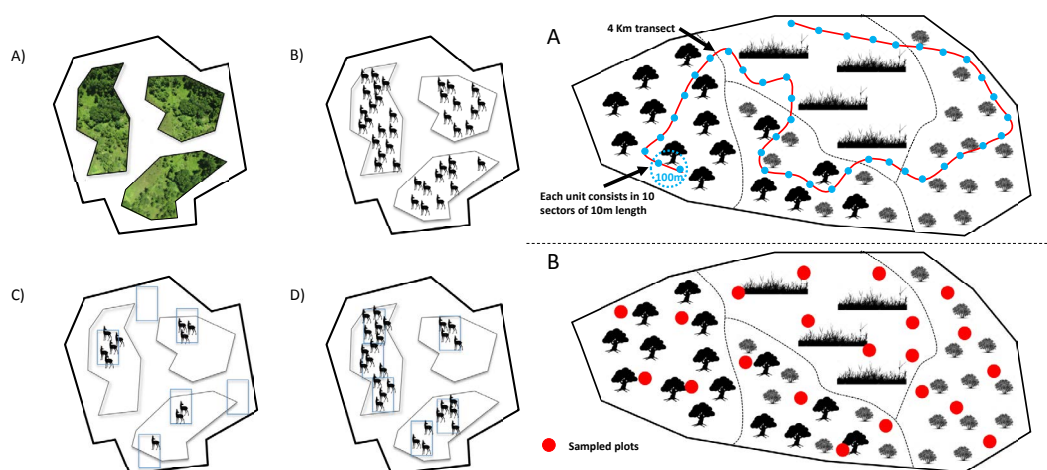


Figura 9. Izda: Ejemplo de distribución de áreas de un cierto hábitat utilizado por una determinada especie (A, áreas verdes), y su distribución (B). Un muestreo aleatorio (C), un muestreo estratificado (D). En este caso, un diseño estratificado aumenta la exactitud y precisión de la estimación de densidad (y por lo tanto de la población total) una vez relativizada con el área de muestreo (hábitat del estrato). Modificado de ENETWILD (2018a, 2020a) y Tellería (1986). La línea exterior es la unidad de manejo total o ecológica que pretendemos censar, en la que los animales habitan o utilizan preferentemente (las zonas verdes, A). Dcha: Representación esquemática de un diseño de transecto para (A) conteos de frecuencia de excrementos fecales considerando bosques, matorrales y hábitats abiertos, y (B) signos de presencia dentro de parcelas de conteos de excrementos (con y sin limpieza), puntos de recuento, áreas a batir o colocación de cámaras de trampeo (ENETWILD 2018a, 2020a).

- La necesidad de recopilar suficientes datos para hacer inferencias estadísticas válidas minimizando los costes y logística determinará el ESFUERZO de muestreo requerido: número de puntos, transectos, lugares de estudio (aleatoriamente, estratificada mente), poblaciones, número de visitas al campo, etc. En este sentido, un muestreo adaptativo nos permite ajustar la intensidad del muestreo en función de los resultados del muestreo inicial.
- Para poder aplicar programas de monitorización factibles, será necesario ajustar nuestra EFICIENCIA, es decir, el grado de precisión de la estimación de la población (capacidad de detectar cambios) para un nivel dado de esfuerzo de muestreo que nos podemos permitir.
- La monitorización de la fauna silvestre requiere un TRABAJO EN EQUIPO MULTIDISCIPLINAR, con diferentes responsables en las diferentes fases del proceso: (i) recopilación de información y diseño (diseño adecuado a los objetivos, selección de metodologías y un plan), (ii) aplicación por un equipo/s de personas o sectores que lo lleven a cabo, (iii) análisis, y (iv) divulgación del mismo a todos los para generar la participación y colaboración, y búsqueda de retroalimentación desde todos los sectores para favorecer un proceso adaptativo junto con los responsables de todas las fases.
- En todas estas fases, es fundamental disponer de la DOCUMENTACIÓN Y UNA CORRECTA GESTIÓN DE LOS DATOS. Todos los aspectos del programa de monitoreo deben ser documentados y deben almacenarse en un lugar definido, coordinadamente y accesible, que refleje los objetivos del programa de monitorización, su diseño, protocolos y métodos de recolección de datos, técnicas analíticas y estándares. Los programas de seguimiento deben ser adaptables y pueden cambiar a medida que evolucionan nuevas técnicas y se dispone de más información, lo que se verá reflejado en esta documentación.
- Se requiere un sistema de ALMACENAMIENTO Y GESTIÓN DE DATOS de campo para garantizar que se mantengan tanto la integridad, trazabilidad y calidad original de los datos. Los tradicionales cuadernos o formularios impresos siguen siendo el principal formato de trabajo, sin embargo, es necesario un sistema que transcriba estos datos a un formato electrónico. El reciente desarrollo de TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN ha permitido que aparezcan cada vez más APPS de un gran valor aplicado para facilitar la recolección y gestión de la información, ya que los datos se digitalizan desde el mismo campo, se facilita la toma de ciertos formatos de datos, como imágenes, y se hacer partícipe a nuevos colectivos en disposición de usar estas apps. Sin embargo, hemos de ser conscientes que las apps son herramientas a disposición de los programas de monitorización, y su diseño y uso ha de responder a los objetivos y planteamientos del programa. Es decir, las apps han de ser compatibles con un diseño y metodología apropiadas, y no reemplazan la necesidad de montar un programa de monitorización bien estudiados y con unos objetivos claros. Si no, corremos el riesgo de que la información recopilada no tenga utilidad para ser usada en la toma de decisiones en la gestión de la fauna, que recordemos, ha de tener unan base técnica y científica. La forma en que recolectamos y registramos la información debe seguir siempre unos estándares científico-técnicos mínimos, que además nos van a permitir establecer comparaciones. El desarrollo tecnológico es una gran ventaja de la que tenemos que obtener provecho para hacer la monitorización más rutinaria y de fácil aplicación, implicando a más colectivos, pero sin olvidar que es un aproximación sistemática y rigurosa, y no todo vale.

EL CASO DEL JABALÍ EN LOS CONTEXTOS EUROPEO Y NACIONAL

El jabalí es el ungulado europeo más extendido, y su población ha aumentado considerablemente en las últimas décadas (Apollonio et al. 2010; Keuling et al. 2017; Massei et al. 2015). Solo hay ciertas y limitadas regiones en Europa sin presencia de jabalíes (por ejemplo, algunas islas, montañas altas y los extremos del norte). El jabalí ocupa una amplia variedad de hábitats, desde bosques boreales y bosques y matorrales templados hasta bosques lluviosos tropicales y semidesiertos (p. ej., Keuling et al. 2017), y a menudo usa tierras agrícolas para alimentarse y como refugio (p. ej. Herrero et al. 2006; Keuling et al. 2009; Schley et al. 2008). Su plasticidad ecológica y su creciente población generan conflictos (Putman et al. 2011), ya que puede causar daños importantes a los cultivos y la vegetación natural (p. Ej., Bueno et al. 2009; Schley et al. 2008; Welander, 2000), biodiversidad (p. ej., Carpio et al. 2014; Oja, 2017), tráfico rodado (p. ej., Lagos et al. 2012; Thurfjell et al. 2015) y ganadería y salud pública (p. ej., González-Barrio et al. 2015; Gortázar et al. 2007). El jabalí puede ser portador de muchos patógenos (Ruiz-Fons et al. 2008) que amenazan al ganado (Gortázar et al. 2007) o al ser humano (es decir, zoonosis, p. ej., Meier et al. 2015). La aparición y expansión de la peste porcina africana (PPA) en Europa del Este es de gran importancia, afectando ya a países como Alemania.

DINÁMICA POBLACIONAL EN GRANDES CIFRAS

La capacidad ecológica para el jabalí de los hábitats varía ampliamente en todo el continente europeo dependiendo de las condiciones ambientales, y, sobre todo, de factores humanos. Debido a la amplia distribución y la alta plasticidad ecológica del jabalí, no existe una densidad estándar o media que pueda recomendarse universalmente como “óptima” en toda Europa. El jabalí, biológicamente es un ungulado estratega de R, y ha evolucionado como una especie adaptada a la disponibilidad de recursos de alimentación pulsante, que se manifiesta de diferentes maneras en diferentes países: frutos otoñales forestales, recursos agrícolas, etc. La abundancia de jabalíes es un parámetro fluctuante y las variaciones locales dependen de las condiciones climáticas en ciertas estaciones (según su distribución), la disponibilidad de alimento natural, agrícola y la alimentación suplementaria, las enfermedades y la presión de la caza. ¿Por qué aumentan las poblaciones de jabalíes en todas partes de Europa? A menos que se vean gravemente afectados por enfermedades (p. ej. las pestes porcinas o la tuberculosis), la fertilidad y la supervivencia de los jabalíes tiende a ser relativamente elevada en una gran diversidad de contextos (Truvé et al. 2004). Los niveles de densidad de población que se encuentran generalmente en Europa aún no son limitantes del crecimiento de sus poblaciones, y apenas está controlado por los niveles actuales de caza recreativa (Massei et al. 2015), si bien, en varios países centroeuropeos parece que la capacidad de acogida del medio tiende ya a alcanzarse. En general, gran parte del territorio español presenta una capacidad de acogida de las poblaciones de jabalí todavía por alcanzar su techo, y sus poblaciones mayoritariamente presentan tasas de máxima productividad, lo que dificulta enormemente su control. Es decir, en esta fase, los esfuerzos de control difícilmente se ven recompensados, a menos que estos sean realmente intensos, y sobre todo, sostenidos en el tiempo. Como cifra indicativa, a pesar de una extracción anual de más del 40% de la población por caza, la población aún puede aumentar en casi un 20% en años buenos o con alta disponibilidad de alimento.

MÉTODOS PARA ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA DEL JABALÍ

Recientemente se ha publicado una trilogía con las directrices recomendadas para estimar la abundancia y la densidad de las poblaciones de mamíferos salvajes para su aplicación en Europa (jabalí, resto de ungulados y carnívoros, respectivamente). En el caso del jabalí ENETWILD

2018a), se ha examinado y evaluado 18 métodos, y se recomienda tres métodos (fototrampeo sin reconocimiento individual, recuento en batida, y en ciertos contextos, muestreo de distancia) para estimar la densidad de jabalíes a escala local, proporcionando directrices para su aplicación. A gran escala espacial y para describir las tendencias a largo plazo, las estadísticas de caza de alta calidad (recogidas a una escala espacial fina) tienen la mayor disponibilidad y potencial de comparación en toda Europa, y pueden utilizarse en la modelización espacial predictiva de la abundancia y densidad relativa de jabalíes, como veremos. Más adelante abordamos su calibración frente a otros métodos.

MONITORIZACIÓN DEL JABALÍ A NIVEL EUROPEO Y NACIONAL: LA NECESIDAD DE ESTÁNDARES

Es muy relevante que la mayoría de los programas europeos actuales de vigilancia de patógenos de la fauna silvestre, incluida la peste porcina africana, carecen de integración con el seguimiento adecuado de la población (es decir, los datos del denominador). LA MONITORIZACIÓN INTEGRADA significa combinar el seguimiento de la población y los patógenos. Dada la diversidad de métodos disponibles para estimar el tamaño de la población de jabalíes y la diversidad geográfica de Europa, es necesaria una armonización metodológica para determinar el rango de distribución y la abundancia de la población. Estos patrones representan información clave para los procesos de toma de decisiones. Por ejemplo, en el caso de la peste porcina africana necesitamos conocer el número y la distribución espacial de los jabalíes en Europa para llevar a cabo una gestión eficiente de sus poblaciones (Depner et al. 2017).

Habitualmente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) evalúa los riesgos relacionados con patógenos de los cuales la fauna silvestre es hospedadora (reservorio). En repetidas ocasiones, la falta de datos sobre la distribución geográfica y la abundancia de la fauna silvestre ha dificultado estos análisis. Por tanto, se necesita recopilar información válida sobre la abundancia y distribución (sanidad) de la fauna silvestre, comparable y de calidad. Numerosos países y organizaciones europeas recogen datos espaciales sobre distribución y abundancia de la fauna silvestre, pero cada uno tiene sus propias características específicas con respecto a la metodología utilizada, el tipo de datos adquiridos, el repositorio implementado y su accesibilidad. A través del Proyecto europeo ENETWILD (www.enetwild.com) se intenta mejorar las capacidades europeas para el seguimiento de las poblaciones de fauna silvestre, desarrollando estándares para la recolección de datos, validación y, finalmente, crear y promover un repositorio de datos. Sus objetivos concretos son:

- Recopilar datos sobre la distribución geográfica y la abundancia de fauna silvestre, validarlos y agregarlos en una base de datos común.
- Promover y coordinar la generación de nuevos datos útiles.
- Modelado espacial a nivel europeo de su abundancia como base para futuro análisis de riesgos.
- Mejorar la red de profesionales de la fauna silvestre para apoyar las actividades de recopilación de datos.

Un gran hito europeo para la monitorización de especies silvestres ha sido que ENETWILD (Figura 10) desarrolló por primera vez ESTÁNDARES PARA DATOS DE PRESENCIA/ABUNDANCIA (ENETWILD 2020c) de las especies de fauna europeas bajo el criterio de ser:

- Eficaces para filtrar la calidad de los datos necesarios para producir mapas y modelos de distribución/abundancia de alta calidad.
- Compatibles con los sistemas internacionales de recopilación de datos de biodiversidad existentes para optimizar la interoperabilidad entre ellos.
- Una vez que se desarrollaron estos estándares se ha trabajado en la recolección de datos de presencia/abundancia y otros parámetros de interés biológico o de gestión de las especies silvestres. Inicialmente el proyecto se centró en el jabalí, y en la actualidad aborda a todos los ungulados, carnívoros, lagomorfos y aves de interés para la influenza aviar. Este repositorio de datos, por un lado, está disponible para la evaluación de riesgos por parte de EFSA, y por otro, para estudios y planes de manejo de las especies europeas. Sin esta aproximación armonizada y estandarizada, la mayoría de los datos que se están recolectando en Europa no tendría aplicación a nivel continental e incluso nacional. La armonización del marco europeo de recolección de datos para la fauna silvestre es un hito clave ya que abre el espacio para agregar estos datos de toda. Los estándares permiten agregar datos sobre la presencia, abundancia y estadísticas de caza, por ejemplo, de la fauna silvestre en Europa, ya sea como datos brutos o como resultados de estimaciones estadísticas. Estos datos provienen de una gran comunidad de administraciones, investigadores, cazadores y gestores.

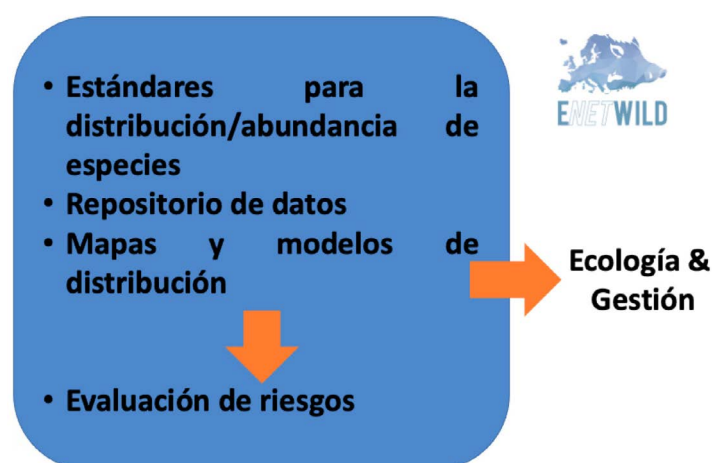


Figura 10. Aproximación de ENETWILD (www.enetwild.com) para armonizar la recolección de datos sobre especies de fauna silvestre a nivel europeo. Inicialmente se ha trabajado en el desarrollo de estándares (es decir, como registramos los datos) para datos de presencia/abundancia y otros parámetros de interés biológico y de gestión para la monitorización de especies silvestres (ENETWILD 2020c).

ORGANIZACIÓN Y RECOPIACIÓN DE ESTADÍSTICAS DE CAZA DEL JABALÍ A NIVEL EUROPEO Y NACIONAL

La organización y recopilación de estadísticas de caza y su análisis es esencial no solo para la gestión de la caza sino también para desarrollar políticas de gestión de la fauna silvestre. A gran escala espacial (Figura 11), ya se dispone de estadísticas de datos de caza y, potencialmente, comparables en toda Europa para su uso en el modelado espacial predictivo de la abundancia de jabalíes, todo un hito para esta especie que es punta de lanza para el caso de otras especies cinegéticas, particularmente mamíferos.

Las fuentes de estadísticas de caza que proporcionan información cuantitativa sobre el jabalí (y, por extensión, para otras especies de caza mayor) en Europa, faltan o no están armonizadas en toda Europa, además de ser incompletas, dispersas y difíciles de comparar. Los procedimientos, métodos y tipo de datos recopilados sobre bolsas de caza (estadísticas oficiales) pueden mostrar una gran heterogeneidad entre países y regiones. En la actualidad, cada país y organización recopila datos de caza utilizando su propio procedimiento diferente, y adquiere diferentes tipos de datos que luego se implementan en diferentes repositorios con accesibilidad variable: esto dificulta la comparación y uso común de datos en toda Europa (ENETWILD 2020c). Es necesario por tanto un esfuerzo para lograr la armonización de los datos en poco tiempo para las estadísticas más básicas a nivel de coto de caza, y la coordinación de la recopilación de estadísticas de caza debe lograrse primero a nivel nacional y luego a nivel europeo.

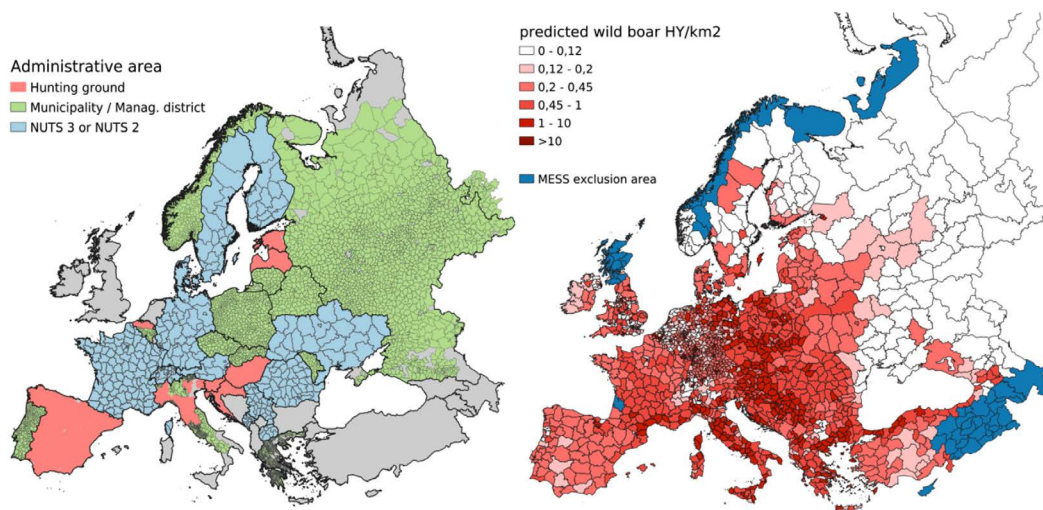


Figura 11. Izda: Distribución espacial y resolución de los datos de bolsas de caza de jabalíes recopilados por ENETWILD (junio de 2020). Dcha: resultado de un modelo espacial provisional de jabalí para la abundancia (rendimiento de caza por km², <https://enetwild.com/reports-docs/>).

ENETWILD ha analizado las heterogeneidades en los sistemas de recopilación de datos de caza de jabalíes (por extensión otros ungulados) en toda Europa mediante cuestionarios (ENETWILD 2018b) (Figura 11) para explorar la comparabilidad de los datos de caza a corto plazo y proponer un marco común para la recopilación futura. Cincuenta y siete encuestados que representan a 32 países que cubren más del 95% del territorio europeo participaron en el cuestionario. La información registrada con más frecuencia en las estadísticas oficiales incluyó la cantidad de animales cazados por coto de caza y temporada (24 países) y el tamaño del coto de caza (gestión) (21 países). Se recolectaron mapas georreferenciados de los cotos de caza (total o parcial) de 20 países. La información registrada con menos frecuencia fue a nivel de eventos de caza. En este contexto, es recomendable que (i) los países recopilen datos a nivel de coto de caza; (ii) los esfuerzos deben centrarse en países con escasos datos (por ejemplo, Europa del Este), y (iii) los datos deben recopilarse con la mejor resolución espacial y temporal, es decir, a nivel de eventos de caza. ENETWILD ha propuesto un modelo de recopilación de datos sólido y bien informado como base para un marco común europeo (ENETWILD 2018b).

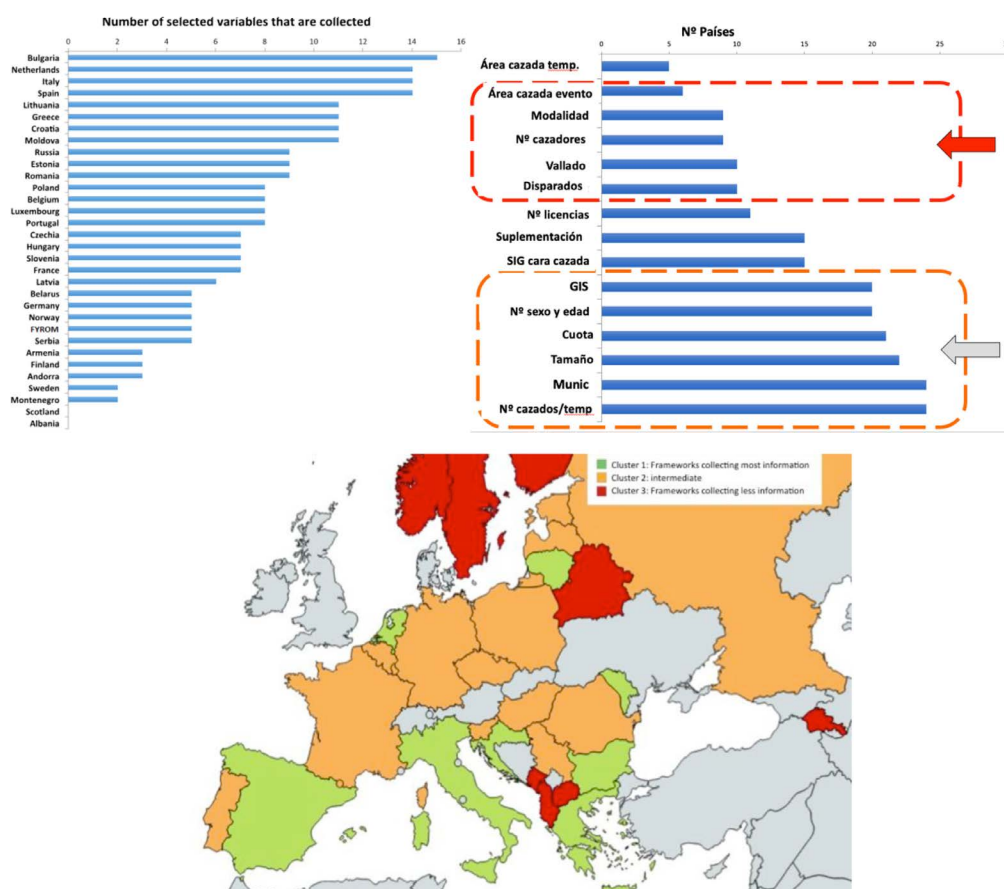


Figura 11. Arriba: número de variables (entre seleccionadas en una lista previa) recopiladas por los sistemas nacionales / regionales de recolección. De estadísticos de caza por diferentes países europeos los países que respondieron el cuestionario (ENETWILD 2018b). En la parte superior dcha. se muestra el tipo de variables y el número de países donde se recolectan, indicando que las variables a nivel de evento de caza (por ejemplo, en batida) se recolectan en un número reducido de países (contorno y flecha roja), sin embargo, los datos agregados a nivel de temporada se recolectan de manera generalizada en la mayor parte de los países (contorno y flecha naranja). Abajo: Como resultado del análisis multivariante para clasificar países según el tipo y número de variables recolectadas (variables como categorías: o sin datos registrados, o datos registrados al menos en algunas regiones/estados federales) se muestran varios clusters o agrupaciones según color (gris para ausencia de datos).

En clave nacional, se ha evidenciado que, a nivel Europeo (Figura 11), España cuenta con uno de los mejores sistemas de recopilación de datos, si bien una gran heterogeneidad en cómo los estadísticos de caza del jabalí son recopilados entre CC.AA., lo cual puede generalizarse a otras especies de caza mayor. Todas las provincias de España disponen de información sobre el número de animales abatidos a nivel de coto o unidad de gestión. Solamente 9 provincias o CC.AA. recopilan (a fecha de 2018) datos a nivel de evento de caza colectiva en sus diferentes modalidades. La información precisa sobre el esfuerzo (nº de cazadores, superficie batida) y eficacia de caza (nº de animales vistos, nº de animales abatidos) es escasa. En varios casos, esta información (ya sea a nivel de evento o agregada por temporada) es incompleta, ya que no existe información sobre el área cazada o el número de días que se ha cazado. En el resto de CC.AA. o provincias la información recolectada se refiere al total de animales abatidos por temporada y coto, sin cuantificación del esfuerzo y eficacia de la caza. La siguiente tabla muestra el número de CC.AA. (o provincias) en España dónde la información a cierta escala

debería ser recolectada para obtener una armonización completa en el tipo y resolución de las estadísticas, en el caso del jabali (por extensión, otros ungulados).

Tabla 1. Se muestra el número de CC.AA. (o provincias, se analizaron por separado las 3 del País Vasco) en España dónde la información a cierta escala debería ser recolectada para obtener una armonización completa en el tipo y resolución de las estadísticas, en el caso del jabali (por extensión, otros ungulados).

Variable	Nº de CCAA (o provincias) dónde la información debería ser recolectada
Área cazada por evento (caza colectiva)	11
Modalidad de caza en cada evento	9
Nº de cazadores por evento	12
Nº de jabalíes abatidos por evento	10

CALIBRACIÓN DE DENSIDADES DE JABALÍ BASADAS EN ESTADÍSTICOS DE CAZA DE ELEVADA CALIDAD (DATOS POR EVENTO CON ESFUERZO Y EFICACIA)

Las estadísticas de caza pueden ser adecuadas para determinar densidades de jabalíes si se realiza una calibración con un método riguroso y aceptado. En España, mediante una primera experiencia se ha comparado las densidades calculadas a partir de los recuentos en batidas/monterías (caza colectiva) frente a valores de densidad calculados mediante fototrampeo (método REM o modelo de encuentro aleatorio, sin identificación individual) (ENETWILD 2019c). Para ello, se seleccionaron 10 poblaciones a lo largo de un gradiente de norte a sur que representa una diversidad de hábitats, tradiciones de manejo y caza, sin alimentación artificial. Los valores de densidad estimados tanto a partir de los recuentos en batidas como fototrampeo estaban fuertemente correlacionados entre sí positivamente ($R^2=0,84$ y $0,87$ para modelos lineales y no lineales, respectivamente, Figura 12). Por lo tanto, los datos rigurosos de conteos en batidas por los cazadores podrían usarse como una estimación de densidad (Figura 13). A estos efectos, aún sigue existiendo la necesidad de armonizar la recopilación de datos de caza en España y en toda Europa para que puedan utilizarse a gran escala. Estos resultados deben confirmarse en un número más amplio de poblaciones tanto de España como de Europa, actividad actualmente desarrollada por ENETWILD.

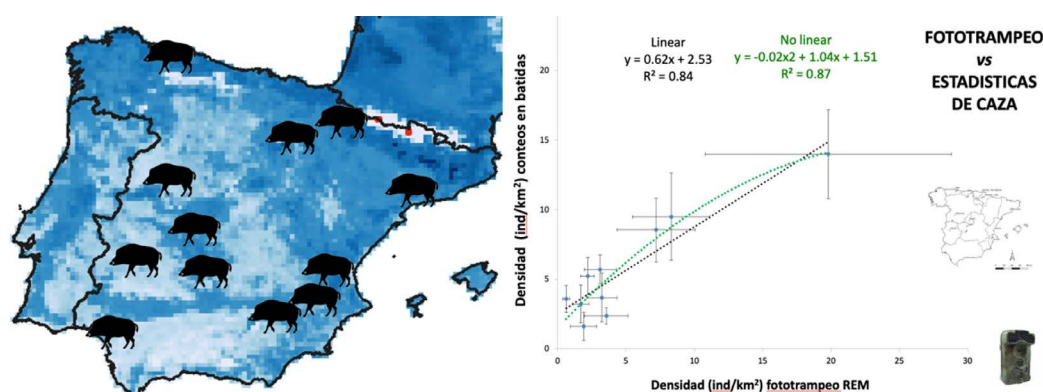


Figura 12. Calibración de densidades de jabalí basadas en estadísticos de caza de elevada calidad (datos por evento con esfuerzo y eficacia) (ENETWILD 2019c). Izda: Poblaciones de jabalí estudiadas. Dcha. Asociación entre los valores de densidad calculados mediante fototrampeo (método REM, como método de referencia) y conteos en eventos de caza colectiva.

FICHA PARA CAZA MAYOR EN BATIDA O MONTERÍA		
Fecha:	Matrícula del coto:	
Municipio:	Nombre el coto:	
BATIDA O MONTERÍA (nombre de la mancha y/o número):		
Hora de comienzo:	Hora de terminación	
Nombre y/o número del puesto:		
Nº de puestos:	Nº batidores:	Nº perros
¿Se ha buscado rastro previamente?		
¿Se ha cebado la mancha previamente?		
Superficie batida (has)		
Nº total de jabalíes vistos (incluyendo los cazados):		
N total de jabalíes cazados:		
Nº total de ciervos vistos (incluyendo los cazados):		
N total de ciervos cazados:		
INDICACIONES PARA RELLENAR LA FICHA		
1º Se debe rellenar una ficha por cada batida o montería realizada, tanto por parte de cada cazador para su puesto, como finalmente, por parte del coordinador del conteo.		
2º Es muy importante que se rellene la ficha aunque no se haya visto o matado ninguna pieza, en este caso en las casillas correspondientes se pondrá 0		
3º cada cazador rellenará la ficha para su puesto (campos indicados en negrita y subrayados), y la pasara a un coordinador del conteo, que rellenará la ficha para el total del evento. Deberá considerar el posible conteo doble entre puestos vecinos		

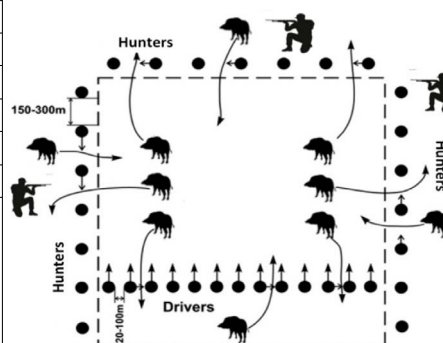


Figura 13. Modelo de ficha (izda) para recolección de estadísticos de caza colectiva de calidad, junto con una representación (dcha) de un conteo en batida (durante celebración de actividad cinegética colectiva) (ENETWILD 2018a, 2019c).

CONCLUSIONES

- o La información recopilada gracias a la monitorización de la fauna silvestre, una vez analizada, tiene utilidad para ser usada (desafortunadamente, no siempre lo es) en la toma de decisiones en una gestión con base técnica y científica.
- o Toda monitorización ha de garantizar un correcto diseño que nos permita:
- o una mejor comprensión de los procesos ecológicos, epidemiológicos y socioeconómicos esenciales,
 - evidenciar tendencias,
 - determinar, evaluar y actuar sobre las causas (en este caso, de sobreabundancia),
 - calibrar y entender mejor la relación entre abundancia poblacional y daños, detectar de forma temprana las posibles amenazas a la biodiversidad, agricultura, sanidad animal, y bienestar humano,
 - “conciliar” a los sectores implicados y favorecer el “acuerdo”, ayudando a adoptar un modelo de gestión adaptativa compartido por todos en la toma de decisiones.
 - Gran parte del territorio español presenta una capacidad de acogida de las poblaciones de jabalí que todavía no han alcanzado su techo, y posiblemente, muchas de estas poblaciones están próximas a sus tasas de máxima productividad, lo que dificulta enormemente su control si no se hace un esfuerzo intenso y sostenido.

- o Si bien España cuenta con uno de los mejores sistemas de recopilación de estadísticas cinegéticas y sanitarias para esta especie, es recomendable que algunas CC.AA. recopilen datos a nivel de coto de caza con mayor resolución espacial y temporal.
- o Interesantemente, la calibración de estadísticas de caza de elevada calidad recolectadas durante eventos de caza colectivos abre la posibilidad de un uso generalizado de estos si se recolectan de forma sistemática y rigurosa.
- o Un plan de monitorización para el jabalí que acompañe a un plan nacional para su gestión coordinada y sostenible sería beneficioso, en el cual, el sector cinegético y la administración generen y aporten de información técnica válida de una forma planificada, por ejemplo, estadísticas cinegéticas de alta calidad.
- o Se necesita el apoyo del sector científico, la administración y cinegético para desarrollar programas de monitorización, aplicación de metodologías y definir criterios de sostenibilidad para una autogestión eficiente de los acotados.

REFERENCIAS

- Apollonio M, Andersen R, Putman R (2010) European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press.
- Authority EFS, Depner K, Gortazar C, Guberti V, Masiulis M, More S, Oļševskis E, Thulke H, Viltrop A, Woźniakowski G (2017) Epidemiological analyses of African swine fever in the Baltic States and Poland: (Update September 2016–September 2017). *EFSA Journal* 15(11):e05068.
- Bueno CG, Alados CL, Gómez-García D, Barrio IC, García-González R (2009) Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. *Journal of Zoology* 279(2):195–202.
- Carpio AJ, Guerrero-Casado J, Ruiz-Aizpurua L, Vicente J, Tortosa FS (2014) The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology* 20(3):161–166.
- Dixon PM, Olsen AR, Kahn BM (1998) Measuring trends in ecological resources. *Ecological Applications* 8:225–227.
- ENETWILD consortium, Keuling O, Sange M, Acevedo P, Podgorski T, Smith G, Scandura M, Apollonio M, Ferroglio E, Vicente J (2018a) Guidance on estimation of wild boar population abundance and density: methods, challenges, possibilities. *EFSA Supporting Publications* 15(7):1449E.
- ENETWILD consortium, Vicente J, Pihl R, Blanco-Aguilar JA, Sange M, Podgórski T, Petrovic K, Scandura M, Nabeiro AC, Body G (2018b) Analysis of hunting statistics collection frameworks for wild boar across Europe and proposals for improving the harmonisation of data collection. *EFSA Supporting Publications* 15(12):1523E.
- ENETWILD consortium, Acevedo P, Croft S, Smith G, Vicente J. (2019a) ENETWILD modelling of wild boar distribution and abundance: initial model output based on hunting data and update of occurrence-based models. *EFSA Supporting Publications* 16(5):1629E.
- ENETWILD consortium, Acevedo P, Croft S, Smith G, Blanco-Aguilar JA, Fernandez-Lopez J, Scandura M, Apollonio M, Ferroglio E, Keuling O, Sange M, Zanet S, Brivio F, Podgorski T, Petrovic K, Soriguer R, Vicente J (2019b) ENETWILD modelling of wild boar distribution and abundance: update of occurrence and hunting data models. *EFSA supporting publication* 2019:EN-1674. 29 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2019.EN-1674.
- ENETWILD consortium, Vicente J, Palencia P, Pihl R, Blanco-Aguilar JA, Laguna E, Soriguer R, López JF, Podgórski T, Petrović K (2019c) Harmonization of the use of hunting statistics for wild

- boar density estimation in different study areas: Report based on comparison of case studies in different wild boar populations representative of the different management and habitat conditions across. EFSA Supporting Publications 16(9):1706E.
- ENETWILD consortium, Body G, de Mousset M, Chevallier E, Scandura M, Pamerlon S, Blanco-Aguiar JA, Vicente J (2020a) Applying the Darwin core standard to the monitoring of wildlife species, their management and estimated records. EFSA Supporting Publications 17(4):1841E.
- ENETWILD consortium, Grignolio S, Apollonio M, Brivio F, Vicente J, Acevedo P, Palencia P, Petrovic K, Keuling O (2020b) Guidance on estimation of abundance and density data of wild ruminant population: methods, challenges, possibilities. EFSA supporting publication 2020:EN-1876. 54 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2020.EN-1876.
- ENETWILD consortium, Podgórski T, Acevedo P, Apollonio M, Berezowska-Cnota T, Bevilacqua C, Blanco JA, Borowik T, Garrote G, Huber D, Keuling O, Kowalczyk R, Mitchler B, Michler FU, Olszańska A, Scandura M, Schmidt K, Selva N, Sergiel A, Stoyanov S, Vada R, Vicente J (2020c) Guidance on estimation of abundance and density of wild carnivore populations: methods, challenges, possibilities. EFSA supporting publication 2020:EN-1947. 200 pp. doi:10.2903/sp.efsa.2020.EN-1947.
- Farnsworth GL, Pollock KH, Nichols JD, Simons TR, Hines JE, Sauer JR (2002) A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *The Auk* 119(2):414–425.
- González-Barrío D, Martín-Hernando MP, Ruiz-Fons F (2015) Shedding patterns of endemic Eurasian wild boar (*Sus scrofa*) pathogens. *Research in Veterinary Science*, 102, 206–211.
- Gortázar C, Ferroglio E, Höfle U, Frölich K, Vicente J (2007) Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. *European Journal of Wildlife Research* 53(4):241–256.
- Herrero J, García-Serrano A, Couto S, Ortuño VM, García-González R (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research* 52(4):245–250.
- Keuling O, Podgórski T, Monaco A, Melletti M, Merta D, Albrycht M, Genov PV, Gethöffer F, Vetter SG, Jori F (2017). *Eurasian J. Ecology, Conservation and Management of Wild Pigs and Peccaries*, 202.
- Keuling O, Stier N, Roth M (2009) Commuting, shifting or remaining? Different spatial utilisation patterns of wild boar *Sus scrofa* L. in forest and field crops during summer. *Mammalian Biology* 74(2):145–152.
- Lagos L, Picos J, Valero E (2012). Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in north-west Spain. *European Journal of Wildlife Research* 58(4):661–668.
- Massei G, Kindberg J, Licoppe A, Gačić D, Šprem N, Kamler J, Baubet E, Hohmann U, Monaco A, Ozoliņš J (2015) Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science* 71(4):492–500.
- Meier RK, Ruiz-Fons F, Ryser-Degiorgis MP (2015) A picture of trends in Aujeszky's disease virus exposure in wild boar in the Swiss and European contexts. *BMC Veterinary Research* 11(1):1–8.
- Morellet N, Van Moorter B, Cargnelutti B, Angibault J-M, Lourtet B, Merlet J, Ladet S, Hewison AJM (2011) Landscape composition influences roe deer habitat selection at both home range and landscape scales. *Landscape Ecology* 26(7):999–1010.
- Oja R (2017). *Consequences of Supplementary Feeding of Wild Boar: Concern for Ground-nesting Birds and Endoparasite Infection*. Universitatis Tartuensis.

- Pannwitz G, Freuling C, Denzin N, Schaarschmidt U, Nieper H, Hlinak A, Burkhardt S, Klopries M, Dedek J, Hoffmann L (2012) A long-term serological survey on Aujeszky's disease virus infections in wild boar in East Germany. *Epidemiology & Infection* 140(2):348–358.
- Putman R, Apollonio M, Andersen R (2011) Ungulate management in Europe: problems and practices. Cambridge University Press.
- Ruiz-Fons F, Segalés J, Gortázar C (2008) A review of viral diseases of the European wild boar: effects of population dynamics and reservoir role. *The Veterinary Journal* 176(2):158–169.
- Schley L, Dufrene M, Krier A, Frantz AC (2008) Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. *European Journal of Wildlife Research* 54(4):589–599.
- Tellería TJ (1986) Manual para el censo de los vertebrados terrestres. raíces.
- Thurfjell H, Spong G, Olsson M, Ericsson G (2015) Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape and Urban Planning* 133:98–104.
- Truvé J, Lemel J, Söderberg B (2004) Dispersal in relation to population density in wild boar (*Sus scrofa*). *Galemys* 16:75–82.
- Vicente J, Barasona JA, Acevedo P, Ruiz-Fons JF, Boadella M, Diez-Delgado I, Beltran-Beck B, González-Barrio D, Queirós J, Montoro V (2013) Temporal trend of tuberculosis in wild ungulates from Mediterranean Spain. *Transboundary and Emerging Diseases* 60:92–103.
- Welander J (2000) Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology* 252(2):263–271.
- Williams BK, Nichols JD, Conroy MJ (2002) Analysis and management of animal populations. Academic Press.
- Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T (2001) Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16(8):446–453.

Papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí

Jorge Ramón López-Olvera^a

Universitat Autònoma de Barcelona. Wildlife Ecology & Health group (WE&H) y Servicio de Ecopatología de Fauna Salvaje (SEFaS). Departament de Medicina i Cirurgia Animals,

^a ORCID: 0000-0002-2999-3451

http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.06

INTRODUCCIÓN

La abundancia y distribución geográfica de las poblaciones de jabalí (*Sus scrofa*) han aumentado de manera continua en las últimas décadas (Massei et al. 2011), favorecidas por una combinación de factores intrínsecos de la especie y factores extrínsecos, tanto ecológicos como socioeconómicos. Entre las características propias de la especie se encuentra su alta prolificidad y su plasticidad comportamental y fenotípica (Morelle et al. 2015). En cuanto a los factores extrínsecos ecológicos, podemos encontrar el abandono del medio rural con la consiguiente reforestación, la ausencia de depredadores eliminados por el ser humano y, en latitudes septentrionales, los inviernos más suaves favorecidos por el cambio climático. Otros factores extrínsecos socioeconómicos, como las repoblaciones o introducciones o la alimentación suplementaria, también contribuyen a esta tendencia creciente de las poblaciones de jabalí (Massei et al. 2011, 2015).

Esta tendencia al alza de las poblaciones de jabalí sucede en la mayoría de los países europeos en los que esta especie se encuentra presente, a pesar de que el número de jabalíes cazados aumenta cada año. A su vez, este fenómeno va acompañado de una disminución del número y un aumento de la edad del colectivo cinegético. En resumen, cada vez menos cazadores cazan más jabalíes, pero las poblaciones siguen creciendo (Massei et al. 2015).

Por otro lado, algunas poblaciones de jabalí se han habituado a utilizar los núcleos urbanos, no necesariamente debido a su abundancia (Cahill et al. 2012; Castillo-Contreras et al. 2018). Barcelona y Madrid en España, Roma y Génova en Italia, Berlín en Alemania, Haifa en Israel, Budapest en Hungría o incluso Hong Kong en Asia, figuran en la creciente lista de ciudades con una presencia cada vez más habitual de jabalíes. Este proceso es relativamente reciente y requiere una gestión específica para mitigar o eliminar los conflictos que genera, ya que el control cinegético tradicional suele no ser aplicable en los entornos urbanos y periurbanos.

Todas estas circunstancias han motivado la aparición de nuevas propuestas de gestión de las poblaciones de jabalíes y para la mitigación de los conflictos entre esta especie y los intereses humanos, tanto letales como no letales. Estos medios incluyen diferentes metodologías cinegéticas, captura, control de la fertilidad y barreras físicas para la protección de determinados espacios o la limitación de los movimientos de los jabalíes (Geisser y Reyer 2009; Massei et al. 2011).

El Servicio de Ecopatología de Fauna Salvaje (SEFaS) de la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB) trabaja en el estudio de la gestión de las poblaciones de jabalí desde 2013, a partir de una serie de contratos con el Ayuntamiento de Barcelona. A lo largo de estos más de siete años, hemos podido aprender sobre los factores que favorecen este fenómeno, los conflictos que genera y la dificultad de la gestión de la especie frente a percepciones sociales diversas e incluso opuestas.

CONSECUENCIAS DE LA SOBREADUNDANCIA DE JABALÍ

El jabalí puede actuar como un ingeniero del ecosistema, produciendo profundas modificaciones en la estructura del hábitat y afectando a otras especies simpátricas (Barrios-García y Ballari 2012). Cuando aumenta su abundancia, puede suponer un problema para la conservación de especies amenazadas o protegidas (Lecomte, 2007; Navàs et al. 2010). Además, cuando excede la capacidad de carga social (es decir, la abundancia de jabalíes que genera poco o ningún conflicto con el ser humano), aparecen interferencias con los intereses sociales y económicos humanos, tanto en terrenos agrícolas y áreas urbanas como en hábitats de elevado valor ecológico, como los pastos de alta montaña y las zonas húmedas (Giménez-Anaya et al. 2016). Estos conflictos pueden consistir en daños a los cultivos, accidentes de tráfico, un aumento del riesgo de enfermedades para el ganado doméstico y/o las personas (zoonosis), alteración de las cadenas tróficas y daños a otras especies de plantas y animales (Meng et al. 2009; Massei et al. 2011). En concreto, el coste de los daños en cultivos causado por el jabalí en Europa se estima que es del orden de millones de dólares cada año (Mazzoni della Stella et al. 1995; Vassant 1997; Geisser y Reyer 2009). A pesar de tratarse de una especie autóctona, el jabalí actúa como una especie invasora, extendiendo su rango de distribución histórica, alcanzando abundancias extremas y produciendo graves daños a otras especies (Carey et al. 2012).

DINÁMICA POBLACIONAL DEL JABALÍ

La esperanza de vida de los jabalíes puede superar los diez-doce años, pero la probabilidad de que un individuo pueda alcanzar los ocho años de edad es muy baja (USDA 2021). En general, las poblaciones de jabalíes están compuestas por una mayoría de individuos de menos de dos años de edad, aunque existen variaciones en función de la geografía, la climatología y la orografía (Moretti 1995; Boitani et al. 1995; Fernández-Llario y Martínez-Quesada 2003). Como todas las especies, las poblaciones de jabalí están sometidas de manera natural a dos tipos de mecanismos de regulación: la regulación de abajo hacia arriba o “bottom-up”, en la que la disponibilidad de recursos determina la abundancia de la especie; y la regulación de arriba hacia abajo o “top-down”, en la que la eliminación de individuos por depredadores controla las poblaciones (Figura 1).

El acceso a fuentes suplementarias de alimentación, principalmente antropogénicas, supone una alteración de la regulación “bottom-up” de las poblaciones de jabalí. En el entorno rural, estas fuentes de alimentación pueden ser los cultivos de cereal o maíz, cuya superficie ha aumentado en los últimos años (Schley y Roper 2003), mientras que en el entorno urbano la oferta alimentaria, en forma de comida para gatos callejeros, basura, zonas verdes e incluso alimentación directa, supone una atracción de los jabalíes al entorno urbano (Castillo-Contreras et al. 2018; González-Crespo et al. 2018). Se calcula que los recursos antropogénicos pueden llegar a triplicar la disponibilidad de alimentación de origen natural en las zonas urbanas (González-Crespo et al. 2018).

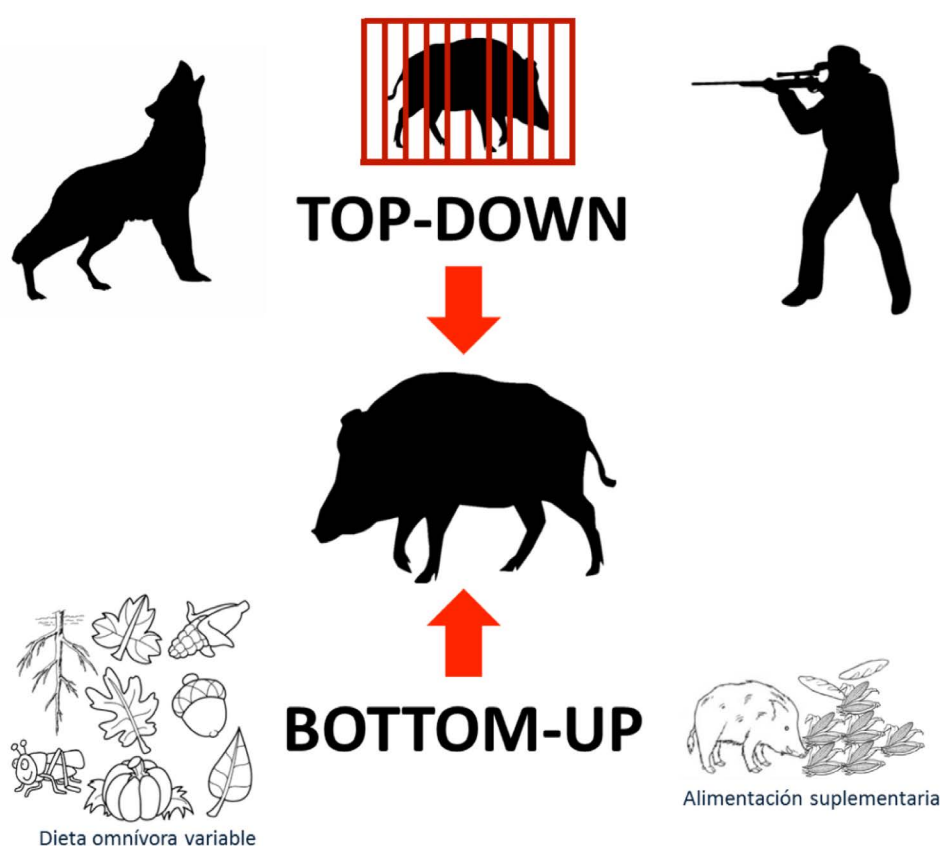


Figura 1. Esquema simplificado de los principales mecanismos de regulación de las poblaciones de jabalí, incluyendo la disponibilidad de alimentación natural y antropogénica (“bottom-up”) y la depredación, la caza y la captura (“top-down”).

La abundancia de recursos alimentarios aumenta el número de crías por hembra, el tamaño de la camada y el porcentaje de hembras gestantes, avanza la edad de primera reproducción e incrementa la supervivencia de rayones y bermejos (Rosell 1998; Fernández-Llario y Martínez-Quesada 2003; Geisser y Reyer 2005). Como consecuencia, la demografía de las poblaciones de jabalí sufre una explosión que multiplica su abundancia.

GESTIÓN Y CONTROL DE LAS POBLACIONES DE JABALÍES

Las modalidades tradicionales de caza, como las batidas, son el principal método (si no el único) de control de las poblaciones de jabalí, y pueden llegar a cazar más hembras que machos (Fernández-Llario y Martínez-Quesada 2003). Sin embargo, el crecimiento extendido y sostenido de las poblaciones de jabalí en la mayor parte de su área de distribución (Massei et al. 2015) demuestra que la actividad cinegética tradicional no está consiguiendo controlar sus poblaciones. Las poblaciones de jabalí pueden crecer incluso sometidas a una extracción cinegética superior al 50% (Toigo et al. 2008), pero la caza sigue siendo la metodología más eficaz para controlar las poblaciones de jabalí y los daños asociados (Geisser y Reyer 2009). Además, cuando la actividad cinegética se ha suspendido durante una o varias temporadas cinegéticas, el resultado inmediato ha sido un aumento de las poblaciones de jabalí en las temporadas cinegéticas posteriores (Quirós-Fernández et al. 2017). Es decir, aunque la caza consigue limitar el aumento de las poblaciones de jabalí, no consigue revertir su tendencia creciente, y de momento no se conocen metodologías más eficientes para conseguirlo.

MITIGACIÓN DE LOS DAÑOS Y RIESGOS RELACIONADOS CON LA PRESENCIA Y ABUNDANCIA DE JABALÍES

Aunque se suele asumir lo contrario, no existe necesariamente una relación directa entre abundancia de jabalíes y daños relacionados con su presencia, sino que esta relación está influida por otros factores como el hábitat, la estación, la localización geográfica, factores antropogénicos, etcétera. Por lo tanto, además de intentar controlar o disminuir las poblaciones de jabalí, existen otras recomendaciones para mitigar las consecuencias negativas de la sobreabundancia de las poblaciones de jabalíes, sea para reducir los daños a los cultivos (Cai et al. 2008; Geisser and Reyer 2009; Saito et al. 2011; Schlateger y Haag-Wackernagel 2011, 2012), para disminuir el riesgo de accidentes de tráfico (Huijser et al. 2009; Niemi et al. 2010; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015; Bíl et al. 2018) o para controlar el riesgo de transmisión de enfermedades con los animales domésticos (Barasona et al. 2014; Rossi et al. 2015; Meier y Ryser-Degiorgis 2018).

Los métodos propuestos para disminuir los daños en cultivos y el riesgo de colisión con vehículos incluyen vallados fijos, pastores eléctricos, pasos subterráneos y pasos canadienses (McCollister y Van Manen 2010; Niemi et al. 2010; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015; Huijser et al. 2016; Rosell et al. 2018; Honda et al. 2020), luces parpadeantes y repelentes olfativos (Schlateger y Haag-Wackernagel 2011, 2012; Bíl et al. 2018), entre otros. Sin embargo, ninguno de estos métodos se ha mostrado eficaz de manera consistente (Schlateger y Haag-Wackernagel 2011, 2012) o lo han hecho durante un tiempo limitado (Rosell et al. 2018), necesitan mantenimiento (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015; Rosell et al. 2018) y necesitan ser adaptados a las condiciones específicas de cada caso, con una efectividad muy variable y difícil de predecir (Huijser et al. 2009; Niemi et al. 2010; Huijser et al. 2016). Aunque algunas de estas medidas pueden conseguir reducir los daños en los cultivos (Saito et al. 2011), la actividad cinegética sigue siendo la medida más eficiente, extendida y fácilmente aplicable para controlar las poblaciones de jabalíes y disminuir los riesgos y los daños asociados (Geisser y Reyer 2009; Giménez-Anaya et al. 2016).

En cuanto a los riesgos sanitarios para animales domésticos y personas, se suele abogar por establecer planes de control multidisciplinarios e integradores que afronten el problema desde varias perspectivas para minimizar el riesgo de transmisión de patógenos (Delahay et al. 2005). Las medidas de bioseguridad, como la instalación de vallados o repelentes en puntos de agregación relevantes en la transmisión de enfermedades, puede ser una solución a pequeña escala (Reidy et al. 2008; Barasona et al. 2013a), y en circunstancias puntuales y como posible opción de futuro se está investigando la posibilidad de establecer planes de vacunación de animales salvajes (Beltrán-Beck et al. 2014; Rossi et al. 2014). Sin embargo, más allá de estas medidas puntuales, el control del riesgo de transmisión de enfermedades entre jabalíes y cerdos domésticos debe basarse en cuatro líneas de actuación: vigilancia sanitaria en cerdos domésticos, bioseguridad en las explotaciones de cerdos domésticos, vigilancia sanitaria en jabalíes y gestión sostenible de las poblaciones de jabalíes (Meier y Ryser-Degiorgis 2018). Al igual que para la prevención y control de daños, la gestión cinegética de las poblaciones de jabalí también es clave para gestionar el riesgo de transmisión de enfermedades a los animales domésticos y a las personas.

PERCEPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA ASOCIADA A LAS POBLACIONES DE JABALÍES

La gestión de las poblaciones de jabalíes implica a administradores, propietarios de áreas cinegéticas y zonas protegidas, agricultores, ganaderos, cazadores, ambientalistas, ecologistas y animalistas, entre otros muchos colectivos. La percepción de la fauna salvaje generalmente

está condicionada por factores racionales y emocionales, condicionados por las experiencias previas. La acumulación de experiencias relacionadas con fauna salvaje sin repercusiones negativas puede conducir a la aparición de habituación, en la que se minusvalora el riesgo o la problemática asociada. Por el contrario, las experiencias negativas determinan una sensibilización, en la que la percepción ciudadana de la problemática es mayor que el propio problema (Conejero et al. 2019). Las percepciones negativas tienen mayor poder para determinar las actitudes sociales frente a la problemática y, por tanto, generar conflicto (Kansky y Knight 2014). Para implementar medidas de gestión que tengan éxito, tanto para reducir el número de jabalíes como para disminuir los daños asociados, es imprescindible el acuerdo y la aceptación por parte de los sectores implicados (Bencin et al. 2016; Liordos et al. 2017; Conejero et al. 2019).

EL FUTURO DE LA GESTIÓN DE LAS POBLACIONES DE JABALÍES

En las condiciones actuales de abundancia de recursos alimentarios, sobre todo de origen humano, la actividad cinegética tradicional, basada principalmente en batidas realizadas en otoño e invierno, no está consiguiendo controlar el crecimiento de las poblaciones de jabalíes (Massei et al. 2015). El desarrollo de modelos predictivos señala como medidas más eficientes el control y la reducción de los recursos alimentarios y un aumento de la eficacia y la eficiencia del control poblacional (González-Crespo et al. 2018). Otras medidas de gestión de las poblaciones de jabalíes, como la utilización de tóxicos o el control de la fertilidad, se encuentran en fase experimental y son directamente ilegales o inviables para la gestión de poblaciones a gran escala, además de tener una eficacia y eficiencia limitadas (Massei et al. 2011; González-Crespo et al. 2018), aunque el control de la reproducción podría aumentar la eficacia del control cinegético para reducir las poblaciones de jabalíes (Croft et al. 2020). Sin embargo, la reducción de la reproducción presenta dificultades logísticas para su aplicación, su eficacia por sí sola es muy baja y solo se consigue a tasas difícilmente alcanzables en poblaciones abiertas en libertad (González-Crespo et al. 2018). Estudios recientes han comenzado a investigar la manera de mejorar la eficacia y eficiencia del control poblacional de jabalíes mediante la caza (Vajas et al. 2020). La combinación de una reducción de la disponibilidad de alimento con centrar los esfuerzos de extracción en las hembras jóvenes parece ser la mejor opción para conseguir revertir la tendencia creciente a las poblaciones de jabalí (Figura 2; González-Crespo et al. 2018).

Para conseguir sesgar los jabalíes cazados hacia las clases de sexo y edad con una mayor influencia en la dinámica poblacional de la especie, posiblemente haya que combinar varias técnicas cinegéticas (batidas, esperas nocturnas, caza fuera de la temporada cinegética tradicional, etc.) y de captura (Barasona et al. 2013b; Torres-Blas et al. 2020), diferenciando la actividad cinegética tradicional como afición de la gestión cinegética de la especie, que puede acabar profesionalizándose.

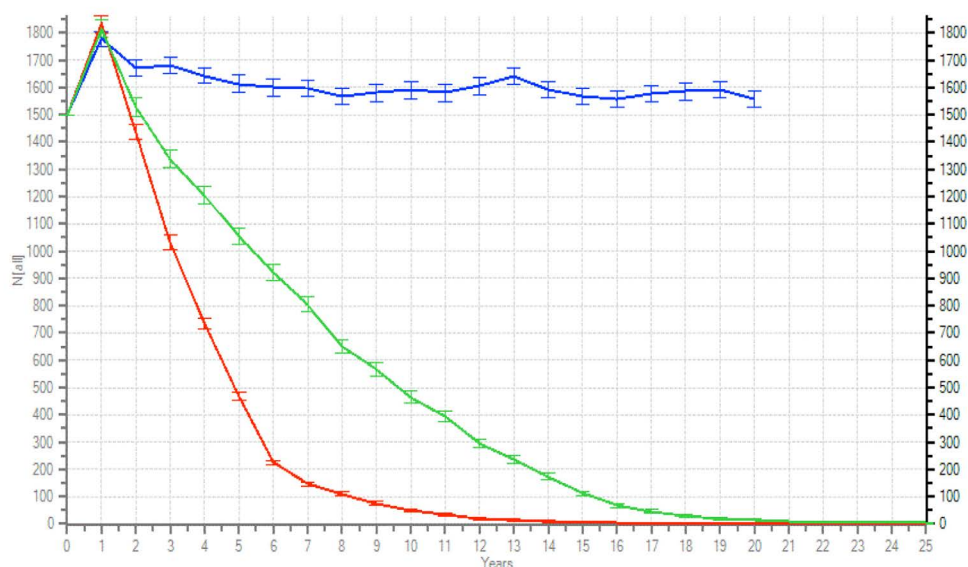


Figura 2. Proyección de la evolución de una población de jabalíes con las medidas de gestión actuales (azul), y con la extracción selectiva de individuos juveniles combinada con la reducción de la disponibilidad de alimento del 5% en 15 años (verde) o del 15% en cinco años (rojo) (González-Crespo et al. 2018).

CONCLUSIÓN

Las poblaciones de jabalí siguen una tendencia creciente a escala global, que no va a cambiar si se mantienen las actuales condiciones de gestión de la especie y los daños y riesgos asociados. Es por tanto necesario aplicar medidas de gestión para mitigar los riesgos y los daños, por una parte, y revertir la tendencia creciente de las poblaciones, por otra. Las opciones de gestión poblacional más eficaces y eficientes pasan por reducir el acceso a las fuentes de alimentación antrópicas y concentrar los esfuerzos de extracción en las clases de sexo y edad con mayor relevancia en la dinámica poblacional de la especie, es decir, las hembras jóvenes. Otras medidas de gestión alternativas no son suficientemente fiables y aplicables en la actualidad como para considerarlas opciones viables y válidas. Para poder llevarse a cabo y tener éxito, todo plan de gestión del jabalí debe contar con la aprobación, la participación y la implicación de los sectores directamente implicados, así como de la opinión pública, por lo que es necesario considerar siempre el aspecto social de la gestión de la especie.

REFERENCIAS

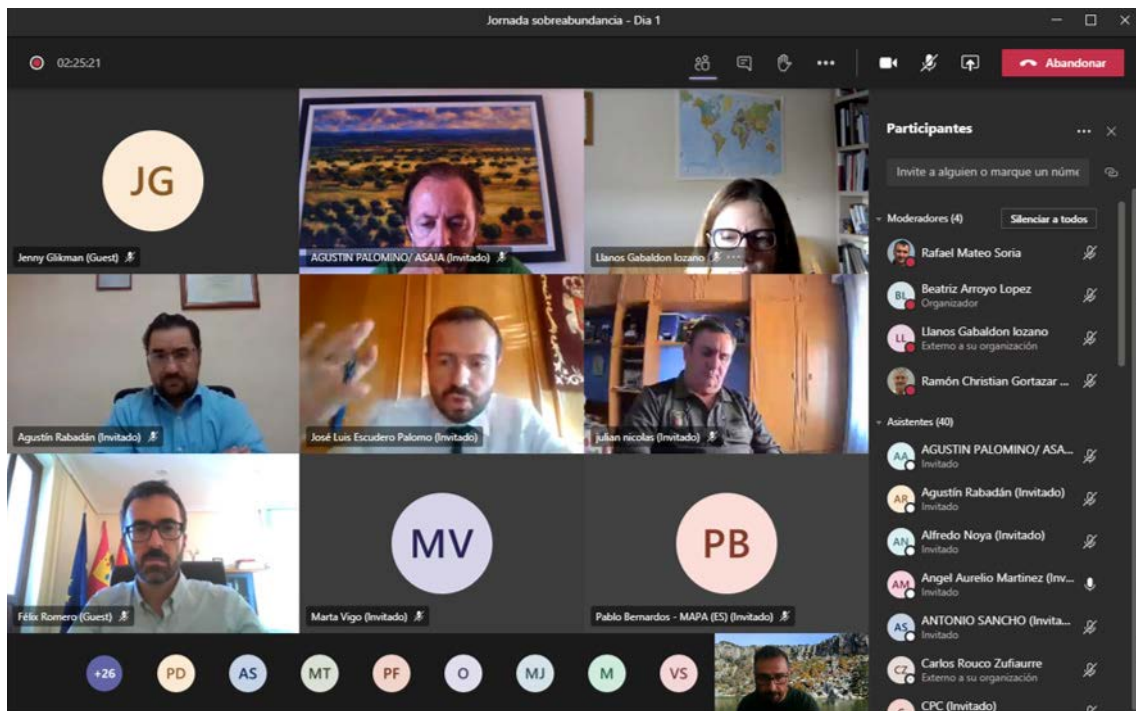
- Barasona JA, López-Olvera JR, Beltrán-Beck B, Gortázar C, Vicente J (2013b) Trap-effectiveness and response to tiletamine-zolazepam and medetomidine anaesthesia in Eurasian wild boar captured with cage and corral traps. *BMC Veterinary Research* 9:107.
- Barasona JA, VerCauteren KC, Saklou N, Gortázar C, Vicente J (2013a) Effectiveness of cattle operated bump gates and exclusion fences in preventing ungulate multi-host sanitary interaction. *Preventive Veterinary Medicine* 111:42-50.
- Barasona JA, Latham MC, Acevedo P, Armenteros JA, Latham DM, Gortázar C, Carro F, Sorriquer RC, Vicente J (2014). Spatiotemporal interactions between wild boar and cattle: implications for cross-species disease transmission. *Veterinary Research* 45:122.

- Barrios-García MN, Ballari SA (2012) Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14(11):2283-2300.
- Beltrán-Beck B, Romero B, Sevilla IA, Barasona JA, Garrido JM, González-Barrio D, Díez-Delgado I, Minguijón E, Casal C, Vicente J, Gortázar C, Aranaz A (2014) Assessment of an oral *Mycobacterium bovis* BCG vaccine and an inactivated *M. bovis* preparation for wild boar in terms of adverse reactions, vaccine strain survival, and uptake by nontarget species. *Clinical and Vaccine Immunology* 21:12-20.
- Bencin H, Kioko J, Kiffner C (2016) Local people's perceptions of wildlife species in two distinct landscapes of Northern Tanzania. *Journal for Nature Conservation* 34:82-92. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2016.09.004>
- Bíl M, Andrásik R, Bartonicka T, Krivánková Z, Sedoník J (2018). An evaluation of odor repellent effectiveness in prevention of wildlife-vehicle collisions. *Journal of Environmental Management* 205:209-214. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.081>
- Boitani L, Trapanese P, Mattei L (1995) Demographic patterns of wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany, Italy. *Ibex J.M.E.* 3:197-201.
- Cahill S, Llimona F, Cabañeros L, Calomardo F (2012) Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Animal Biodiversity and Conservation* 35:221-233.
- Cai J, Jiang Z, Zeng Y, Li C, Bravery BD (2008) Factors affecting crop damage by wild boar and methods of mitigation in a giant panda reserve. *European Journal of Wildlife Research* 54:723-728. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0203-x>
- Carey MP, Sanderson BL, Barnas KA, Olden JD (2012) Native invaders - challenges for science, management, policy, and society. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:373-381. <https://doi.org/10.1890/110060>
- Castillo-Contreras R, Carvalho J, Serrano E, Mentaberre G, Fernández- Aguilar X, Colom A, González-Crespo C, Lavín S, López-Olvera JR (2018) Urban wild boars prefer fragmented areas with food resources near natural corridors. *Science of the Total Environment* 615:282-288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.277>
- Conejero C, Castillo-Contreras R, González-Crespo C, Serrano E, Mentaberre G, Lavín S, López-Olvera JR (2017) Past experiences drive citizen perception of wild boar in urban areas. *Mammalian Biology* 96:68-72. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.04.002>
- Croft S, Franzetti B, Gill R, Massei G (2020) Too many wild boar? Modelling fertility control and culling to reduce wild boar numbers in isolated populations. *PLoS ONE* 15(9):e0238429. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238429>
- Delahay RJ, Smith GC, Ward AI, Cheeseman CL (2005) Options for the management of bovine tuberculosis transmission from badgers (*Meles meles*) to cattle: evidence from a long-term study. *Mammal Study* 30(Suppl. 1):S73-S81.
- Fernández-Llario P, Mateos-Quesada P (2003) Population structure of the wild boar (*Sus scrofa*) in two Mediterranean habitats in the western Iberian Peninsula. *Folia Zoologica* 52(2):143-148.
- Geisser H, Reyer H-U (2009) Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management* 68(4):939-946.
- Giménez-Anaya A, Herrero J, García-Serrano A, García-González R, Prada C (2016) Wild boar battues reduce crop damages in a protected area. *Folia Zoologica* 65(3):214-220.

- Honda T, Kubota T, Ishizawa Y (2020) Ungulates-exclusion grates as an adjoining facility to crop damage prevention fences. *European Journal of Wildlife Research* 66:25. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-1362-7>
- Huijser MP, Duffield JW, Clevenger AP, Ament RJ, McGowen PT (2009) Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society* 14(2):15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.002>
- Huijser MP, Fairbank ER, Camel-Means W, Graham J, Watson V, Basting P, Becker D (2016) Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife-vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation* 197:61-68.
- Kansky R, Knight AT (2014) Key factors driving attitudes towards large mammals in conflict with humans. *Biological Conservation* 179 :93-105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.008>
- Lecomte T (2007) Causes, impact et gestion d'une surpopulation de sanglier á la réserve naturelle des Manneville (Marais Vernier – EURE). Colloque Modalités de Gestion du Sanglier, Reims (France), 1-2 de marzo de 2007.
- Liordos V, Kotsiotis VJ, Georgari M, Baltzi K, Baltzi I (2017) Public acceptance of management methods under different human-wildlife conflict scenarios. *Science of the Total Environment* 579:685-693. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.040>
- 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, Pokorný 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. <https://doi.org/10.1002/ps.3965>
- Massei G, Roy S, Bunting R (2011) Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Human – Wildlife Interactions* 5:79-99.
- Meier RK, Ryser-Degiorgis M-P (2018) Wild boar and infectious diseases: evaluation of the current risk to human and domestic animal health in Switzerland: A review. *Schweizer Archive für Tierheilkunde* 160 (7-8):443-460. <https://doi.org/10.17236/sato0168>
- Meng XJ, Lindsay DS, Sriranganathan N (2009) Wild boars as sources for infectious diseases in livestock and humans. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B Biological Sciences* 364:2697-2707. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0086>
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015) Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales (segunda edición, revisada y ampliada). Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, 1. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/prescripciones_pasos_vallados_2a_edicion_tcm30-195791.pdf
- Moretti M (1995) Birth distribution, structure and dynamics of a hunted mountain population of wild boars (*Sus scrofa* L.), Ticino, Switzerland. *Ibex J.M.E.* 3:192-196.
- Navàs F, Rosell C, Romero de Tejada S, Santaefúfemia X, de Dalmases I (2010) Does the presence of wild boar in protected wetlands affect sensitive species? En: 8th International Symposium on Wild Boar and Other Suids. York, Reino Unido, 1-4 de septiembre de 2010.
- Niemi M, Martin A, Tanskanen A, Nummi P (2010) How effective are wildlife fences in preventing collisions with wild ungulates? En V. Richter, M. Puky, A. Seiler (Eds.), *Improving connections in a changing environment: Collection of the short papers from the 2010 IENE Conference* (pp. 79-83). Sveriges lantbruksuniversitet.

- Quirós-Fernández F, Marcos J, Acevedo P, Gortázar P (2017) Hunters serving the ecosystem: the contribution of recreational hunting to wild boar population control. *European Journal of Wildlife Research* 63:57.
- Reidy MM, Campbell TA, Hewitt DG (2008) Evaluation of electric fencing to inhibit feral pig movements. *Journal of Wildlife Management* 72:1012-1018.
- Rosell C, Pericas B, Colomer J, Navàs F (2018) Guia de mesures per reduir els danys causats per mamífers de la fauna salvatge en zones rurals, urbanes i infraestructures. https://minuartia.com/wp-content/uploads/2019/05/guia_mesures_danys_fauna_minuartia_nov2018-1.pdf
- Rossi S, Staubach C, Blome S, Guberti V, Thulke H-H, Vos A, Koenen F, Le Potier M-F (2015) Controlling of CSFV in European wild boar using oral vaccination: a review. *Frontiers in Microbiology* 6:1141. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01141>
- Saito M, Momose H, Mihira T (2011) Both environmental factors and countermeasures affect wild boar damage to rice paddies in Boso Peninsula, Japan. *Crop Protection* 30:1048-1054. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.02.017>
- Schlateger A, Haag-Wackernagel D (2011) Effectiveness of solar blinkers as a means of crop protection from wild boar damage. *Crop Protection* 30:1216-1222. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.05.008>
- Schlateger A, Haag-Wackernagel D (2012) Evaluation of an odor repellent for protecting crops from wild boar damage. *Journal of Pest Science* 85:209-215. <https://doi.org/10.1007/s10340-012-0415-4>
- Schley L, Roper TJ (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33(1):43-56.
- Toïgo C, Servanty S, Gaillard J-M, Brandt S, Baubet E (2008) Disentangling natural from hunting mortality in an intensively hunted wild boar population. *Journal of Wildlife Management* 72(7):1532-1539. <https://doi.org/10.2193/2007-378>
- Torres-Blas I, Mentaberre G, Castillo-Contreras R, Fernández-Aguilar X, Conejero C, Valldeperes M, González-Crespo C, Colom-Cadena A, Lavín S, López-Olvera J.R. (2020) Assessing methods to live-capture wild boars (*Sus scrofa*) in urban and peri-urban environments. *Veterinary Record* 187(10):e85. <https://doi.org/10.1136/vr.105766>
- USDA (United States Department of Agriculture) 2021. <https://feralhogs.extension.org/feral-hog-population-biology/>
- Vajas P, Calenge C, Richard E, Fattebert J, Rousset C, Saïd S, Baubet E (2020) Many, large and early: Hunting pressure on wild boar relates to simple metrics of hunting effort. *Science of the Total Environment* 698:134251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134251>

MESAS REDONDAS



Mesa Redonda: La caza en la gestión de la sobreabundancia de conejo

Moderadora: Beatriz Arroyo
(IREC)

PARTICIPANTES:

Nicolás Vicente Urbani Barrios (Real Federación Española de Caza)



La caza es la herramienta de control poblacional más sostenible a nivel económico, social y ambiental en nuestro país. Controlar poblaciones no significa exterminar, sino equilibrar para evitar riesgos de daños o perjuicios. La gestión de determinadas especies (conejo y jabalí, especialmente) es compleja, y necesita un enfoque multidisciplinar y multisectorial, innovador y transferible. Para ello se debería contar con medidas como: la monitorización, manejo de hábitats agrosilvopastorales, autorización de nuevas tecnologías cinegéticas, incremento de la autogestión de cotos, simplificación administrativa y concienciación social. En el análisis y aplicación de estas medidas, la labor de las Federaciones de Caza es esencial.

Llanos Gabaldón (Servicio de Caza-JCCM)



El seguimiento que se hace de la especie en el Servicio de Caza y Pesca de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha consiste en analizar las estadísticas de capturas que año tras año aportan los titulares de los distintos terrenos cinegéticos de la región, además de los censos que se llevan haciendo desde el año 2009 en una red de seguimiento de la especie. Esta información es parte de los análisis que se llevan realizando desde 2012 para las declaraciones de parte del territorio de la región como comarca de emergencia cinegética (CEC) por daños del conejo de monte en cultivos agrícolas. Además de esta declaración de CEC, se deben realizar estudios a nivel municipal de puntos críticos que favorezcan esta sobreabundancia de la especie a través de comisiones municipales en la que participen los distintos actores implicados.

Agustín Rabadán (FCCLM)



El grueso de los conejos se capturan en cotos locales gestionados por sociedades de cazadores de los pueblos. Hay que tener muy en cuenta el coste y el trabajo que realizan las sociedades de cazadores locales que invierten su tiempo, su dinero y gran número de personas en el control de daños. Hacen un servicio al agricultor y a la sociedad en general y además pagan por ello. La caza es la única herramienta de gestión viable y eficaz, y debe reconocerse socialmente esa labor desinteresada que están haciendo las sociedades locales y se les debe dotar de herramientas como la comarca de emergencia cinegética, crear líneas de ayudas para adquirir malla conejera, protectores, etc. y poder incluir el control de daños en los planes técnicos.

Ramón Perez de Ayala (WWF)



El conejo es una especie clave del ecosistema mediterráneo, base de la cadena trófica en la Península ibérica, sobre la que depredan más de 30 especies muchas de ellas en peligro de extinción. Sus poblaciones están sufriendo un drástico descenso de manera global. Así lo reconoce la UICN, que en 2019 la declaró por este motivo como En Peligro, la misma categoría que ostenta actualmente el lince ibérico. Sin embargo, en puntos concretos de la geografía, las poblaciones de conejo son abundantes y se producen importantes daños a la agricultura, daños que no sucedían hace décadas o que al menos no suponían el conflicto social actual. Este incremento de los daños solo puede deberse a cambios en el ecosistema que favorezcan explosiones demográficas y/o a la pérdida de usos tradicionales de prevención. Por todo ello, la situación del conejo no se ajusta a las definiciones de especie sobreabundante y es injustificable e insostenibles que se plantee su gestión exclusivamente bajo el criterio del control de sus poblaciones. Actualmente la caza dirigida al control de sus poblaciones es prácticamente la única herramienta en uso. La efectividad de la caza en la reducción de daños no está demostrada y allí donde se usa el problema continúa dándose año tras año. Si bien podría ser una de las herramientas a considerar si se aplicase de la manera adecuada, parece obvio que por sí sola no es suficiente ni adecuada a esta compleja situación. La solución debe pasar por recuperar el equilibrio de los ecosistemas y una gestión integrada de sus poblaciones, y sus impactos buscando soluciones colaborativas entre todos los sectores que incluyan una batería de medidas de prevención y la evaluación de la eficacia de las mismas.

Ignacio Mosqueda (Servicio de Política Forestal-JCCM)

El conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*), como es bien sabido, es la presa básica de más de 30 especies de predadores del medio mediterráneo, la gran mayoría de ellas amenazadas y en algunos casos en grave peligro de extinción. Desde la aparición de las dos enfermedades acaecidas en el siglo XX, mixomatosis y hemorrágica, sus poblaciones se han desplomado en la mayor parte de sus antiguas áreas de presencia, lo que ha conllevado la



escasez de sus principales predadores. En los últimos años asistimos a un aumento de población de conejo en áreas ligadas a explotaciones agrícolas, lo que puede conllevar daños económicos importantes. El uso cinegético en estos terrenos puede suponer una ayuda importante para mitigar los daños, pareciendo necesario el incluir estas medidas dentro de un plan más amplio de medidas (colocación de malla conejera, cultivos alternativos disuasorios, mejora de las poblaciones de sus predadores, etc.). Actualmente, con las medidas adoptadas en Castilla-La Mancha en las comarcas de emergencia cinegética no parece posible ampliar la presión desde el punto de vista cinegético del conejo, por lo que urge el diseño y adopción de otras medidas paralelas a la caza, sin olvidar

que en amplias áreas de la región importantes para la conservación de especies amenazadas el conejo de monte es una especie a fomentar.

Agustín Palomino (ASAJA)



Casi todas las especies de caza mayor han experimentado un incremento notable de población en España en los últimos años, ocupando espacios no tradicionales para ellas, como son los agrícolas, periurbanos y urbanos. Esto ha ocasionado serios problemas como el incremento de los accidentes de tráfico, de daños agrícolas, y de transmisión de enfermedades a la ganadería. El conejo también ocasiona importantes daños agrícolas en ciertas zonas, muchas de ellas de nueva colonización ligadas a infraestructuras viales. Urge por tanto un control eficaz de la sobreabundancia de estas especies, especialmente en sus hábitats no naturales, y la caza es la herramienta más efectiva y económica para ello.

José Luis Garrido



El conejo de monte es una especie originaria de España que supone el mayor recurso trófico en los ecosistemas mediterráneos del país y el mejor aliado de la diversidad biológica de un territorio. Es una presa que ampara a cuarenta y dos predadores, oportunistas y específicos, que permite con una densidad adecuada que la depredación y la caza sean sostenibles en la mayoría de los espacios. La presencia del conejo en la dieta de las rapaces de mayor porte como Águilas (Imperial, Real y Bonelli) y Búho real y en necrófagos escasos: Alimoche, así como en el Lince, en peligro, pone de manifiesto la necesidad del conejo, que no debe bajar de 1'5 conejos/ha. en terrenos del felino. El conejo es la pieza silvestre de caza más

demandada por los cazadores, pues dispone del mayor número de capturas estimadas por temporada: 5'6 millones/ temporada media del siglo XXI. También es la pieza de caza que proporciona más jornadas al cazador y se practica con el mayor número de

modalidades y métodos de la caza menor: doce de las dieciocho más comunes. Este lepórido produce el 50% de los daños agrícolas, a pesar de ser la especie más cazada, pero dadas sus virtudes medioambientales y deportivas requiere el esfuerzo y apoyo social necesario para que no desaparezca de ningún escenario natural. En ese sentido, los cazadores hemos buscado, a nuestra cuenta y riesgo, vacunas costosas para salvar al conejo del acoso provocado por las diferentes enfermedades inducidas por el hombre, en el conocimiento de que objetivamente los daños nos van a ser asignados a nosotros. El apoyo para que los daños no revirtieran solo sobre el cazador o el agricultor, se negoció en su día con el gobierno por la RFEC, para que se ampliara la subvención a ENESA para el agoseguro, que debería volver a ser ajustada en breve, así como una línea de apoyo por la PAC en los espacios de más daños por densidad conejera.

Mesa Redonda: La caza en la gestión de la sobreabundancia de jabalí

Moderador: Nicolás Vicente Urbani Barrios
(Real Federación Española de Caza)

PARTICIPANTES:

Llanos Gabaldón (Servicio de Caza-JCCM)



Para saber los niveles poblacionales de jabalí se analizan en el Servicio de Caza y Pesca de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha las estadísticas de capturas que año tras año aportan los titulares de los distintos terrenos cinegéticos de la región, su análisis demuestra que la especie presenta altas tasas de crecimiento o están potencialmente en expansión. Para mejorar la información se pone en marcha en 2020 una red de seguimiento de ungulados en Castilla-La Mancha en montes de titularidad pública de forma que nos permita dar a los titulares cinegéticos información más precisa de lo que está ocurriendo con la especie en la región y concienciar de la necesidad de bajar los niveles poblacionales de la especie.

Miguel Ángel Higuera Pascual (Asociación Nacional de Productores de Ganado Porcino)



Para el sector porcino español hay una vinculación muy importante entre el cerdo doméstico y el jabalí. La mayor parte de la problemática de la sobreabundancia del jabalí es el incremento de presión de patógenos sobre el medio y por lo tanto el salto hacia el cerdo doméstico tanto en extensivo como en intensivo es más probable. Es estos aspectos y en la actualidad hay una serie de enfermedades eliminadas de la cabaña del cerdo doméstico que están presentes en el jabalí: Enfermedad de Aujeszky, Brucelosis, Tuberculosis, Triquinosis, Mal Rojo... pero lo más preocupante son otras enfermedades no presentes en la península ibérica cuya entrada

podría ser desastrosa tanto para el jabalí (y la caza) como para la ganadería y en particular la Peste Porcina Africana, Peste Porcina Clásica y Fiebre Aftosa. En la actualidad el mayor riesgo sanitario es la PPA por su presencia en la UE y porque mayormente se está moviendo y diseminando a través de jabalí y excepto en República Checa y Bélgica, el resto de los países positivos no son capaces de erradicarlas debido a la sobrepoblación de jabalíes en Europa. La sobrepoblación incrementa el hábitat del jabalí y aumenta el riesgo de contacto con el cerdo doméstico. Una gestión correcta de las poblaciones silvestres vía caza es la mejor solución para minimizar los riesgos sanitarios.

Luis Fernando Villanueva (Fundación Artemisan)



Es necesario tener un mayor conocimiento sobre qué ocurre con nuestras especies cinegéticas. Para ello la monitorización de las densidades de jabalí y un mayor control sobre las capturas reales, son esenciales para desarrollar medidas que puedan paliar los excesos poblacionales. Por este motivo la Fundación Artemisan está dedicando buena parte de sus recursos al desarrollo del Observatorio Cinegético, un sistema de ciencia ciudadana donde los cazadores se sienten identificados con la gestión de las poblaciones cinegéticas en su territorio. Por otro lado, también es necesario diferenciar la problemática de la mitad norte de España, donde la reducción de las poblaciones de jabalí se hacen muy difíciles (alta despoblación, menor número de cazadores, tipo de hábitat...), de lo que ocurre

en la mitad sur donde no siempre es un problema sino también un recurso cinegético para el desarrollo rural y para la continuidad e incorporación de jóvenes cazadores.

Nicolás López (SEO-BirdLife)



De acuerdo con el documento de posición sobre la caza aprobado por SEO/BirdLife, esta organización entiende que hay ocasiones, como es el caso de los ambientes insulares, en las que es necesario llevar a cabo actividades de control y gestión de poblaciones que impliquen la muerte de individuos silvestres en situaciones de: sobrepoblación, especies exóticas invasoras, depredadores de especies en peligro de extinción, daños a la agricultura, etc. En estos casos, las actuaciones deben ser promovidas y estrechamente supervisadas por las administraciones públicas, pudiendo contar con el asesoramiento de entidades científicas y/o medioambientales de reconocido prestigio. Estas actuaciones solo se deberían autorizar si se cumplen las siguientes condiciones:

reconocido prestigio. Estas actuaciones solo se deberían autorizar si se cumplen las siguientes condiciones:

- Existencia de un informe técnico justificativo y actualizado con objetivos de conservación en una escala temporal y espacial relevantes, así como de indicadores de evaluación y seguimiento.
- Demostración o evidencias de daño a poblaciones silvestres, hábitats o bienes humanos de manera cualitativa y cuantitativa.
- Ausencia de otras soluciones alternativas viables.

Marta Vigo (Servicio de Sanidad Animal-JCCM)



Por las implicaciones sanitarias de la fauna silvestre en el mantenimiento y transmisión de enfermedades de gran trascendencia sobre la sanidad animal, la salud pública y la economía, como la peste porcina africana, peste porcina clásica, enfermedad de Aujeszky, brucelosis, tuberculosis, etc., se lleva a cabo una vigilancia sanitaria de cuyos resultados se puede concluir que el aumento de las poblaciones de jabalíes está incidiendo en una mayor prevalencia y dispersión territorial de enfermedades actualmente presentes. Es necesario llevar a cabo acciones que reduzcan estas poblaciones.

José Ramón Montoya (ACODEVAL-FEDEHESA)



Para los agricultores y ganaderos es necesario mantener el equilibrio entre la fauna doméstica y la silvestre. Tanto por el contagio de enfermedades entre ambos grupos, como por la competencia por la alimentación en toda explotación donde los recursos alimenticios (pastos) son limitados. Tampoco podemos despreciar el daño que originan a nuestras cosechas, especialmente el conejo, que a veces es una auténtica plaga, y el jabalí. Entendemos que la actividad cinegética es compatible con la agroganadera, además de ser una forma de controlar las poblaciones barata, inmediata, inteligente y tradicional, que aporta no pocos recursos económicos en el mundo rural

CONCLUSIONES



Autor foto: Christian Gortázar

Conclusiones generales de las jornadas sobre el papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas

- Algunas especies animales, cuando ocurren en altas densidades (y, a veces, también en abundancias moderadas), pueden causar daños a la agricultura, al ecosistema, a la sanidad animal y la salud pública, así como graves perjuicios en la seguridad vial y ciudadana. En estos casos se habla de “sobreabundancia”, que también puede causar conflictividad social asociada a estos daños y su gestión.
- Puesto que la sobreabundancia se define desde los daños o impactos no deseados que causa la fauna, es importante asumir que lo que queremos gestionar o prevenir son dichos daños y su percepción por parte de los diferentes sectores sociales, y no sólo reducir las abundancias.
- La problemática de cada especie, así como las posibles soluciones, requieren de un análisis individualizado y multisectorial, considerando tanto la ecología de la especie y los factores ambientales involucrados, como la disponibilidad de medios para prevenir los daños e intervenir cuando sea necesario.
- El control poblacional es necesario en la mayoría de los casos para reducir los daños causados por ciertas especies cinegéticas, pero para ello es importante entender mejor la relación entre abundancia y daños, reales y percibidos, así como los factores que afectan a esta relación.
- La caza deportiva es una herramienta valiosa para la gestión de las poblaciones ya que realiza esa función sin la necesidad de inversiones públicas adicionales y además ayuda a mantener la economía rural, abona impuestos por el aprovechamiento y contribuye al PIB nacional. Sin embargo, la caza por sí sola no consigue controlar totalmente las poblaciones de determinadas especies global y localmente, ni los daños asociados. Por ello, es necesario el desarrollo de herramientas complementarias de gestión.
- La monitorización poblacional es fundamental para guiar la gestión de cualquier especie. Por ello, es particularmente importante optimizar y extender los sistemas de monitorización de poblaciones y de los daños causados.
- En resumen, el control de los daños causados por las especies cinegéticas requiere de aproximaciones colaborativas en las que participen todos los actores involucrados,

debiendo valorarse la implementación de medidas preventivas y la gestión integrada de las poblaciones y sus impactos. Esta gestión, dentro de la cual la caza tiene un papel relevante, debe estar basada en criterios científicos.

Los aspectos prácticos de estas conclusiones se desarrollan a continuación para dos especies objetivo en la temática analizada: el conejo y el jabalí.

LA CAZA EN LA GESTIÓN DE LA SOBREADUNDANCIA DE CONEJO

- El conejo es una especie clave de los ecosistemas mediterráneos. Los daños causados por el conejo a la agricultura son muy importantes en algunas zonas, a pesar de tratarse de una especie que, de forma generalizada, se encuentra en declive. Este declive se viene produciendo desde la introducción de la mixomatosis a mediados del siglo XX, y se ha agravado con sucesivas oleadas de la enfermedad hemorrágica del conejo.
- La gestión de los daños causados por el conejo a la agricultura es compleja y trasciende la mera gestión de su abundancia.
- Parte del problema reside en que falta información cuantitativa sobre abundancias y daños, por lo que no se conoce bien cómo se relacionan. En cualquier caso, no parece ser una relación lineal: puede haber daños importantes en zonas de abundancia moderada de conejo, mientras que, en otros lugares con mayores abundancias, hay relativamente pocos daños.
- Es crítico desarrollar medidas que permitan la prevención de daños independientemente de la abundancia de conejos, como pueden ser protectores de cultivos o zonas de alimentación alternativas para los conejos. Sería útil implementar ayudas económicas para la adquisición de material para dichas medidas preventivas (malla conejera, protectores, repelentes, etcétera).
- La caza ayuda a controlar las poblaciones en las zonas agrícolas donde hay daños, aunque no siempre es suficiente para limitar esos daños ni los conflictos que ocasionan. Asimismo, la aparición de daños por conejo está a menudo ligada a la existencia en las cercanías de zonas de seguridad en las infraestructuras públicas, autovías, autopistas, vías férreas, cursos fluviales, canales de riego, etcétera, en las que la caza no es posible. Las citadas medidas preventivas se deberían priorizar en estas zonas (por ejemplo, vallados perimetrales de las infraestructuras o selección de áridos que no favorezcan la construcción de madrigueras).
- Sería importante mejorar la capacidad de actuación para reducir localmente las poblaciones cuando sea necesario: por ejemplo, utilizando caza nocturna por cazadores especializados, incluso desde vehículo, modificando el tipo de arma (distintos calibres), actuando sobre las madrigueras, o implantando jaulas trampa homologadas. Actualmente existen limitaciones legales a muchas de estas alternativas de control poblacional.
- Globalmente, es importante tratar la causa y no sólo el síntoma, y desarrollar estrategias sostenibles a largo plazo para limitar los daños a la agricultura, que integren actuaciones de control poblacional como la caza y un abanico de medidas preventivas como vallados, cultivos alternativos, protectores de cultivos, fomento de la depredación natural, limpieza de la vegetación alrededor de las madrigueras para facilitar dicha depredación, zonas de alimentación alternativas (como márgenes multifuncionales de eco-esquemas PAC), etcétera.

- Para gestionar bien este conflicto dinámico y complejo, es imprescindible considerar también los aspectos humanos, como las relaciones entre colectivos, y sus distintas posiciones, intereses, percepciones y valores.
- En ese contexto, es deseable fomentar la coordinación entre agricultores y cazadores tanto para prevenir daños como para actuar sobre las poblaciones de conejos en el momento más oportuno (en cuanto a la vulnerabilidad de los cultivos). El agricultor-cazador es un actor clave que tiene visiones multisectoriales (y, normalmente, posiciones intermedias), y se debe involucrar más en las juntas directivas de sociedades de cazadores, cooperativas, sindicatos de riegos y ayuntamientos para procurar mejorar dicha coordinación y consenso.
- Sería asimismo útil fomentar grupos de trabajo que permitan tomar decisiones coordinadas a escala local, que estén ajustadas a las condiciones específicas de cada caso. Las comisiones municipales multisectoriales podrían ser una buena opción para la búsqueda de soluciones consensuadas que, inevitablemente, supondrán ciertos costes para las partes implicadas.
- En ese sentido, será necesario asumir como inevitable un mínimo nivel de daños. La responsabilidad por estos no deberían asumirla exclusivamente los titulares de los cotos de caza. Asimismo, es necesario revisar la responsabilidad por daños en las proximidades de las infraestructuras públicas donde la caza no puede actuar. De forma general, sería necesaria una profunda reflexión social y normativa sobre la responsabilidad objetiva que estuviera vinculada a no hacer lo posible para controlar el daño por parte de todos los sectores implicados. Sería importante mejorar el sistema de seguros agrarios en cuanto a los daños de conejo (coberturas, riesgos repetidos, peritaciones, etcétera), así como las ayudas para el control de daños, que podrían estar financiadas con programas de conservación de la biodiversidad.
- Es importante transmitir a la sociedad que los daños de conejo a la agricultura pueden ser importantes por lo que deben ser gestionados, y que la caza es una parte importante y esencial de esa gestión.

LA CAZA EN LA GESTIÓN DE LA SOBREABUNDANCIA DE JABALÍ

- El jabalí es un activo ecológico con aprovechamiento cinegético fundamental. En ausencia de sobreabundancia, su presencia en los ecosistemas forestales es natural y deseable. Pero en situaciones de densidades altas, y especialmente cuando ponen en riesgo la actividad profesional agrícola y ganadera, su control se hace necesario. Las medidas para el control de poblaciones en España deben tener en cuenta los distintos contextos ambientales y socioeconómicos, que se manifiestan en diferentes modelos de gestión. Estos, a su vez, deben manejar criterios técnicos que nos informen sobre la sobreabundancia.
- La vigilancia sanitaria es primordial en esta especie, debido a sus implicaciones en el mantenimiento y transmisión de enfermedades de gran trascendencia sobre la sanidad animal, la salud pública y la economía, como las pestes porcinas africana y clásica, enfermedad de Aujeszky, tuberculosis, hepatitis E, bacterias resistentes a antibióticos, patógenos transmitidos por garrapatas, etcétera. Los resultados de los programas de vigilancia sanitaria indican que el aumento de las poblaciones de jabalíes viene acompañado de una mayor prevalencia y dispersión territorial de estas enfermedades. Además, el control de jabalíes es necesario en relación con los daños a cultivos, la seguridad vial, los impactos ecosistémicos y la seguridad ciudadana.

- Es necesario transmitir a los gestores y cazadores la importancia de controlar las poblaciones de jabalí. Motivar, informar y formar específicamente en control poblacional al sector cinegético a través de las Federaciones de Caza, valorando medidas extraordinarias como la caza de hembras y ejemplares jóvenes. En situaciones de sobreabundancia, las poblaciones de jabalí pasan de ser un recurso que preservar, a una especie que es necesario controlar. En dichos casos, la gestión cinegética debe ir más allá de la caza deportiva y regirse por principios de eficiencia y efecto sobre la dinámica poblacional de la especie. Para ello, es clave la simplificación y agilidad jurídico-administrativa.
- Es necesario implementar nuevas medidas de control poblacional mediante cazadores formados supervisados por la autoridad, con autorizaciones excepcionales que aumenten la eficacia de las acciones cinegéticas dirigidas a la gestión y el control de la especie: silenciadores, visores nocturnos, iluminación artificial. Es deseable extender medidas ya implementadas en algunas CCAA, tales como la repetición de una misma mancha de monte sin limitaciones, particularmente en aquellas comarcas que tengan niveles poblacionales por encima de un umbral en el que la gestión cinegética ordinaria resulte insuficiente.
- Las barreras a la gestión de la carne y de los residuos de caza pueden condicionar el esfuerzo de caza. La instalación de centros para gestionar carne y subproductos es necesaria para motivar a cazar y a sacar las piezas del monte, y facilita la vigilancia sanitaria. Es necesario mejorar la higiene y seguridad alimentaria y consolidar los canales de comercialización. La promoción de la carne de caza como producto ecológico, sostenible y saludable puede aumentar su aceptación y demanda social hasta igualarla a la existente en países centroeuropeos, lo que redundaría en un aumento del interés en gestionar correctamente las poblaciones de jabalí.
- La caza con perros es el conjunto de modalidades que más contribuye numéricamente al control de jabalí, aunque es importante optimizar su eficacia. Estas modalidades de caza se ven amenazadas por una regulación cada vez más exigente. En consecuencia, parece necesario y urgente revisar la normativa existente para simplificarla.
- Es deseable regular y controlar correctamente el uso de la alimentación suplementaria del jabalí. Se trata de que, en terrenos abiertos, consista tan solo en un cebado puntual, previo a la actividad cinegética, con el fin de aumentar su eficacia. Conviene investigar atrayentes ecológicos no alimenticios para el control poblacional selectivo y eficaz a fin de evitar el uso de alimentación suplementaria y sus consecuencias en la sobreabundancia.
- En zonas urbanas y periurbanas es importante concienciar al público sobre los riesgos y las zoonosis asociadas al jabalí y sobre la necesidad de evitar que estos puedan acceder a alimentos proporcionados por personas (por ejemplo, en colonias felinas) o a residuos sólidos urbanos. Es deseable buscar la colaboración de los ayuntamientos y autoridades municipales en estos aspectos.
- Es necesario trabajar sobre el medio forestal, para facilitar una caza eficaz y reducir refugio, así como la protección de cultivos, para reducir la capacidad de acogida del medio. Los objetivos estratégicos de la PAC post 2020 pueden servir de base y favorecer el control de la sobreabundancia desde una perspectiva multisectorial.
- Es fundamental reducir el acceso a las fuentes de alimento antropógeno, como son las grandes superficies de cultivos frondosos, que aseguran alimentación y refugio durante gran parte del año. Igualmente, es necesario adaptar las modalidades cinegéticas y acciones de control en estas superficies (por ejemplo, respetando bandas sin cultivar para favorecer actividades de control).

CONCLUSIONES

- Existe un peligro real de perder a la caza como herramienta de gestión esencial. Sería deseable buscar fórmulas innovadoras para invertir la tendencia a la disminución y el envejecimiento de los cazadores. Se requiere un esfuerzo directo de la administración en el fomento de la caza y de su relevo generacional.
- Es necesario investigar e implementar metodologías alternativas de control de la especie, incluyendo la actividad cinegética dirigida a la gestión fuera de la temporada y las localizaciones tradicionales, pero también de otras metodologías de captura allí donde la caza no es posible.
- La monitorización poblacional es fundamental para guiar la gestión del jabalí. Un programa de monitorización poblacional debe formar parte de una estrategia nacional de control de la especie, y debe responder a objetivos claros. El programa de monitorización requiere de un diseño, ha de ser sistemático y acorde con los objetivos, asegurando una cobertura y representatividad espacial, ambiental y de situaciones de manejo adecuadas. Se deben aplicar metodologías de censo o estimación de abundancia de fiabilidad demostrada y de manera estandarizada entre todas las comunidades autónomas.
- Actualmente, los estadísticos de caza derivados de eventos colectivos suponen la fuente más abundante y con mayor potencial para ser comparada si se recolecta de forma estandarizada en todos los territorios. La simple recolección de bolsas de caza ha de ser complementada con información sobre la eficacia y esfuerzo de caza, que pueda ser cumplimentada de forma sencilla por los titulares de los cotos. La incorporación de nuevas metodologías de estimación de las poblaciones de jabalí es una herramienta de futuro que debe facilitar la gestión de la especie.
- Todos los aspectos del programa de monitoreo deben ser documentados y los datos almacenados coordinadamente y accesibles. Se requiere un sistema de almacenamiento y gestión de datos de campo para garantizar que se mantengan tanto la integridad como la calidad de los datos. Un sistema de monitorización no es tal si la información no es compartida y usada.
- Los representantes del sector deben concienciar a titulares cinegéticos y a los cazadores sobre la importante labor de suministrar datos fiables de esfuerzos y capturas, simplificados para adaptarlos a la práctica de gestión cinegética ordinaria.

Estas conclusiones han sido redactadas por los organizadores de las jornadas teniendo en cuenta aportaciones y discusiones con los ponentes y los participantes de las dos mesas redondas, incluidos sus moderadores, buscando un equilibrio intersectorial y multidisciplinar que sea aclaratorio sobre “El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de especies cinegéticas”. No obstante, no es fácil conseguir un consenso en todos los puntos de estas conclusiones y cada uno de los participantes puede tener opiniones divergentes en alguna de ellas.



ANEXO

Autor foto: Aníbal de la Beldad

Abundancia del conejo de monte

La población de conejos depende de los virus y vacunas manejados por los humanos

José Luis Garrido

Presidente Honorífico de la Federación de Caza de Castilla y León

El “Instituto de investigación en recursos cinegéticos” (IREC), organizó del 16 al 18 de noviembre de 2020 unas jornadas sobre “*El papel de la caza en la gestión de la sobreabundancia de Especies Cinegéticas*”. Estaba invitado para exponer en unos minutos mi impresión al respecto y preparé para la intervención este trabajo en el que trato de demostrar que los daños, las capturas para remitirlos y las poblaciones resultantes de esta especie imprescindible para la biodiversidad del medio, en los últimos 65 años han estado condicionadas por las enfermedades víricas introducidas por el hombre en el medio que se transmite entre países, incluso en las antípodas, en poco tiempo. No pude intervenir en la mesa, debido a problemas técnicos. He aportado este texto, base de mi participación prevista para este análisis de la función reguladora de la caza que ha organizado el IREC y que los cazadores agradecemos.

El Conejo de Monte (*Oryctolagus cuniculus*), es especie originaria de la Península Ibérica desde hace un millón de años, en la que hay dos subespecies: *O. c. cuniculus* y *O. c. Algerus*. España le debe su nombre en fenicio ‘*i-shepha-im*’ y romano “Hispania”. La especie pertenece al Orden *Lagomorpha*, en el que se incluye la familia *Leporidae* que engloba también a la liebre. El conejo es la pieza de caza que dispuso y dispone de mayor número de modalidades y métodos de caza entre las cincuenta y tres especies cinegéticas actuales en España y es la que ha soportado más jornadas de caza en la historia de la actividad venatoria (1). “Hace 18.000 años y a juzgar por los documentos de las cuevas de Nerja, Molí del Salt, Tossal da Roca o Picareiro, el conejo figuraba de igual a igual con los grandes ungulados en la mesa de las últimas poblaciones paleolíticas del sur de la Península Ibérica”. (2)

Todos los expertos coinciden en que el conejo es el mayor recurso trófico del ecosistema mediterráneo que ampara a cuarenta y dos predadores, entre ellos dos especialistas notables en peligro: el lince (72% de su ingesta) y el águila imperial (20-75%). (3). El conejo es un gran aliado de la diversidad biológica y su abundancia es una garantía para la mayoría de especies animales que comparten territorios con él. Todos los observadores de la naturaleza sabemos que la mejor defensa para las aves como alaúdidas, la perdiz roja o las esteparias es una nutrida población de conejos. Por todas esas razones los cazadores hemos buscado con ahínco la recuperación del conejo infectado por virus inducidos por el hombre, sabiendo que puede producir daños agrícolas que también pagamos los cazadores. Aquellas cualidades del

conejo impulsaron a la RFEC en la búsqueda de vacunas que supusieron muchos esfuerzos y dinero, pero con las que no tuvimos éxito. Este resumen cronológico está hilvanado sobre la tendencia de las capturas del conejo en los últimos cuarenta años y su quebranto a la baja cada vez que ha aparecido una nueva enfermedad inducida, –hecho que queda perfectamente contrastado en las tablas de capturas adjuntas– (4).

ENFERMEDADES POTENCIADAS POR EL HOMBRE

MIXOMATOSIS.- EL MAYOR DESASTRE ECOLÓGICO DEL SIGLO XX

1896- Giuseppe Sanarelli fue desde Siena a fundar un instituto en Montevideo y llevó unos conejos para hacer pruebas de laboratorio y cruzarlos con otros del lugar. Los conejos europeos murieron, pero no los otros americanos (del género *silvilagus*) que convivían con ellos y eran los portadores originales del virus de la mixomatosis. El virus se conservó durante 55 años como “arma biológica”.

1950.- Un colono inglés, Thomas Austin, para repoblar o cruzar con los conejos de una granja había llevado a Australia en 1859 unos conejos silvestres que se multiplicaron exponencialmente. Para combatir a la plaga imparable de conejos australianos, se diseminó en 1950 aquel virus de la mixomatosis en cinco zonas del estado de Victoria y se produjo la desaparición de varios millones de conejos; algunos autores señalan 500 millones.

1952.- En Francia, Armand Delille, se hizo con el virus de la mixomatosis, que dos años antes se había liberado en Australia y lo inoculó a conejos de su finca francesa. Al año siguiente el virus entró por Llansa (Gerona) y quedó a España prácticamente sin conejos. Esta gran epizootia del conejo se produjo en la mayor parte del país durante el quinquenio 1955-1960. Con la llegada del virus de la mixomatosis, que dejaba a los conejos ciegos y sin olfato, se produjo la muerte del 90 % de las poblaciones afectadas.

A partir de la temporada 1960-61, se habían empezado a recuperar lentamente de la mixomatosis las poblaciones de conejos al crear anticuerpos contra el virus de la enfermedad y esa tendencia se mantuvo hasta 1988 cuando apareció el virus hemorrágico (RHDV). En muchas zonas el conejo casi desapareció y las vacunas para ambas enfermedades tardaron en llegar, aunque las anunciaban como inmediatas. La cepa vírica de la mixomatosis tuvo mutaciones en 1978 y apareció una nueva variante de ese virus que descolocó a todos los estudios ya avanzados para una vacuna que se logró por fin en 1985.

LA FEC REALIZA LA PRIMERA CAMPAÑA DE VACUNACIÓN DE CONEJOS

1985.- En abril de este año la Subdirección General de Sanidad autorizó las vacunas de virus homólogo contra la nueva variante de la mixomatosis en animales de campo, tras ocho meses de prueba en explotaciones industriales de cría. La Federación Española de Caza (FEC) hizo un convenio con los Laboratorios Ovejero (León) y se vacunaron 75.000 conejos en 23 provincias con la vacuna ‘PoxLap’, descubierta por José L. Argüello. (5). En los tres años siguientes hasta la aparición de la nueva enfermedad hemorrágica (1988), la mayoría de los conejos adultos portaban anticuerpos contra la mixomatosis y comenzaron las grandes poblaciones de conejos en las comunidades más propicias, por lo que para reducir daños hubo que autorizar todos los finales de primavera su caza intensiva para “descaste”. Las características biológicas del conejo de monte (una hembra pare cada año 18 gazapos que con cuatro meses son adultos), provocaban grandes poblaciones en alguna comarca y un

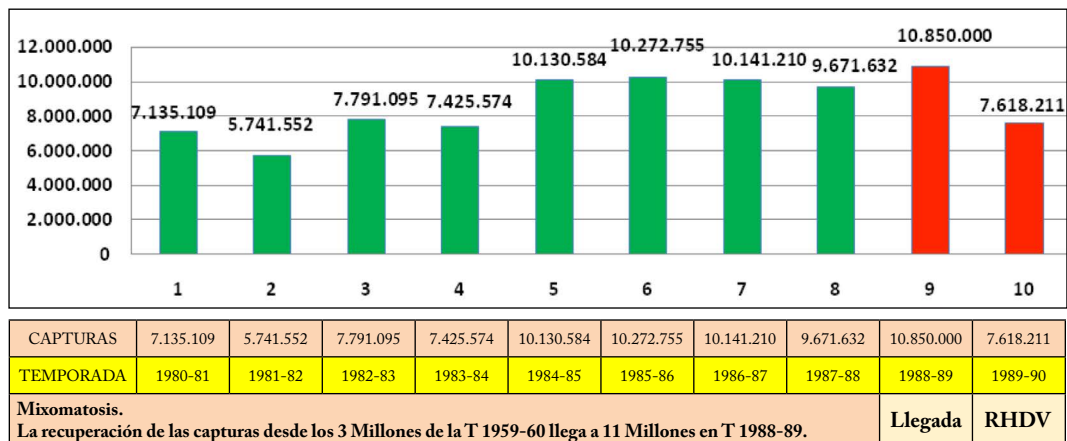
problema para la agricultura y los cazadores. Según la dinámica poblacional del conejo, cien adultos en febrero proporcionan trescientos en setiembre. (6)

VIRUS HEMORRÁGICO. (RHDV)

1988.- En Asturias, luego León, Zamora y Murcia se detectó en marzo de ese año, según fuentes de Adena, una nueva enfermedad, la vírica hemorrágica (RHDV), que remata del 55 al 75 % de las poblaciones que se salvan de la mixomatosis. El periodo de incubación del virus dura de dos a tres días con una mortalidad cercana al 100% de los conejos adultos, pero quedan inmunes los gazapos de menos de dos meses. Cuatro años antes en Australia y Nueva Zelanda fue introducido este virus, que procedía de China, como agente de control biológico del conejo silvestre, ante la gran plaga que asolaba esos países de nuestras antípodas. Llegó a España cuando el conejo se recuperaba de la mixomatosis y las capturas eran ya cercanas a los once millones por temporada.

El declive de la especie, provocado por el nuevo virus hemorrágico que llegó en 1988-89, supuso la pérdida de más de 7.316.000 capturas de conejos (-67%) en las cinco temporadas siguientes hasta la 1993-94. En la temporada siguiente, 1994-95, comenzó la recuperación que se ha mantenido durante dieciséis temporadas, hasta la 2008-09.

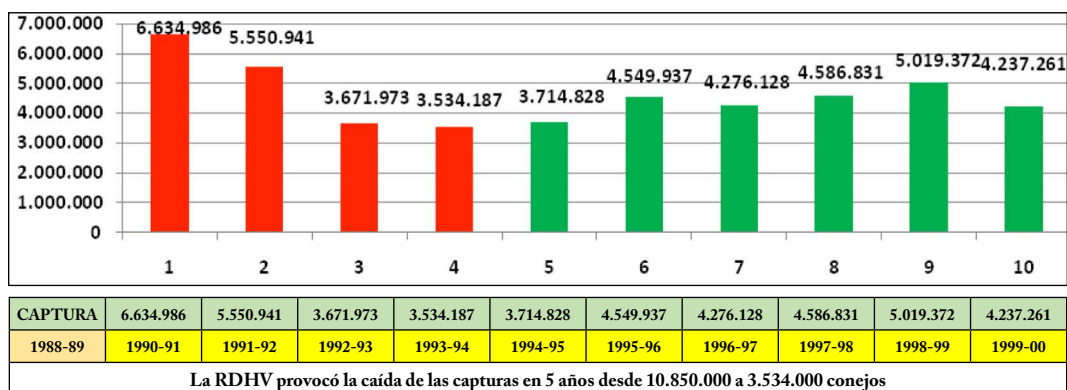
Tabla I. Capturas 1980-90, Anuario de estadísticas agrarias (AEA). (4)



La aparición de esta segunda enfermedad RHDV, que provocó la caída de las capturas a menos de un tercio de las obtenidas cinco años antes, alarmó a los cazadores que pedían que la RFEC tomara las iniciativas necesarias para parar el severo declive del conejo. La RFEC propulsó un proyecto que en dos ocasiones seguidas dio resultados negativos y nos costó mucho dinero.

Otros proyectos, también muy costosos, realizados por entidades científicas que buscaban también la recuperación del conejo para abastecer al lince y el águila imperial, con otros procedimientos que no requerían vacunación, tampoco obtuvieron resultados positivos.

Tabla II. Capturas 1990 – 2000. Datos Anuario Estadísticas Agrarias (AEA) (4)



LA RFEC PATROCINA DOS PROYECTOS DE UNA VACUNA CONTRA LAS DOS ENFERMEDADES

CONVENIO DE LA RFEC CON EL INIA Y LOS LABORATORIOS HIPRA

1996-2002.- La Real Federación Española de Caza (RFEC) firmó un convenio con el INIA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación) y los laboratorios HIPRA (Gerona), y patrocinó un proyecto para la creación y desarrollo de una vacuna viva de virus homólogo recombinante, que fue coordinado por el Dr. Sánchez-Vizcaíno y desarrollado en el CISA-INIA, participando los investigadores: Juan M^a Torres y otros. Contó además con la colaboración de investigadores externos al INIA como Francisco Parra, Javier Lucientes y Albert Pagès (laboratorios HIPRA). El proyecto de HIPRA desarrolló la vacuna denominada LAPINVAC, que según el informe del laboratorio, protegía durante seis meses al 100% de los conejos inmunizados directamente con la vacuna y desarrollaron elevados títulos de anticuerpos tanto frente al virus mixoma como frente a RHDV. En ensayos de transmisión realizados en la Isla del Aire (Baleares) en torno al 40% de los conejos no inoculados desarrollaron títulos de anticuerpos contra los dos virus. Esta información que resumimos se la dieron a la RFEC los Laboratorios HIPRA y la contrastaron todos los actores científicos. Los resultados fueron publicados por Juan M^a Torres en la revista científica *Vaccine* 19-2001. PP 4536-4543. Los laboratorios HIPRA, en enero de 2001 presentaron la vacuna ante la Agencia Europea del Medicamento (EMEA), que pidió la ejecución de algunos ensayos a HIPRA. En Junio de 2002, HIPRA retiró la petición de la vacuna para evitar denegación de la EMEA, al no haber realizado los ensayos requeridos. (7)

CONVENIO DE LA RFEC CON INIA, BIODIVERSIDAD Y LOS LABORATORIOS SYVA

2004-2011.- La Real Federación Española de Caza emprendió un nuevo proyecto de creación de otra vacuna similar en el que participaron en pagos y derechos: el INIA (33'80%), la Fundación Biodiversidad (18'65%), los laboratorios SYVA (13'75%) y la propia RFEC (33'80%). El proyecto se inicia con el desarrollo por laboratorios SYVA S.A. de la vacuna basada en la cepa de virus recombinante 69r8VP6o (la misma que fue elaborada por HIPRA) a la que se denomina ahora ISPANVAC.

La vacuna resultante dispuso de todas las virtudes esperadas, a falta de las pruebas de campo. El 100% de los conejos vacunados quedan protegidos, durante más de un año, frente a desafíos letales con los virus de la mixomatosis y de la RHDV, lo que permitirá a esos conejos la cría de

las camadas habituales en ese tiempo. La vacuna es estable refrigerada durante más de dos años y medio. En las pruebas realizadas por Laboratorios SYVA S.A. los resultados de transmisión del virus a conejos no inyectados desde otros vacunados en los cinco experimentos contrastados en el laboratorio han sido escasos de 0, 17, 20, 30 y 37%, colocados en orden creciente.

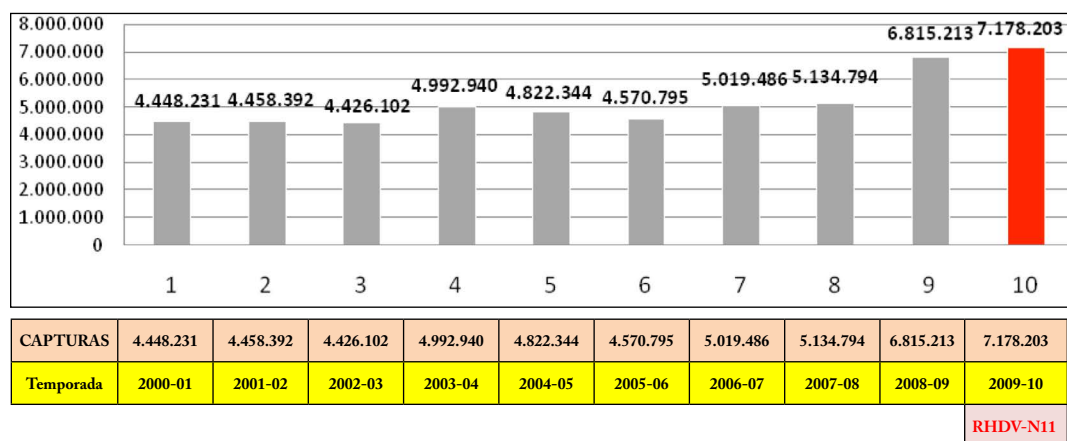
Se hicieron pruebas de campo en Portas (Pontevedra) (2009) y la transmisión fue solo del 3'5% y en Toro (2010) donde la transmisión fue del 0%. Ante este reiterado y mal resultado, las cuatro entidades, previa consulta a la Agencia Española de Medicamentos y P.S. decidieron no presentarlo ante la EMEA, porque aunque la vacuna dispone de excelentes cualidades para vacunar los conejos de granja, no transmite en campo, como requería el proyecto. En esta ocasión, toda la documentación desarrollada quedó en poder de la RFEC y los originales están custodiados por la Fundación Biodiversidad desde 2011. (8)

CEPA NUEVA DE VIRUS HEMORRÁGICO RHDV-N11

2011.- En este año se detectó en granjas de Navarra, Aragón, Cataluña y Comunidad Valenciana, además de Galicia y Portugal y seguidamente se propagó por todas las provincias españolas una cepa nueva de la enfermedad hemorrágica, RHDV-N11, que producía extrañamente la muerte de gazapos de 11 a 40 días, cuando era conocido que la enfermedad hemorrágica clásica no afectaba a gazapos menores de 50 días. Los gazapos analizados de Navarra denunciaron la presencia de ese nuevo tipo de virus que era hasta entonces desconocido en España y tenía una estructura diferenciada del virus clásico RHDV (Parra F. 2012 & Dalton K. 2014).

La recuperación de capturas del conejo desde 1993-94 fue tenue pero continua hasta la temporada 2009-10, cuando se superaban ya los 7.178.000 conejos cazados. Por esas fechas llegó la nueva cepa del virus hemorrágico **RHDV-N11** y trajo como consecuencia otra caída de capturas durante cinco temporadas de 1.800.000 conejos (2009-10 a 2014-15). A partir de esta última temporada se ha iniciado la recuperación en las tres controladas hasta 2017-18, año en el que desgraciadamente se distribuyó en Australia un nuevo virus, que podría ya estar entre nosotros.

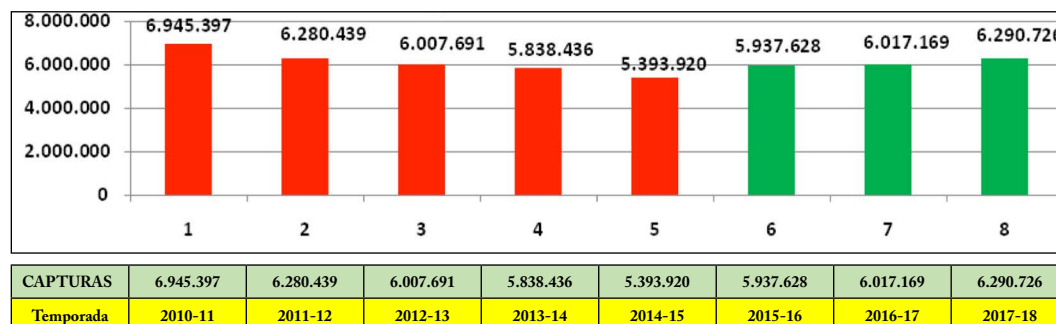
Tabla III. Capturas 2000-01 a 2009-10. (9)



Independientemente de la necesidad de preservar al conejo como custodio y garantía de la diversidad biológica de un territorio, los cazadores hemos hecho esfuerzos adicionales de toda índole para remitir los daños que puede provocar en determinados territorios. Hemos cazado en las dieciocho primeras temporadas de este siglo más de **cien millones de conejos** (9).

La naturaleza requiere mantener al conejo como especie presa, estrategia de la 'r', que resuelve parte de la predación y todos los actores que participamos en el medio rural y pertenecemos a esta sociedad del siglo XXI debemos aceptar unos daños mínimos como aportación para mantener al conejo de monte, como especie dañina pero imprescindible.

Tabla IV. Capturas 2010-11 a 2017-18. (9)



ÚLTIMA CEPA DE VIRUS HEMORRÁGICO RHDV-K5 LIBERADA EN AUSTRALIA EN 2017

2017.- En marzo de 2017, el Departamento de Industrias Primarias de Nueva Gales del Sur (el equivalente al departamento de agricultura) liberó un virus llamado RHDV_{I-K5} en 600 puntos de Australia. El K5 es una variante de un patógeno hemorrágico descubierta en Corea del Sur. Solo afecta a los conejos, pero es letal. (El País. Mayo 2017).

'Este virus resiste activo en el medio ambiente durante varios meses. Los conejos mueren en 48 horas y la mortalidad alcanza al 90%. Para aquella variante RHDV-**NI** hay ya varias vacunas en España y Europa, pero para la variante RHDV_{I-K5}, no hay ninguna alternativa', dice el prestigioso virólogo que identificó la variante del virus hemorrágico en 2012 (Parra F. 2017).

Aquella mala noticia es muy posible que esta temporada 2020-21 tenga eco en nuestros campos. Será un nuevo desastre para la cinegética, pero sobre todo, para el medio ambiente español. Se debe considerar en las planificaciones para reducir daños del conejo, que sus poblaciones, daños y capturas están muy supeditadas a las enfermedades inducidas por el hombre y que han dispuesto de fluctuaciones importantes en varias épocas, siendo la más reciente la provocada por la enfermedad del virus hemorrágico RHDV en las temporadas (1988-89 a 1993-94) que supusieron la caída de las capturas en 7.316.800 conejos entre ellas. Los expertos consideran que la llegada a España de la nueva cepa RHDV-K5, liberada en Australia en 2017, supondrá un gran quebranto, equivalente en las poblaciones y las capturas.

Salvar al conejo, como regulador indispensable que es del medio ambiente español, y controlar sus poblaciones para evitar daños excesivos, debe suponer el reparto del coste de la siniestralidad residual entre toda la sociedad, no solo a cargo de los cazadores o de los agricultores. La subvención del gobierno a ENESA para apoyar al seguro agrario, fue planteada en este sentido.

Las cuatro CCAA con mayor estimación de capturas por temporada 2000-01 a 2017-18 son: Castilla la Mancha (CLM) (32'52%), Andalucía (24'03%), C. Valenciana (8'89%) y Madrid (7'91%).

Las cuatro CCAA con mayor densidad de conejos por temporada y Km² en ese periodo son: Madrid (55'03 C.T./Km²), Baleares (44'30 C.T./Km²), Canarias (25'72 C.T./Km²/Datos solo 9 T) y CLM (22'87 C.T./km²)

MODALIDADES Y MÉTODOS DE CAZA AUTORIZADOS PARA CAZAR EL CONEJO DE MONTE. (1)

(12 Modalidades de las 18 existentes en caza menor).

1. Al salto o en guerra galana.
2. A rabo.
3. En mano.
4. Espera o acecho-chanteo (conejo a la espera).
5. Reclamo: (Chilla).
8. Conejo con hurón y red (sin armas).
9. Conejo con perro “a diente” sin armas, con cayado, garrote o regatón.
10. Conejo con hurón y armas “a toro suelto”.
11. Conejo y zorro en zapeo.
12. Conejo con hurón, podenco y escopeta.
16. Cetrería (Azor).
18. Caza fotográfica.

MÉTODOS HISTÓRICOS

• *Cepos, Chillo, Hurón y capillo, Alegre, Tapa, Red vertical y perros nocherniegos (Podencos), Cercas trampa.* (Podrían habilitarse todos, menos los cepos).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1). GARRIDO JL. “**Modalidades y Métodos de Caza. 2ª Ed.**” Fed. de Caza de C y León. (Valladolid 2016). 179 PP.
- 2). DELIBES G. “**HOMO VENATOR. LA CAZA EN LA PREHISTORIA**” Edita Universidad Valladolid (2019). 38 PP.
- 3). Varios autores. **ESPECIALISTA EN CONTROL DE PREDADORES. 2ª Ed.** Edita FEDENCA-RFEC (EEC). 385 PP.
- 4). GARRIDO JL. **Tablas I y II de capturas conejo.** Datos de Anuario Estadísticas Agrarias (1980-90).
- 5). FEC. **Guerra a la mixomatosis.** FEDERCAZA N° 0: PP 28-32. Edita Grupo V. (1985).
- 6). OTERO C. **El Conejo de Monte.** Opúsculo. Edita FEDENCA. 2ª Edición. (1992)
- 7). GARRIDO JL. **Acoso a la Caza.** Federcaza N° 359: PP 6-12. Edita Grupo V. (2015)
- 8). **FEDENCA, Memoria anual 2011.** PP 20-22. Edita RFEC. (2012).
- 9). GARRIDO JL., GORTAZAR C., FERRERES J. “*Las especies cinegéticas españolas en el siglo XXI*” https://www.amazon.es/Las-especies-cineg%C3%A9ticas-espa%C3%B1olas-siglo/dp/1676220933/ref=tmm_pap_swatch_o?_encoding=UTF8&qid=&sr=

Las tablas capturas se obtienen en la web del IREC.



Colaboran:



irec

instituto
de investigación
en recursos
cinegéticos



Castilla-La Mancha



Ediciones de la Universidad
de Castilla-La Mancha