

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

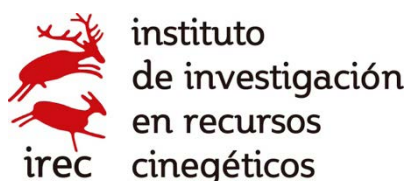
Hecho en España (U.E.) – *Made in Spain (E.U.)*



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

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.