

Aplicaciones de la Etología al manejo de las poblaciones de ciervo en el suroeste de la Península Ibérica: producción y conservación.

Juan Carranza

Cátedra de Biología y Etología, Facultad de Veterinaria, Universidad de Extremadura, 10071 Cáceres, España.
carranza@unex.es

Recibido: 7 abril 1999; aceptado: 28 agosto 1999.

Resumen. El aprovechamiento cinegético del ciervo (*Cervus elaphus*) es el principal uso económico en muchas áreas de bosque mediterráneo y dehesas en el suroeste de la Península Ibérica. Durante las últimas dos décadas muchas fincas dedicadas a la caza mayor han sido cercadas para permitir un manejo más intensivo de las poblaciones de ciervos con independencia de las áreas circundantes. Este manejo ha generado nuevos problemas que requieren nuevas soluciones que permitan hacer compatible el aprovechamiento económico de las poblaciones de caza y la conservación de los ecosistemas donde están enclavadas. El conocimiento de la ecología y el comportamiento de las especies de caza mayor, y en especial del ciervo, juega un importante papel en el aporte de soluciones para ese manejo intensivo. En este trabajo se revisan algunos de los principales problemas de este tipo de explotaciones, incluyendo la transformación de la cubierta vegetal, la suplementación de alimento, la estructura de la población, los criterios de eliminación de animales y los efectos genéticos.

Abstract. *Applied Ethology to management of red deer populations in south-western Iberian peninsula: game production and conservation.* - Game management of red deer (*Cervus elaphus*) is the main economic use of land in many areas of mediterranean woodland (dehesas) in southwestern Iberia. During the last two decades many estates have been fenced to allow a more intensive management of deer populations with independence from the surrounding areas. This use has generated new problems which claim for new solutions to make compatible the economic use of game populations and the conservation of the ecosystems where they live. The knowledge of the behavioural ecology of big game species, especially of red deer, has an important role in providing solutions for this intensive management. Here I review some of the main problems including transformation of the vegetal cover, food supplementation, population structure, culling criteria and genetical effects.

Key words: Red deer, game management, mediterranean ecosystems, applied ethology.

Introducción

La explotación cinegética del ciervo (*Cervus elaphus*) constituye uno de los principales usos económicos de las áreas de bosque mediterráneo y dehesas en el suroeste de la Península Ibérica. El manejo de estas poblaciones ha sufrido una notable evolución en los últimos años. El cambio ha consistido principalmente en una mayor intervención, tendiendo a aumentar sus densidades, intensificando el manejo y utilizando los cerramientos cinegéticos para independizar cada unidad de gestión del entorno. Los nuevos modos de manejo han planteado nuevas problemáticas, y el mayor grado de intervención exige una gestión más rigurosa y basada en la investigación aplicada sobre ecología y comportamiento del ciervo en ambiente mediterráneo.

La investigación aplicada a la gestión de las poblaciones de caza mayor tiene como principal objetivo proporcionar las fórmulas para hacer compatible el aprovechamiento económico de los recursos cinegéticos con la conservación de los ecosistemas en los que las explotaciones se encuentran enclavadas. Alcanzar este objetivo resulta en beneficios tanto para los titulares de las explotaciones y otros beneficiarios indirectos, que podrán ver potenciada su actividad, como para el conjunto de la Sociedad, si grandes áreas actualmente bien conservadas pueden dedicarse a un tipo de aprovechamiento menos agresivo con el medio de lo que serían otras prácticas agrícolas o ganaderas.

Nos ocupamos aquí de revisar los principales problemas a los que se enfrenta el manejo de las poblaciones de ciervo en el suroeste de Iberia, sus implicaciones tanto

productivas como de conservación, así como las posibles soluciones que pueden favorecerse de los avances en la investigación aplicada sobre comportamiento animal.

Sistemas de explotación del ciervo

Hay varios sistemas bien diferentes de producir caza mayor que se utilizan para la producción de ciervos en el suroeste de la Península Ibérica. Una posible clasificación es la siguiente:

- 1- Explotación intensiva
- 2- Sistema mixto: intensivo-extensivo
- 3- Explotación extensiva
 - 3.1- Unidad de gestión = unidad ecológica
 - 3.2- Unidad de gestión < unidad ecológica
 - 3.2.1- Finca abierta
 - 3.2.2- Cerramiento cinegético

Estos tipos no sólo son diferentes en cuanto al modo en que se crían los animales, sino que determinan cuáles serán los elementos que van a afectar al compromiso entre producción y conservación. Veamos una breve descripción de cada uno de ellos.

1- Explotaciones intensivas

Las explotaciones intensivas o granjas cinegéticas constituyen un modo de producción de ciervos aún poco desarrollado en España, pero de gran tradición en otros países entre los que se sitúan a la cabeza Nueva Zelanda y el Reino Unido (ver e.g. Hudson et al., 1989). En este caso los animales no se crían inmersos en un ecosistema, sino que una determinada extensión de terreno se dedica exclusivamente a esta actividad, como ocurre en el caso de cualquier granja de animales domésticos. Normalmente las densidades no serán como en el caso de los domésticos, bien en función de los requerimientos de la especie, o bien en la medida en que se quiera aprovechar una producción vegetal de la propia superficie como parte del aporte de alimento. Es decir, la "intensidad" de la explotación es más parecida al doméstico extensivo que a las granjas con animales estabulados. En estas explotaciones la clave es el manejo y control de los animales, para lo cual se han de disponer conjuntos de cercas bien estructuradas, naves de manejo con facilidades para clasificación, pesaje, tratamientos, etc. La caza no se lleva a cabo dentro de ellas, sino que los animales han de trasladarse a otros lugares. Los principales productos suelen ser por tanto animales vivos, aunque también puede ser la carne, o incluso las cuernas.

Desde el punto de vista de la conservación hemos de considerar dos aspectos. Por un lado en lo referente al medio, en el modo intensivo ha de admitirse un mayor impacto aunque sobre una superficie menor. Por otra parte en relación a los animales producidos, al intensificarse el manejo las posibilidades de influir sobre la composición genética son mucho mayores. Esto puede significar para algunos la ventaja de realizar una selección, pero en general el riesgo de alteración genética puede ser grande ya sea debido a introducciones de variedades genéticas

no autóctonas o debido a la propia selección. No olvidemos que la selección conduce al cambio en las frecuencias génicas, y aunque el criterio de selección pueda significar mejoras bajo algún punto de vista económicamente deseable, cualquier alteración genética va en principio en contra de la conservación del patrón original.

En este modo de producción la Etología puede aportar soluciones a dos tipos de problemas. Por un lado a aquellos relacionados con el manejo de los animales en espacios reducidos, separación de individuos según clases de edad y sexo, etc. y por otro con las cuestiones relacionadas con el bienestar animal.

2- Sistema mixto: intensivo-extensivo.

Los animales producidos en una explotación intensiva deben trasladarse a otro lugar para ser cazados. Si bien es cierto que en algunos casos, tanto en caza mayor como menor, se realizan sueltas orientadas al aprovechamiento cinegético inmediato, el sistema mixto al que nos referimos se basa en que el desarrollo de los animales de caza se completa en la naturaleza. En una misma explotación puede existir una parte, de menor superficie, dedicada a la cría en intensivo y otra parte, de mayor superficie, donde existen animales que se desarrollan en la naturaleza hasta constituir trofeos de caza. En esta segunda área extensiva se lleva a cabo el aprovechamiento cinegético, y en ella la "población" puede estar formada muy mayoritariamente por machos que pueden desarrollarse en baja densidad, lo cual favorece no sólo la producción de trofeos sino también la conservación del ecosistema. Desde el punto de vista de la conservación del medio, el sistema mixto "sacrifica" una pequeña extensión para dedicarla a la cría intensiva, a cambio de mantener bajas densidades, y por tanto bajo impacto, en la mayor parte del área donde el medio y las comunidades ecológicas en su conjunto pueden mantenerse en buen estado de conservación.

3- Explotaciones extensivas.

La característica definitoria de este tipo de explotación es que la población animal que es objeto de aprovechamiento cinegético se encuentra formando parte de la comunidad faunística de un ecosistema. Bajo esa perspectiva habrán de enfocarse todas las actuaciones sobre ella.

La situación puede ser completamente diferente según cuál sea la relación entre la unidad de gestión y la unidad ecológica. Llamamos unidad de gestión a la superficie de terreno contiguo y permeable sometida a aprovechamiento bajo un criterio común de gestión cinegética. La unidad ecológica es simplemente aquella superficie de terreno que corresponde a un ecosistema, es decir una porción del medio natural que mantiene cierta independencia con el entorno. En el caso concreto de la gestión de una población de caza mayor, los límites naturales de movimiento e intercambio genético representarían, en la práctica, las fronteras de la unidad ecológica. Es evidente que la gestión más acorde con la conservación debería realizarse sobre una unidad ecológica completa. Este caso se da con más frecuencia en el norte de la Península y es más

raro en la mitad suroccidental. Es más fácil que se de en el caso de especies como la cabra montés y el rebeco, que tienden a limitarse de modo natural a las áreas de mayor altitud, y más raro para el ciervo o el jabalí, cuyas poblaciones suelen extenderse por grandes superficies.

Si la unidad de gestión es menor a la unidad ecológica, la gestión presenta dificultades ya que lo que ocurra en el resto del área ocupada por el ecosistema, pero fuera de la unidad de gestión, no estará bajo control aunque la afecte; y a la inversa, la gestión tendrá efectos sobre el entorno. Este es el problema de las fincas incluidas en grandes comarcas, es decir de la mayoría de las unidades de gestión. Una posibilidad es resignarse a que la gestión se encuentre limitada a mínimos. Es el caso de las fincas abiertas, en las que el aprovechamiento se rige por la normativa general común. Por ejemplo en el caso del ciervo, no abatir a hembras y crías, ni a los machos de un año (varetos). De este modo no es fácil producir trofeos porque los machos no llegan a alcanzar la edad requerida, pero al menos se garantiza la continuidad de la población. En esta situación las inversiones, limitaciones en el aprovechamiento, etc. que una finca hace para mejora de las poblaciones cinegéticas corren el riesgo de ser utilizadas por los vecinos en su beneficio y en contra del propietario de la finca, con lo cual muchas veces se están favoreciendo únicamente aquellas actuaciones tendentes a atraer a la caza hacia los terrenos propios. En suma, una gestión precisa suele ser inviable en este tipo de explotaciones, y la caza suele ser un aprovechamiento secundario.

Una posibilidad, en teoría ideal pero difícil de llevar a la práctica, es el acuerdo entre vecinos para realizar la gestión común de una comarca cinegética que reúna al conjunto de la unidad ecológica. La idea de las comarcas cinegéticas no debe descartarse por difícil que pueda resultar el acuerdo entre intereses diferentes, y la gestión de grandes áreas con límites ecológicos naturales debiera ser un ideal a perseguir, tanto desde el punto de vista de conservación como de rentabilidad económica.

La otra alternativa para conseguir una independencia en la gestión es el cerramiento cinegético. Durante las últimas dos décadas aproximadamente, la gestión de los terrenos dedicados a la caza mayor, especialmente del ciervo y en el cuadrante suroeste del país, ha llevado a la proliferación de los vallados cinegéticos como medio de aislar las unidades de gestión tanto de los efectos indeseables que pudieran ocasionar a las áreas circundantes, tales como daños a cultivos, etc. como sobre todo de la interferencia con áreas vecinas gestionadas independientemente. Desde un punto de vista puro de conservación de las poblaciones, la presencia de cercados no representa beneficio alguno, de no ser como remedio ante la presión de otros factores. Por ejemplo los daños a áreas limítrofes o el aumento en la rentabilidad que potencie el uso de los ecosistemas para ese fin en lugar de para otros usos más agresivos con el medio, como la agricultura o la ganadería.

Por otra parte, cuando una población es limitada a una superficie concreta, y en especial cuando ésta es de pequeño tamaño, los problemas se incrementan tanto en lo referente a la dinámica de las poblaciones de caza, como en lo que concierne a la conservación del ecosistema. Esto significa ni más ni menos que la gestión debe ser

mucho más precisa y adecuada. En estos lugares, las fluctuaciones impredecibles de los factores climáticos pueden tener importantes consecuencias tanto en la población como en el medio. La gestión debe ser más técnica, ya que los errores tienen consecuencias más serias. Los criterios y procedimientos que se exponen a continuación, y que en principio son aplicables a cualquier explotación cinegética, cobran especial importancia en el caso de las áreas cercadas.

Gestión del hábitat

La ordenación de la gestión de un terreno para la producción de caza mayor requiere de un primer planteamiento acerca de los manejos a realizar sobre el hábitat, esto es, sobre el medio en el cual se han de desarrollar las poblaciones cinegéticas. El manejo del hábitat encierra varias cuestiones bien diferenciadas, en las cuales el conocimiento del comportamiento del ciervo tiene un papel importante.

1) Tamaño de la unidad de gestión

El tamaño de la superficie sometida a gestión es un primer aspecto a tener en cuenta. Incluso cuando el gestor no tiene la oportunidad de modificar este tamaño, por ejemplo porque le viene ya dado por el tamaño de la finca, es importante hacerse este planteamiento para prever cuáles pueden ser los efectos del tamaño sobre la marcha de la explotación y adelantarse a su corrección mediante una gestión adecuada.

En primer lugar hemos de señalar que el tamaño ideal no es algo absoluto, sino que el objetivo de coincidir con las unidades ecológicas debe dominar en la consideración sobre un tamaño adecuado. En segundo lugar, ya hemos mencionado que las unidades mayores poseen ventajas tanto desde el punto de vista de la productividad de las poblaciones cinegéticas como desde el punto de vista de la conservación del ecosistema. Estas ventajas derivan fundamentalmente de los dos conceptos siguientes.

Estabilidad ecológica

Se trata de la capacidad de un ecosistema de amortiguar el efecto de cambios impredecibles en los factores ecológicos. Notables ejemplos recientes han sido los períodos plurianuales de sequía y lluvias, pero también son factores a tener en cuenta los cambios en la intensidad de la explotación cinegética debido a la aplicación de criterios diferentes, los errores de gestión, o incluso la aparición de epizootias. Un área grande va asociada a variedad de hábitats, recursos tróficos, microclimas, y a un tamaño poblacional mayor. Todo ello redundará en las posibilidades que tienen los animales de contrarrestar los efectos de condiciones adversas.

Las poblaciones pequeñas confinadas a un área concreta son más inestables y sufren más fácilmente los efectos de las condiciones ambientales adversas. Esto se suele traducir en dos tipos de efectos. Por un lado disminuye la productividad y la calidad de la población cinegética, y por otro lado el impacto de la población sobre el ecosistema puede acentuarse notablemente. Una población grande o abierta, puede presentar una mayor flexibilidad en sus

movimientos y uso del espacio de modo que amortigua los efectos de condiciones ambientales adversas que llevan a la escasez de comida y hacen que se deteriore gravemente la vegetación.

Efectos genéticos

La fragmentación de las poblaciones naturales puede producir cambios genéticos que afecten por un lado a la conservación a medio plazo del acervo genético de la especie, y por otro a la propia productividad biológica de la población que se pretende explotar.

La fragmentación de una población en unidades pequeñas, puede producir en cada una de ellas los fenómenos conocidos como deriva genética, que pueden llevar a una diferenciación aleatoria de la composición genética de la población con respecto a la población de la cual procede, y aumento de la consanguinidad. Más abajo (en Gestión de las poblaciones) trataremos este tema con más detalle.

Pero ¿Qué tamaño debe tener el área? Ya hemos mencionado que no existe un tamaño ideal, ni siquiera un tamaño mínimo. No obstante, si buscamos un mínimo, hemos de plantearnos qué tipo de problemas queremos solventar y cuáles estamos dispuestos a admitir. Por ejemplo, como se verá más abajo, una población de varios cientos de animales puede ser un mínimo desde el punto de vista de poder hacer frente a los efectos genéticos, especialmente en lo referente a la consanguinidad. En función de la calidad del terreno, este número nos da idea del área necesaria. Estudios de utilización del espacio en el ciervo mediante radio-seguimiento tanto en el parque Monfragüe en Cáceres (Carranza et al., 1991) como en las Navas-Berrocal de Sevilla (Soriguer et al., 1994), muestran que el tamaño del área de campeo es de unas 300-400 Has para las hembras y oscila entre 600 y 1000 Has aproximadamente para los machos. Esto significa que conforme la superficie esté más por debajo de unas 1000 Has, puede no haber lugar para el área de campeo normal de un individuo, especialmente si es macho. Entre épocas diferentes del año, los machos pueden realizar desplazamientos hacia las áreas de hembras y desde éstas hacia sus áreas de campeo del resto del año. Estos desplazamientos pueden ser de varios kilómetros (en Doñana hemos registrado desplazamientos superiores a 11 Km: Carranza et al., datos no publ.) y su finalidad puede ser la evitación de la competencia trófica con las hembras (Clutton-Brock & Albon, 1989). Por otra parte, las dispersiones que ocurren en los machos jóvenes cuando abandonan el grupo familiar para integrarse en grupos de machos, suponen desplazamientos mayores (hasta 20 kilómetros han sido registrados: Clutton-Brock et al., 1982). Un cerramiento cinético debe ser suficientemente grande para permitir los movimientos estacionales, y aún así difícilmente podrá permitir la dispersión de los jóvenes. En todo caso, estos movimientos tienen unas finalidades que pueden cubrirse con distancias muy diferentes en función de la estructura de la finca. Por ejemplo, una finca puede ser grande pero sólo existir una zona donde ocurre la mayor parte de la actividad durante el celo. Si esto es así, los machos nacidos en esa zona irán a aparearse a ese mismo lugar y probablemente lo harán con parientes suyos. En otros

casos, puede ocurrir que una finca más pequeña presente más de un área de berrea, con lo cual el efecto anterior será menor.

En suma, lo importante es identificar qué tipo de problemas pueden estar ocasionándose debidos al tamaño en un finca concreta, y adecuar la gestión para corregirlos. De nuevo, estos problemas serán más numerosos y más difíciles de solucionar cuanto más pequeña sea la unidad de gestión.

2) Manejo de la cubierta vegetal: productividad y biodiversidad

El manejo de la cubierta vegetal persigue fundamentalmente proporcionar las condiciones necesarias para el mantenimiento de la población. Un manejo adecuado puede permitir la acogida de un número mayor de individuos, esto es, aumentar la capacidad de carga del terreno. Pero además, todo cambio en el hábitat lleva unido un cambio en el valor ambiental de la zona, digno de tener en cuenta si buscamos una gestión que contribuya a la conservación de los valores ambientales.

En las áreas de bosque mediterráneo, la actividad humana ha tendido al aclarado del matorral, manteniendo una densidad moderada de pies arbóreos y promoviendo la producción de pasto o los cultivos. Estas formaciones adehesadas o cultivadas han sido un modo muy interesante de optimizar la productividad. Recordemos que a lo largo de la sucesión ecológica del bosque mediterráneo, desde las dehesas hasta el bosque climácico, la productividad tiende a disminuir, a la vez que aumenta una biomasa vegetal poco productiva, y que por lo tanto son las etapas tempranas (y las dehesas) las que pueden acoger una mayor biomasa animal sustentada por la productividad vegetal. Es comprensible por tanto la tendencia a la proliferación de las dehesas si el objetivo es producir biomasa animal ya sea en forma de ganado o de fauna cinegética. Las dehesas, sin embargo, suponen un empobrecimiento del bosque mediterráneo. La diversidad de especies, tanto vegetales como animales que podemos encontrar en el bosque clímax es mayor que en las dehesas. La biodiversidad es un importante valor ambiental que es necesario cuidar. Parece existir, por tanto, una discrepancia entre el interés medioambiental, interesado en las etapas avanzadas de la sucesión ecológica, y el interés productivo, interesado en las etapas tempranas.

Un acercamiento más minucioso al problema, sin embargo, puede proporcionar las claves para encontrar puntos de acuerdo en esta discrepancia. Si realizamos un inventario, por ejemplo, de las aves presentes en un bosque mediterráneo y en un área adehesada, es fácil que el número de éstas sea mayor en el primero, pero también es cierto que buena parte de las aves propias de las dehesas no aparecen en el bosque y viceversa, a la vez que los ecotonos, es decir las áreas de transición entre formaciones vegetales distintas, favorecen la presencia de nuevas especies (Pulido & Díaz, 1992; Davis & Richardson, 1995). La conclusión, por tanto, es que la mayor diversidad se obtiene en un área en la que exista variedad de formaciones vegetales.

Desde el punto de vista de la productividad, por

otra parte, se deben analizar los cambios que se producen en la producción vegetal así como en las necesidades y el comportamiento de alimentación del ciervo a lo largo del ciclo anual. El principal factor limitante para la producción de hierba en las áreas mediterráneas suele ser la humedad del suelo y no la temperatura como ocurre en áreas más norteñas, por lo que el momento de pausa en la producción es el verano, con máximos en primavera y producciones moderadas en otoño (e.g. Cañellas et al., 1991; San Miguel et al., 1995). Los animales se encuentran adaptados a la curva de producción vegetal, de modo que sus necesidades son máximas en primavera y principios del verano, coincidiendo con la gestación y lactancia en el caso de las hembras y con el crecimiento de la cuerna y acúmulo de reservas en los machos (Anderson, 1976; Figura 1). No obstante, es normal que durante el verano la hierba no pueda proporcionar suficiente alimento. En áreas donde existe variedad de hábitats, los ciervos durante el verano tienden a utilizar más las áreas de matorral y bosque, donde la producción vegetal de las plantas leñosas acusa el déficit hídrico más tarde que las hierbas. Los estudios sobre alimentación en el ciervo y sobre uso del espacio nos muestran que los ciervos aumentan notablemente durante el verano el consumo de plantas leñosas (Rodríguez-Berrocal, 1993), así como el uso de áreas con cobertura vegetal (Carranza et al., 1991).

Por lo tanto, una solución interesante para la escasez de alimento durante el verano es el mantenimiento de áreas de matorral y bosque. Esto nos lleva a un diseño del paisaje en mosaico de hábitats. El diseño en mosaico puede aunar óptimos en productividad y en biodiversidad. La estructura en mosaico presenta además otras ventajas. Por ejemplo, uno de los principales problemas que afectan a las áreas de dehesa del suroeste de Iberia es su sostenibilidad a largo plazo, debido a la falta de regeneración del arbolado. Estudios recientes han revelado que las áreas de matorral favorecen enormemente la regeneración. Al comparar la regeneración en áreas de bosque y de dehesa, Pulido (1999) obtuvo una tasa de regeneración dos órdenes de magnitud inferior en la dehesa, debido a que el matorral proporciona a las bellotas dispersantes lugares a salvo del consumo y de la excesiva insolación a que se encuentran expuestas en el hábitat de dehesa.

Otras consideraciones tales como el refugio para

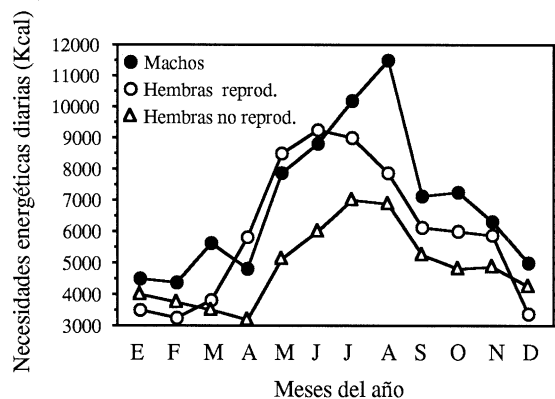


Figura 1.- Requerimientos energéticos diarios para ciervos machos, hembras en reproducción (preñadas o dando leche), y hembras vacías (no en reproducción). Estima realizada por Anderson (1976) para el ciervo de Escocia. Modificado de Clutton-Brock et al. (1982).

las especies de caza y la propia idiosincrasia de la actividad cinegética que gusta de áreas agrestes, hacen que en las explotaciones deba mantenerse un mosaico de diferentes etapas de la sucesión ecológica del bosque mediterráneo, no sólo por un objetivo conservacionista sino porque realmente resulta más rentable para el mantenimiento de la población el proporcionar esta variedad de hábitats. Para que esta idea satisfaga ambos objetivos al ser llevada a la práctica, es necesario tener en cuenta al menos un par de cuestiones más: el tamaño de las unidades de ese mosaico, y la constancia a lo largo del tiempo en el diseño paisajístico.

Estudios de fragmentación de bosques indican que la biodiversidad desciende conforme disminuye el área de cada fragmento de bosque. No obstante, los datos para ciertos bosques tipo mediterráneo en California parecen indicar que superficies superiores al centenar de hectáreas, aproximadamente, no suponen una disminución importante de la diversidad (Keeley & Swift, 1995), aunque hay que tener en cuenta la forma de dichas áreas ya que cuanto más se alejen de formas redondeadas mayor es el efecto borde y se requerirán tamaños mayores para conservar las características propias del bosque (Laurance, 1991). Por otra parte, es necesario tener en cuenta que en un área de campeo media de un ciervo puedan encontrarse áreas de bosque y áreas abiertas. Estudios realizados por nosotros para el ciervo mediante radioseguimiento en un área de bosque mediterráneo (Carranza et al., 1991) mostraron que las áreas de campeo de menor tamaño eran superiores a 250 Has. Con ambas fuentes de información, podríamos asumir en principio que unidades homogéneas de alrededor de las 200 ó 300 Has para cada hábitat de ese mosaico podrían satisfacer ambos intereses, aunque sin duda la investigación sobre el tema en ecosistemas mediterráneos de la Península Ibérica es del todo necesaria.

Gestión de las poblaciones

El otro puntal sobre el que se asienta la gestión de la caza mayor es el referente al manejo de las poblaciones. De nuevo, el doble objetivo de rentabilidad y conservación de los ecosistemas debe orientar el diseño de la gestión.

1) Capacidad de carga y carga óptima

La capacidad de carga para el ciervo es el número máximo de individuos que puede el ecosistema mantener. En su cálculo intervienen la curva de productividad vegetal de la zona a lo largo del año y la curva de necesidades de los animales (ver e.g. Pérez-Carral et al., 1993). Si se incluyen en este cálculo los suplementos artificiales de alimento, éstos deben ser lo más moderados posibles, ya que nunca pueden sustituir totalmente al alimento procedente de la vegetación, y nos llevarían a sobreestimar la carga posible.

En el cálculo de la capacidad de carga es necesario contar no sólo con la especie cinegética objeto de nuestro interés, sino también con otras especies de la zona que puedan utilizar el mismo alimento. Por otra parte, la regeneración natural de la vegetación se vería comprometida si el 100% de la productividad anual fuese consumida por los

herbívoros (Crawley, 1983), con lo cual la carga real deberá mantenerse por debajo de la máxima desde el punto de vista de la conservación. Pero no sólo el objetivo de conservación aconseja cargas moderadas, sino también el rendimiento económico de la explotación. Densidades muy altas hacen que el crecimiento de las poblaciones sea menor, hasta el punto de que en teoría, la productividad de una población ajustada a la capacidad de carga máxima sería nula. Si nos interesa maximizar la tasa de recolección (cupo de capturas) debemos mantener a la población en el punto de densidad tal que el reclutamiento neto (número de individuos que se incorporan cada año a la población) sea máximo. Para el ciervo en Rum (Escocia), Clutton-Brock & Albon (1989) la sitúan en el 60% aproximadamente de la capacidad de carga (Figura 2). Ajustando la población a esta carga óptima se favorecerá la productividad de la población al mismo tiempo que se favorecerá la regeneración natural de la vegetación.

El cálculo de la capacidad de carga, tanto máxima como óptima, no es una tarea fácil. No se trata tanto del planteamiento teórico de cómo hacerlo, sino de las enormes lagunas con que uno suele enfrentarse respecto a la información necesaria para hacerlo. Estas incluyen la determinación con precisión de la curva de productividad anual de las especies vegetales que intervienen en la dieta de la especie de interés, las variaciones anuales en las necesidades nutricionales de la población (para una determinada composición de sexos y edades), qué parte de la productividad vegetal en cada época del año va a ser consumida por otras especies competidoras, qué parte de la productividad restante puede ser consumida sin poner en peligro la regeneración de la vegetación, qué margen de error van a introducir las variaciones climáticas interanuales, qué porcentaje de la capacidad de carga producirá el máximo reclutamiento neto, etc.

No obstante, la situación de una población en un momento dado con respecto a la carga óptima queda reflejada en una serie de indicadores biológicos. Estos indicadores tienen al menos dos procedencias: (1) la propia población gestionada y (2) el resto del ecosistema (principalmente la vegetación en el caso de grandes herbívoros).

(1) Densidades altas en relación a la riqueza del

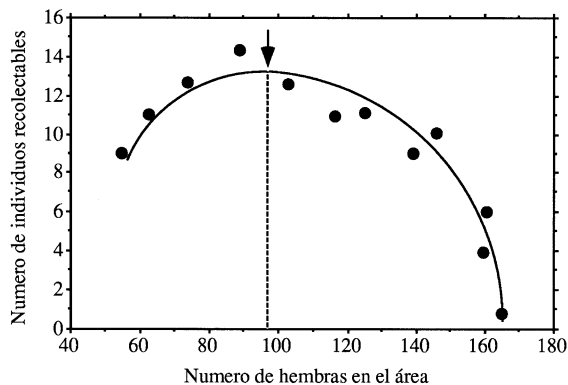


Figura 2.- Variación en el número de individuos potencialmente recolectables con la densidad de hembras en el área. La flecha indica el punto óptimo desde el punto de vista de la productividad, por encima del cual la producción total es menor cuanto más densa es la población. Modificado de Clutton-Brock & Albon (1989).

medio afectan negativamente a la fertilidad (proporción de hembras en reproducción) y retrasan la época de paridera (Figura 3); aumentan la mortalidad de las crías, especialmente de las crías macho (Figura 4); afectan al desarrollo corporal, especialmente de los machos (Figura 5); y disminuyen el desarrollo de los trofeos afectando a la longitud de las varas de los varetos y al peso de las cuernas de los machos adultos (Figura 6) (Clutton-Brock & Albon, 1989; Bertouille & Crombrughe, 1995). Igualmente podrían afectar al grado de asimetría en las cuernas así como al desgaste de las piezas dentales (Carranza, datos no publ.)

(2) Densidades altas provocan impactos elevados en la vegetación (Montoya, 1993) que pueden medirse a lo largo de los años, para detectar si se estuviera produciendo una regresión de ésta. El análisis del grado de ramoneo por el ciervo en el área del Parque Natural Monfragüe ha puesto de manifiesto que en los fragmentos de bosque con matorral, el grado de uso (ramoneo) es menor conforme nos alejamos de los bordes de contacto con las áreas herbáceas (Carranza et al., informe inédito). Por tanto, la presencia de ramoneo a mayores distancias del ecotono puede darnos también una idea de la situación relativa con respecto a la carga óptima. Densidades altas también afectan a especies competidoras. Esto ocurre no sólo entre las especies de caza y otras de la fauna no cinegética, sino también entre distintas poblaciones cinegéticas. Por ejemplo, altas densidades de gamos pueden afectar al desarrollo de los ciervos (Carranza, datos no publ.).

De lo anterior se deduce que el conocimiento del comportamiento y sus efectos, tanto sobre la población de ciervos como sobre la vegetación, puede ser de gran utilidad para el seguimiento continuo que nos permita ir ajustando la carga hacia un óptimo, incluso sin haberlo calculado al principio. El cálculo inicial de la carga es importante para el diseño inicial de la explotación, pero hemos de contar con el hecho de que ese cálculo siempre será un pronóstico aproximado que en todo caso deberá ser corregido mediante el seguimiento continuo de la población durante los años siguientes.

2) Efectos de la suplementación de alimento

La productividad vegetal experimenta marcadas oscilaciones a lo largo del ciclo anual, de modo que la época más desfavorable (de menor productividad) marca el límite máximo para el número de herbívoros que una zona puede soportar. En el centro y norte de Europa, las frías temperaturas y la presencia de espesas capas de nieve hacen que el invierno sea la estación limitante. En las áreas de la mitad sur de la Península Ibérica, por el contrario, la producción vegetal no se ve muy limitada por el frío, que no es demasiado intenso, sino más bien por la falta de agua, con lo que la época más desfavorable para los herbívoros es el final del verano. El suplemento de comida en la estación más desfavorable puede hacer que el número de cabezas que un área pueda soportar aumente sensiblemente. En las fincas cercadas que cuentan con una alta densidad de animales, se hace a menudo necesario suplementar la producción en las épocas de escasez. El momento y duración de este período de suplementación varía según las condiciones del área en que está enclavada cada finca, el tipo de cubierta vege-

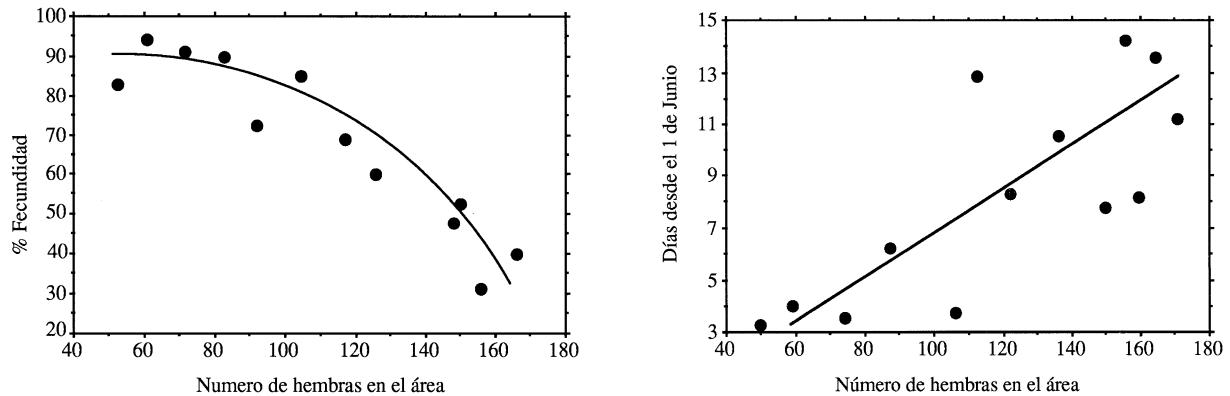


Figura 3.- Con el aumento de la densidad de hembras disminuye la tasa de fecundidad (porcentaje de hembras que crían; izquierda), a la vez que aumenta el día promedio en que tienen lugar los partos (derecha), lo cual a su vez aumenta las posibilidades de mortalidad de las crías. Modificado de Clutton-Brock & Albon (1989).

tal que tenga, la densidad de animales que soporte, etc. En líneas generales suele ir desde mitad del verano hasta las primeras lluvias otoñales. En el caso del ciervo, este período incluye al menos parte del celo o berrea que tiene lugar entre septiembre y octubre. La comida suplementaria puede consistir en grano, alfalfa verde o deshidratada, algún tipo de piensos granulados especiales para ciervos, etc. Hay distintos modos de proporcionar esta comida. Generalmente, un vehículo con remolque rocía la comida directamente en el suelo en un área limpia de vegetación, formando un largo reguero donde las reses suelen apiñarse para comer.

En el momento del celo del venado ocurren determinados procesos de vital importancia para todo su ciclo biológico, y que pueden verse afectados en alguna medida por la intervención humana al proporcionar comida suplementaria. Con el fin de comprobar los cambios que ocurrían en una población de ciervos según se suplementase o no con comida durante el celo, realizamos el experimento siguiente. Durante la berrea de un año se observó una zona donde solían congregarse los grupos de hembras y los machos trataban de hacerse dueños de ellos, defendiendo sus harenes frente a la amenaza de otros machos competidores. En la berrea del año siguiente se proporcionó comida en tres puntos, a fin de observar los cambios ocurridos en el comportamiento de apareamiento (Carranza et al., 1995).

La principal ocupación de las hembras de ciervo durante todo el año, incluida la época de celo, es conseguir comida. Sólo reposan durante el corto tiempo (normalmente pocas horas) que transcurre entre la ovulación y la cópula. La distribución espacial de las hembras responderá a la distribución espacial del alimento que utilizan. Así, en el primer año de nuestro experimento las hembras se distribuían por toda la zona y en el segundo año se concentraron alrededor de los comederos. Los machos, por el contrario, se emplean durante casi un mes en la competencia con otros machos para conseguir hembras, tiempo durante el cual comen muy poco. Su distribución durante la berrea depende de la distribución de las hembras. Aunque en otras épocas del año estén utilizando áreas diferentes, en el momento del celo acudirán a las áreas más utilizadas por las hembras. En el primer año de nuestra experiencia los machos se distribuían por una gran parte del área, mientras que en el segundo se mantuvieron junto a los puntos de comida, reduciendo su área de actividad a la mitad durante la berrea. No sólo cambió el tamaño de las áreas

utilizadas, que se hicieron más pequeñas, sino que en el segundo año ocurrió un cambio cualitativo de estrategia: los machos no defendieron harenes de hembras sino territorios. La diferencia radica en el objetivo táctico de su comportamiento para conseguir hembras. Si los grupos de hembras utilizan amplias áreas, de un modo disperso o impredecible, los machos deben hacerse dueños de alguno de estos grupos móviles de hembras formando los típicos harenes. Si por el contrario, grupos de hembras suelen concentrarse en áreas determinadas debido a que el alimento está concentrado allí, resulta más rentable para un macho hacerse dueño de un trozo de esta área estratégica ya que de ese modo tendrá oportunidad de contactar con muchas hembras. Los territorios no sólo estaban enclavados en los puntos donde se suministraba la comida sino también en las rutas que las hembras utilizaban para llegar hasta la comida, zonas igualmente buenas para contactar con las hembras. El hecho de que la época de escasez coincida con la berrea en las áreas más sureñas hace que los pocos lugares que poseen comida sean defendibles por los machos para conseguir a las hembras que forzosamente se concentrarán allí. Así, los machos de ciervo en la Península Ibérica defienden territorios en zonas de comida y en zonas de paso hacia las áreas de alimentación, cosa que no ocurre en áreas del centro o norte de Europa (ver Carranza et al., 1990; Carranza, 1992; Carranza et al., 1996).

La demostración experimental de este cambio de estrategia en función de la concentración del alimento tie-

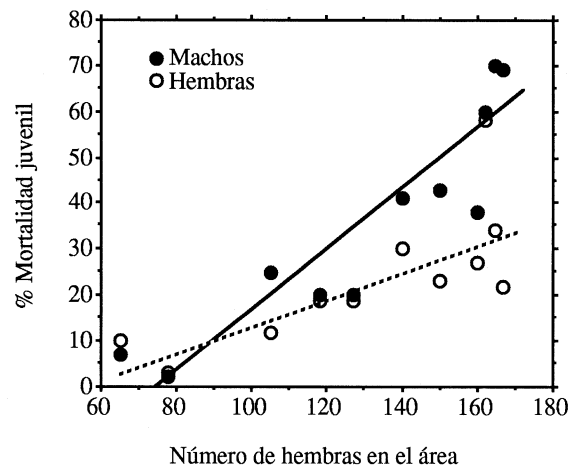


Figura 4.- Porcentaje de mortalidad juvenil para machos y hembras en función de la densidad. Modificado de Clutton-Brock & Albon (1989).

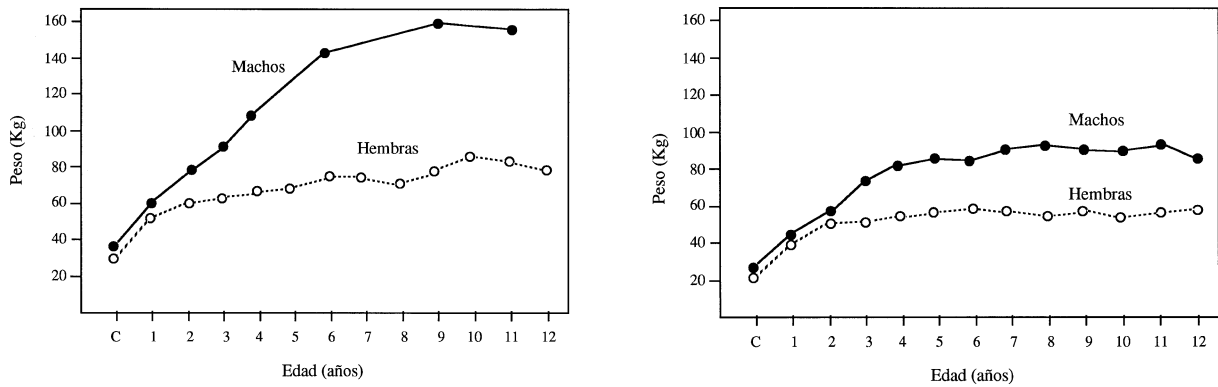


Figura 5.- Pesos medios de machos y hembras de ciervo en dos poblaciones en Escocia. Izquierda en el área boscosa rica (Grizedale en Cumbria) y derecha áreas de praderas abiertas (Glenfeshie en Inverness-shire). Modificado de Clutton-Brock & Albon (1989).

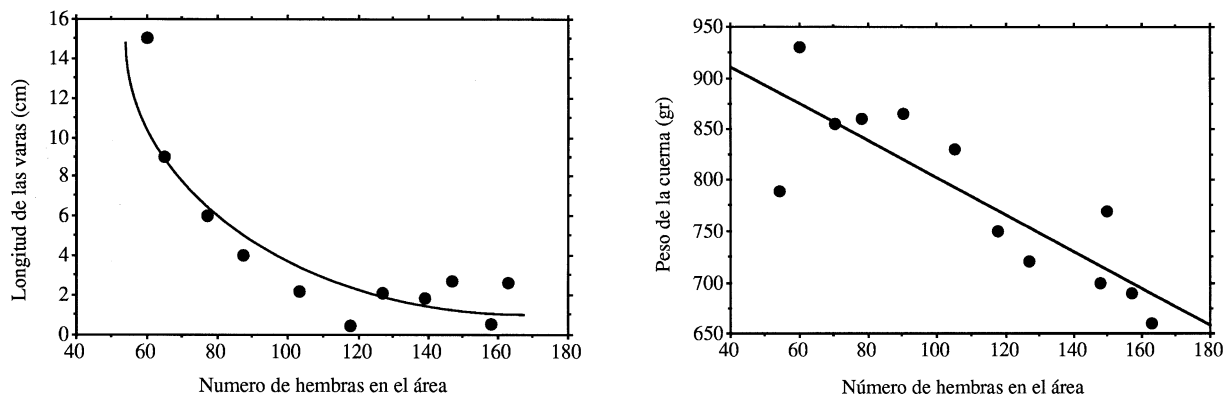


Figura 6.- Con el aumento de la densidad de hembras disminuyen tanto la longitud de las varas de los varetos (izquierda) como el peso de la cuerna de un lado solamente. Modificado de Clutton-Brock & Albon (1989).

ne importancia desde el punto de vista de la ciencia del comportamiento animal, para entender cómo eligen sus estrategias de apareamiento los machos de ungulados (Carranza et al., 1995); pero además, el experimento ha mostrado varios hechos interesantes desde el punto de vista de la gestión cinegética.

El primero de ellos tiene que ver con el nivel de interacciones agresivas. Al concentrarse las hembras, la actividad competitiva de los machos aumenta. El defender un territorio en las zonas de concentración de hembras es muy costoso para los machos que tratan de hacerlo. Deben dedicar una gran cantidad de energía para mantener su hegemonía sobre un área que es a su vez apetecida por otros muchos machos ya que concentra a muchas hembras. Un modo de medir esta intensidad de la competencia entre machos es contabilizar el número de interacciones agresivas (persecuciones, marchas en paralelo, luchas) en que se ven envueltos. En nuestro experimento, el número de agresiones de este tipo por macho durante los días que está activo (entre 5 y 18 días) en la zona pasó de 3,8 a 8,7. Este aumento en el doble de agresiones significa un aumento también más o menos similar en el número de luchas que tienen lugar. Podemos decir en realidad que la suplementación de comida durante la berrea hizo que los machos pelearan más, no por la comida, sino por las hembras que se concentraron en las zonas de comida. El número de luchas tiene importancia por varias razones. Estudios muy detallados realizados en la isla de Rum (Escocia) por T. H. Clutton-Brock y colaboradores han puesto de manifiesto que como consecuencia de las luchas, una im-

portante proporción de los machos resultan heridos o muertos (Clutton-Brock et al., 1982). Las heridas sufridas por un animal pueden provocar su debilitación lo cual afectará negativamente al desarrollo de su cuerna al año siguiente. De cualquier modo, el número de machos que resultan heridos como para que el efecto se aprecie durante el desarrollo de su cuerna del año siguiente puede no ser muy alto. No obstante, sí hay otro efecto que es mucho más aparente de un modo inmediato: la rotura de las cuernas. Las cuernas son frágiles, y una determinada proporción de ellas se rompen mientras sus portadores se emplean en violentas luchas. El aumento en el número de luchas puede aumentar linealmente el número de roturas de cuernas, roturas que encontraremos en los trofeos cuando esos venados sean cobrados durante la época de caza que sucede a la berrea. La rotura de cuernas no es algo trivial, y en no pocas ocasiones ha sido un tema preocupante para los gestores de cotos de caza mayor. A veces se le suele buscar explicaciones relacionadas con la riqueza en calcio de la dieta, sin reparar en algo tan simple como el aumento en el número de luchas derivado de la concentración de la comida.

Nuestro experimento puso también de manifiesto otro efecto digno de atención. Al estar las hembras acumuladas en determinados puntos, los machos que conseguían hacerse dueños de esos lugares estratégicos tenían acceso a una gran cantidad de hembras, mientras que otros quedaban fuera de toda posibilidad de aparearse. En el segundo año, un 25% de los machos poseía al 75% de las hembras. Una medida de las diferencias en el éxito entre los distin-

tos machos es la varianza en el número de hembras conseguidas. En nuestro experimento, esta varianza se multiplicó por 10 en el segundo año respecto al primero. Sabemos que el aumento en la varianza en el éxito reproductivo tiene consecuencias en la composición genética de la generación siguiente. Una de ellas es la evidente transmisión a la siguiente generación de grandes cantidades de copias de los genes de esos machos que han conseguido ser padres de buena parte de las crías producidas. El aumento en la proporción de los genes de esos machos en la siguiente generación es un cambio evolutivo típico, producto de la selección, en este caso selección sexual basada en la competencia entre machos. Por otro lado, esta selección tan intensa conlleva otro efecto indeseable que es el aumento del nivel de consanguinidad de la población. Si un macho consigue ser el padre de gran parte de las crías que se producen, eso significa que buena parte de los individuos de la siguiente generación serán hermanos de padre. Por todo lo anterior, la excesiva concentración espacial de la comida es indeseable. En muchas fincas cercadas, sin embargo, la suplementación de comida es un medio interesante e incluso necesario para mantener una población de animales que haga rentable la explotación sin un excesivo impacto sobre la vegetación. La concentración de comida con sus efectos es algo que de modo natural ocurre en el bosque mediterráneo, ya que durante la berrea la comida es escasa y las hembras se concentrarán en las pocas áreas en que ésta exista. El problema es que en las fincas con altas densidades al suministrar comida en zonas concretas aumentamos mucho el efecto.

3) Diseño de la pirámide de edad

En la gestión de toda población de caza mayor es necesario plantearse qué objetivos perseguimos (por ejemplo cantidad o calidad, más o menos importancia a la carne o a los trofeos, variedad de especies, qué modalidades de caza, a qué tipo de clientes se dirige, etc.). Una vez marcados los objetivos será necesario determinar qué estructura poblacional puede satisfacerlos mejor, sin perder de vista que el aprovechamiento ha de ser sostenible, es decir estable a lo largo del tiempo sin merma de las poblaciones ni del ecosistema que las sustenta.

Una pirámide de edad es una representación gráfica muy utilizada en ecología de poblaciones para obtener una apreciación visual rápida de la estructura poblacional, esto es, de su composición en sexos y edades. En una pirámide de edad se representan las edades crecientes hacia arriba, y el número de individuos de cada edad hacia los lados, los machos hacia la izquierda y las hembras hacia la derecha. La disminución de una edad a la siguiente viene determinada por la mortalidad específica para esa edad y sexo. Especies como el jabalí que tienen una alta tasa reproductiva y altas mortalidades juveniles, tienen pirámides con la base muy amplia que se reducen rápidamente hacia arriba. Otras especies menos productivas y más longevas presentan pirámides en las cuales la reducción con la edad es más pausada.

El diseño de moldeado de una pirámide de edad incluye tanto la previsión de la densidad (tamaño total de la pirámide) que deberá ajustarse a la capacidad de carga

óptima estimada para el área considerada, así como la previsión de cuántos individuos se deben mantener de cada sexo y edad, es decir, la forma que habrá de adoptar la pirámide. La caza centrada exclusivamente en machos produce pirámides en las que la parte derecha (de las hembras) es mucho mayor que la de los machos. Si la caza se realiza sobre todos los machos por encima de dos años, las pirámides tienden a estar truncadas en la izquierda (casi no existen machos de edades maduras) y muy amplias por la derecha (debido a la abundancia de hembras). Si lo deseable es producir trofeos será necesario disminuir la presión sobre los individuos jóvenes y de mediana edad para dejar que una parte de ellos se desarrollen hasta alcanzar la edad de trofeo, y a la vez, reducir la densidad de hembras.

En la práctica, el moldeado de la pirámide de edad incluye tanto la recolección de animales mediante la actividad cinegética como la realización de la llamada caza de gestión, de modo que el efecto final conjunto sea adecuado al modelo de pirámide que se pretende mantener.

4) Caza de gestión

Una pirámide de edad no se mantiene en la estructura ideal proyectada sólo con la actividad cinegética, sino que requiere de la caza de gestión, la cual incluye fundamentalmente la caza selectiva de machos y los descastes de hembras.

- **Caza selectiva de machos.** La caza selectiva sobre los machos tiene un efecto claro en mejorar la media de trofeos en la población presente, y de modo más lento puede tener efecto de selección genética apreciable en generaciones futuras. La conformación de la cuerna tiene un componente heredable que afecta principalmente a sus características peculiares (presencia de determinadas puntas o no, palmeos en la corona, abertura general, etc). La genética, además, se ha demostrado que influye en las tendencias de desarrollo a lo largo de la vida. En concreto, los portadores de determinados alelos tienden a desarrollar cuernas bastante grandes en proporción a su edad cuando son jóvenes, mientras que no alcanzan luego grandes trofeos en la edad madura. Los portadores de otros alelos, por el contrario, no se desarrollan tanto de jóvenes, pero dan mejores trofeos en la edad madura (Hartl et al., 1995). La influencia genética puede ser muy negativa en condiciones de alta endogamia. Sin duda lo que más determina la calidad final del trofeo es la alimentación, sin olvidar que el óptimo se obtiene conjuntando ambas influencias, genética y ambiental. Una buena alimentación en condiciones naturales significa principalmente bajas densidades, y sobre todo baja densidad de hembras, que son las principales competidoras con los machos por la comida. Se ha comprobado que aumentos lineales en la densidad de hembras suponen disminuciones exponenciales en la longitud de las varas de los varetos, y disminuciones lineales en el peso de las cuernas de los venados en la zona (ver fig. 6).

A lo largo de la vida del ciervo la cuerna va aumentando de tamaño y el número de puntas tiende a aumentar también, hasta llegar a una edad (en torno a los 11-12 años, pero variable según las poblaciones) en que la cuerna comienza a disminuir en tamaño, grosor y número de puntas (e.g. Nahlik, 1992). Sin embargo las in-

fluencias genéticas y sobre todo de alimentación provocan enormes variaciones, como vemos a continuación. La primera cuerna, de un animal de un año, suele consistir en las típicas varas, es decir no tiene ramificaciones. Son los varetos. La varas pueden ser muy cortas o llegar en torno a los 60 cm de longitud. También pueden darse ramificaciones en la cuerna de los varetos, existiendo casos de hasta 8 puntas en esta cuerna del primer año. La segunda cuerna (2 años de edad) tiene típicamente 8 puntas, pero puede tener desde aspecto de vareto hasta 12. Las 12 puntas podríamos considerarlas como típicas de 3-4 años, sin embargo en muchos casos no se alcanzan esos desarrollos, lo que probablemente indica la existencia de densidades por encima de lo deseable. En la otra cara de la moneda tenemos registros fiables de venados de 5 años que han alcanzado grandes trofeos (Carranza, datos no publ.). En términos medios un venado alcanza su máximo desarrollo en la madurez de su vida, entre los 7 y 9 años, aproximadamente (Clutton-Brock & Albon, 1989). No nos debe extrañar que si la explotación cinegética de un terreno es mediante monterías, con una notable densidad de puestos, y con la posibilidad de abatir todos los machos a partir de dos años, el resultado probabilístico de encontrar un venado que haya escapado de varias monterías seguidas y haya alcanzado la edad suficiente como para esperar de él una conformación notable del trofeo se hace extremadamente bajo.

Existen criterios muy conocidos de selección de machos jóvenes. A la edad del primer año podría estar basada en la longitud de las varas y a partir de los dos años, por ejemplo, en la conformación de la cuerna: aquellas con poca masa en la parte superior (tipo triángulo) serían eliminables frente a aquellas cuya conformación muestre más masa en las coronas (tipo cuadrilátero; ver e.g. Nahlik, 1992).

• **¿Qué criterio seguir para realizar el descaste de ciervas?** Si el objetivo de la explotación cinegética es producir trofeos a base de machos de cierta edad, es del todo necesario mantener una densidad moderada de hembras.

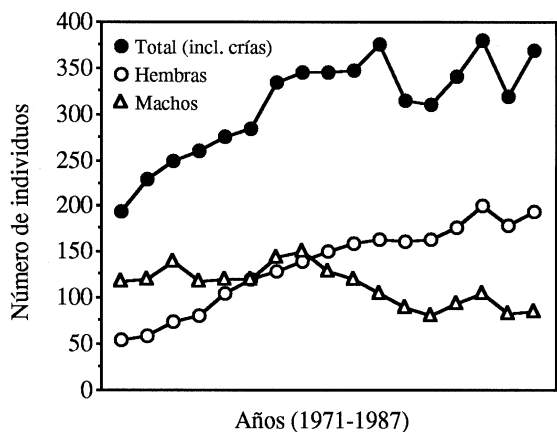


Figura 7.- Número de individuos (total con crías, hembras y machos) a lo largo de los años en la población de North Block en la isla de Rhum (Escocia), desde que se dejó en 1972 de eliminar individuos. Modificado de Clutton-Brock & Albon (1989).

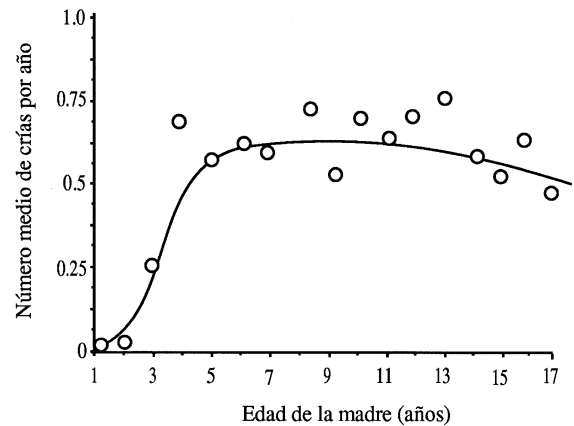


Figura 8.- Variaciones de la fertilidad (número de crías por año) con la edad de las ciervas. Modificado de Clutton-Brock & Albon (1989).

Las hembras son el principal competidor de los machos por el alimento, y además cuentan con ventajas en esa competencia probablemente debido al menor tamaño corporal que les permite aprovechar la hierba hasta una menor altura (Clutton-Brock & Albon, 1989). Si una población de ciervos se deja crecer de modo natural sin intervención humana, conforme aumenta la densidad de individuos la proporción de sexos se va desviando progresivamente hacia las hembras (Figura 7).

Si hemos de eliminar hembras, una primera premisa que hemos de tratar de seguir es el reparto homogéneo por el área. Las hembras tienden a mantenerse durante toda su vida en las zonas donde han nacido, y son muy reacias a cambiar de área de campeo. Esto significa que un aclarado en unas zonas puede tener poco efecto en otras áreas vecinas ya que los animales por sí solos no se reparten tan fácilmente como nosotros podríamos imaginar. Debemos intentar que el porcentaje (no el número) de individuos eliminados sea homogéneo por zonas.

Pero la necesidad de control de la densidad de ciervas plantea una nueva cuestión relativa a qué tipo de hembras eliminar de la población. Una posibilidad podría ser eliminar las hembras viejas, asumiendo que son peores criadoras. Estudios detallados, sin embargo, han mostrado que la fertilidad aumenta hasta aproximadamente los 3-4 años, pero no decrece con la edad de las ciervas, al menos hasta los 15-17 años hasta donde se dispone de datos (Figura 8; Clutton-Brock & Albon, 1989). A partir de esa edad la mortalidad es alta, con lo cual la idea tradicional de la hembra vieja y mala criadora no responde a una realidad. Incluso aunque a partir de esa edad existiera un ligero descenso en la fertilidad, eliminar a este tipo de hembras supondría incluir muchas de las mejores criadoras de edad madura, dada la dificultad en distinguir edades con precisión en el campo. Por otra parte, la eliminación de las hembras de más edad tiene claras consecuencias negativas para el conjunto del grupo familiar. Las hembras más viejas suelen ser las líderes del grupo (Carranza, 1988). Esto significa que son las que dirigen al grupo en los desplazamientos (Carranza & Arias de Reyna, 1986), las que mantienen la hegemonía de uso del área de campeo, y las que establecen las relaciones sociales, rango de dominancia, etc. con los grupos vecinos (Thouless & Guinness, 1986). Eliminarlas no sólo afecta a la cría del año que

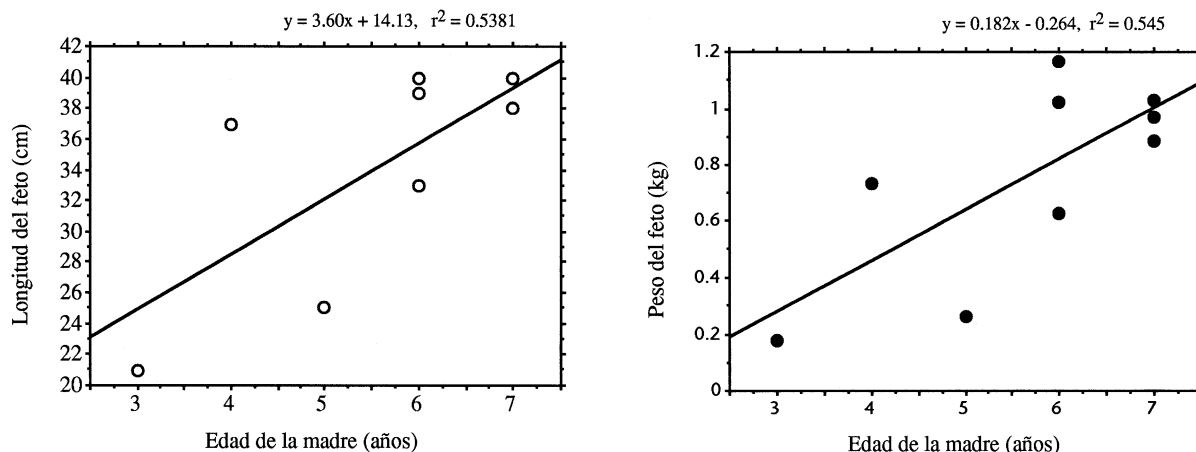


Figura 9.- Relación entre la edad de la madre y el tamaño del feto en Febrero: izquierda longitud cabeza-cuerpo y derecha peso (Carranza, datos no publ.).

pueda depender de ella, sino al resto del grupo familiar (3-4 individuos) que pueden ver disminuido su aprovechamiento efectivo del área de campeo, tendrán que emplear más tiempo en tareas como la vigilancia que antes eran realizadas por la hembra líder, bajarán en estatus con respecto a los grupos limítrofes, los cuales pueden invadir progresivamente su área de campeo y desplazarlos hacia zonas menos favorables, etc. El “descabezar” grupos familiares es claramente negativo.

Otro criterio puede consistir en eliminar a las hembras aparentemente débiles, delgadas, etc. De nuevo los datos científicos han mostrado que las hembras que producen una cría de más peso, y por tanto con más probabilidades de supervivencia, o aquellas que producen un macho en lugar de una hembra, quedan en una situación de peor aspecto, más delgadas, etc. después del esfuerzo de cría. Este desgaste puede tener ciertas consecuencias sólo en el año siguiente, tales como por ejemplo que la hembra produzca ahora una cría hembra en lugar de un macho, pero eliminar a estas hembras es claramente un error ya que entre ellas están las mejores criadoras (Clutton-Brock & Albon, 1989).

Desde otro punto de vista, podríamos eliminar a las que no lleven cría. Una hembra que no ha criado probablemente es una mala criadora. Unas primeras investigaciones en este campo revelaron que las hembras que no habían sufrido el desgaste de la crianza, al año siguiente podían producir un macho en vez de una hembra, y en promedio producían la cría de más peso que la media (Clutton-Brock & Albon, 1989). Esto parecía indicar que había que respetar a este tipo de hembras. Posteriores estudios, sin embargo, mostraron que esas mismas hembras figuraban entre las que tenían más probabilidades de perder de nuevo a la cría. Al parecer, el poco desgaste en la cría las hacía producirla de más peso, pero las razones de la pérdida de la cría eran otras que se mantenían (Clutton-Brock & Albon, 1989). Estas razones podrían ser muy variadas, y probablemente distintas para cada hembra individual del conjunto de las que se observaron sin cría (bajo peso corporal, rango social o calidad de su área de campeo, etc.). Parece que de nuevo se aconsejaba eliminar estas hembras. La conclusión no es clara, sobre todo si tenemos en cuenta las posibles confusiones con hembras jóvenes, inexpertas criadoras, que

pueden tener toda una vida reproductora por delante, y, sobre todo, los efectos negativos de la posible eliminación de hembras líderes de grupos.

Una práctica frecuente es eliminar a las crías tardías y a sus madres. Este criterio se basa en que dentro de la variabilidad fenológica intrapoblacional, las más tardías producen crías de peor condición: suelen ser más pequeñas, menos viables y de peor desarrollo. Cuando se pretende producir trofeos esas crías no son los mejores candidatos. Si se hace bien, esta selección puede resultar en una sincronización del período de partos en torno a la época más favorable, lo cual es positivo. No obstante, hay varios factores que introducen considerable ruido en el resultado de esta práctica. (1) Un retraso general en la paridera puede ser debido a un mal año en cuanto a recursos alimenticios, que hace que muchas hembras entren en celo más tarde de lo habitual. Para corregir esto se deben considerar las crías tardías con respecto al resto de la población, y no con respecto a una fecha ideal absoluta. (2) Algunos partos tardíos corresponden a hembras que no quedaron preñadas en una primera ovulación y volvieron a salir en celo en el ciclo siguiente. El motivo puede ser intrínseco a esa hembra, pero también puede ser promovido por las condiciones de manejo. Por ejemplo cuando hay muchos machos la competencia entre ellos es muy alta y puede que en muchos casos el macho dueño de un harén no sea capaz de conseguir las condiciones mínimas de tranquilidad para fecundar a sus hembras, debido a continuas interferencias con otros machos. La suplementación de comida durante la berrea es un factor que intensifica la competencia entre machos (Carranza et al., 1995), aumenta las luchas y podría dificultar que todas las hembras sean fecundadas en su ovulación más temprana. (3) Las hembras jóvenes paren más tarde (Carranza, datos no publ.). Esto no significa que genéticamente tengan la tendencia a parir más tarde, sino que es normal que esto ocurra en los primeros partos y después se normalice hacia el centro del período. Esto quiere decir que dentro del criterio de eliminación de hembras con crías tardías estaremos fácilmente incluyendo muchas hembras jóvenes que paren por primera vez.

Los datos que existen hasta el momento indican que la práctica mas adecuada para bajar la densidad de

hembras consiste en la eliminación de los grupos familiares completos (Clutton-Brock & Albon, 1989), es decir, los 3-4 individuos que se desplazan juntos habitualmente en este orden: hembra adulta, cría del año, hembra joven (cría del año anterior), hembra subadulta (de dos años). Esta práctica tiene un efecto de aclarado de las unidades de uso del espacio y de relaciones sociales que son los grupos familiares, de modo que los grupos vecinos ensanchan sus áreas de campeo con el consiguiente beneficio en cuanto a acceso a recursos, sin entrañar ninguno de los problemas anteriormente expuestos. Otra cuestión es decidir qué práctica de caza es la que mejor puede cumplir este tipo de eliminación de hembras. La captura en vivo es una posibilidad, ya que los grupos se desplazan juntos, aunque en grandes unidades de gestión habría que capturar en varias zonas a fin de “entresacar” con cierta homogeneidad. Otras posibilidades son recechos y batidas, y corresponderá más bien a un especialista en técnicas de caza el determinar si mediante esos sistemas pueden eliminarse los grupos completos, teniendo en cuenta también la cantidad de hembras que sea necesario eliminar, a la hora de escoger la técnica apropiada.

5) Gestión de los efectos genéticos

El manejo de una población de caza mayor, especialmente si es pequeña y se encuentra aislada, conlleva alteraciones genéticas que merecen una especial atención. A veces los cambios pueden ser causados por la selección que se realiza sobre las poblaciones, por ejemplo al eliminar los machos portadores de determinados tipos de cuernas. Otras veces los fenómenos se producen de modo espontáneo. Los más frecuentes son la deriva genética y el aumento de la consanguinidad.

Deriva genética

La composición genética de una población no cambia a lo largo de las generaciones siempre que se cumpla que todos los individuos tienen las mismas oportunidades de reproducirse. Esto es, todos los progenitores harían llegar sus genes a la generación siguiente a través de la producción de hijos. Si alguno de estos progenitores por un proceso de selección, ya sea natural o artificial (por la mano del hombre), deja un mayor número de descendientes, sus genes aumentarán con respecto a los de los demás en la siguiente generación. Esto supondría un cambio típicamente evolutivo si la selección ha sido natural, y un cambio denominado domesticación si la selección ha sido artificial. Ahora bien, si no existe ningún tipo de selección, cabe esperar que se mantengan las proporciones de genes excepto en lo que respecta a los efectos del azar, que puede producir cambios genéticos aleatorios más acusados cuanto más pequeña es la población, fenómeno conocido como deriva genética.

La proliferación de los vallados cinegéticos ha hecho que las poblaciones originariamente grandes se encuentren fragmentadas en pequeñas poblaciones, cada una de las cuales “navega” genéticamente de modo independiente. Es fácil que conforme progresa este aislamiento encontremos una proliferación de “variedades”

que por azar van apareciendo y quedan fijadas en determinadas poblaciones. Determinados patrones típicos en las cuernas pueden ser reflejo de diferencias de este tipo entre poblaciones aisladas. La cuestión ahora es hasta qué punto la suma de todos esos caprichos genéticos tiene algo que ver con lo que era la población original en ese área geográfica.

Consanguinidad y endogamia

La consanguinidad es el grado medio de parentesco entre los individuos de una población. Si la población es pequeña, el grado de parentesco aumenta progresivamente a lo largo de las generaciones. En la figura 10 se presenta una estima realizada para una población sexual, panmíctica y con proporción de sexos equilibrada. En ella se aprecia que tamaños poblacionales de varios cientos de individuos pueden suponer aumentos muy pequeños en el grado de consanguinidad. Sin embargo, la situación para las poblaciones de caza mayor no cumple estos supuestos. Las proporciones de sexos suelen no estar equilibradas, pero aunque así fuese, se trata en muchos casos de especies poligínicas, es decir que pocos machos se reparten reproductivamente a las hembras de la población, lo cual hace aumentar notablemente la consanguinidad (todas las crías de las hembras cubiertas por un mismo macho son medio hermanas). Pero ¿qué tiene de malo el aumento en la consanguinidad? Si los individuos son parientes, los apareamientos ocurrirán entre parientes. Esto es lo que se denomina endogamia. Y de nuevo ¿por qué es indeseable la endogamia?

El apareamiento entre parientes aumenta las probabilidades de que los alelos sean iguales en los pares homólogos, es decir aumenta el grado de homocigosis, y como consecuencia la manifestación de los efectos de los dobles recesivos. La selección natural suele eliminar el acervo genético de una población a aquellos genes que producen efectos indeseados en sus portadores. El problema es que si a lo largo de la evolución de una especie el nivel de endogamia ha sido bajo, rara vez se han unido dobles recesivos y por tanto sus efectos no han podido ser sometidos a la selección. Si ahora debido al manejo los sacamos a la luz, podemos esperar cualquier cosa de

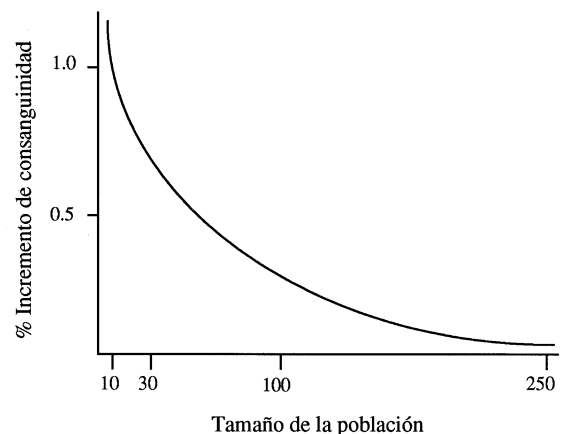


Figura 10.- Relación entre el tamaño de la población (escala logarítmica) y el aumento en el porcentaje de consanguinidad poblacional en cada generación, estimada para una población sexual panmíctica y con proporción de sexos 1:1.

sus efectos hasta ahora ocultos. Para diversas especies de mamíferos se ha comprobado que la endogamia tiene efectos perjudiciales en la tasa de fertilidad de las hembras, en el crecimiento, supervivencia y desarrollo general de las crías, en la producción de leche, y en la asincronía en los partos (ver e.g. Ballou & Ralls, 1982).

La endogamia se favorece en condiciones de poblaciones pequeñas, pero también los siguientes factores de manejo pueden afectar, tanto positiva como negativamente, a la probabilidad de que ocurran apareamientos endogámicos.

(1) Tamaño mínimo de las unidades de gestión: si los terrenos cercados son suficientemente grandes pueden acoger poblaciones mayores con lo cual por una parte la consanguinidad media es menor, y por otra parte los efectos de la deriva genética son menores. El tamaño del área a cercar debe ser tenido en cuenta no sólo como un área de terreno sino en función de la población que puede mantener. Es decir, un terreno pobre acoge a un número bajo de individuos, de modo que pueden plantearse problemas aún siendo de gran extensión. El análisis del técnico en cada caso se hace imprescindible para conocer qué extensión o qué número de individuos sería suficiente para que el nivel de problemas fuese admisible.

(2) La dispersión de los machos jóvenes: en la naturaleza los machos jóvenes tienden a alejarse de las áreas donde han nacido y así evitan aparearse con hembras que son parientes suyos. Estos desplazamientos son de varios kilómetros (hasta 20), de modo que difícilmente los cercados cinegéticos pueden permitirlos, con lo cual la renovación de los reproductores será un aspecto que siempre habrá que cuidar.

(3) El suministro de comida en áreas concretas durante la berrea provoca un aumento en el nivel de agresiones (y roturas de cuernas) así como en el grado de poliginia lo que igualmente aumenta el nivel de consanguinidad en la población. Si es necesario suplementar comida debe hacerse lo más distribuida posible en espacio y tiempo.

(4) Si la proporción de sexos está muy desviada hacia hembras, esto también aumentará el grado de poliginia y consecuentemente de consanguinidad. En estas condiciones, el nivel de competencia entre machos es bajo, lo cual puede permitir que un macho se mantenga como reproductor durante más de tres años. Si esto ocurre se apareará con hijas suyas.

Conclusión

El conocimiento del comportamiento animal en un ambiente ecológico determinado puede ser de gran utilidad para la gestión. Las implicaciones no se limitan al manejo de una especie animal en concreto, sino que van más allá, aconsejando por ejemplo cuáles deben ser las actuaciones sobre la cubierta vegetal que consigan optimizar la producción (cinegética, en nuestro ejemplo) y la conservación de la biodiversidad. Las poblaciones de ciervo en el suroeste de la península ibérica se enfrentan a una situación de excesiva subdivisión en pequeños núcleos aislados mediante los vallados

cinegéticos y con altas densidades en muchos casos. Esto plantea importantes retos a los gestores tales como la estima de las densidades óptimas en cada caso, el manejo adecuado de la estructura de las poblaciones, la suplementación de alimento, los problemas genéticos derivados de la fragmentación de las poblaciones, así como los efectos sobre la cubierta vegetal y en suma sobre el conjunto del ecosistema en el que se encuentran incluidas. Para todos esos elementos claves en el manejo, el conocimiento del comportamiento constituye una herramienta imprescindible, lo cual abre una interesante vía de aplicación al trabajo de los estudiosos del comportamiento animal.

Bibliografía

- Anderson, J.E.M., 1976. Food energy requirements of wild Scottish red deer. In: *The red deer of South Ross* (W.E.S. Mutch, J.D. Lockie & A.B. Cooper, Eds.). Edinburgh: Publ. Univ. of Edinburgh.
- Ballou, J. & Ralls, K., 1982. Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates: a detailed analysis. *Biol. Conserv.*, 24:239-272.
- Bertouille, S.B. & Crombrughe, S.A., 1995. Body mass and lower jaw development of the female red deer as indices of habitat quality in the Ardennes. *Acta Theriol.*, 40:145-162.
- Cañellas, I., San Miguel, A. & del Río, V., 1991. Evaluación de la producción silvopastoral de una dehesa extremeña: pasto, bellota y biomasa de ramas podadas. *Actas de la XXXI Reun. Cientif. de la SEEP*. Consej. Agric. Pesca y Alim., Murcia.
- Carranza, J., 1988. Dominance relationships in female groups of red deer: seasonal changes. *Acta Theriol.*, 33-31:435-442.
- Carranza, J., 1992. Lekking in red deer? A comment on the concept of lek. *Etología*, 2:83-90.
- Carranza, J., Alvarez, F. & Redondo, T., 1990. Territoriality as a mating strategy in red deer. *Anim. Behav.*, 40:79-88.
- Carranza, J. & Arias de Reyna, L., 1987. Spatial organization of female groups in red deer (*Cervus elaphus* L.). *Behav. Proc.*, 14:125-135.
- Carranza J., Fernandez-Llario P. & Gomendio M., 1996. Correlates of territoriality in rutting red deer. *Ethology*, 102:793-805.
- Carranza, J., García-Muñoz, A.J. & Vargas J.D., 1995. Experimental shifting from harem defence to territoriality in rutting red deer. *Anim. Behav.*, 49:551-554.
- Carranza, J., Hidalgo, S., Medina, R., Valencia, J. & Delgado, J., 1991. Space use by red deer in a mediterranean ecosystem. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 30:363-371.
- Clutton-Brock, T.H. & Albon, S.D. 1989. *Red Deer in the Highlands*. Oxford: BSP Professional Books.
- Clutton-Brock T.H., Guinness F.E. & Albon S.D., 1982. *Red deer. Behaviour and Ecology of two Sexes*. Edinburgh: Edinburgh Univ. Press.
- Crawley, M.J. 1983. *Herbivory. The dynamics of animal-plant interactions*. Oxford: Blackwell.
- Davis, G.W. & Richardson, D.M., 1995. *Mediterranean-Type Ecosystems. The function of biodiversity*. Berlin: Springer-

- Verlag.
- Hudson, R.J., Drew, K.R. & Baskin, L.M. (eds.) 1989. *Wildlife Production Systems*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Hartl, G.B., Klein, F., Willing, R., Apollonio, M. & Lang, G. 1995. Allozymes and the genetics of antler development in red deer (*Cervus elaphus*). *J. Zool.*, 237: 83-100.
- Keeley, J.E. & Swift, C.C., 1995. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Mediterranean-Climate California. In: *Mediterranean-Type Ecosystems. The function of biodiversity*: 121-183 (G.W. Davis & D.M. Richardson, Eds.). Berlin: Springer-Verlag.
- Laurance, W.F., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.*, 55:77-92.
- Montoya, J.M., 1993. *Encinas y encinares*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- Nahlik, A.J. de, 1992. *Management of Deer and Their Habitat*. Dorset: Wilson Hunt.
- Pérez-Carral, C., Sanz, V. & San Miguel, A., 1993. Bases para la determinación de la carga de ciervos admisible en el monte mediterráneo. Necesidades y disponibilidad de alimento. *Actas de la XXXIII Reunión Científ. de la SEEP*. Diputación Prov. de Ciudad Real, Ciudad Real.
- Pulido, F.J., 1999. Herbivorismo y regeneración de la encina (*Quercus ilex* L.) en bosques y dehesas. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura.
- Pulido, F.J. & Díaz, M., 1992. Relaciones entre estructura de la vegetación y comunidades de aves nidificantes en las dehesas: influencia del manejo humano. *Ardeola*, 39:63-72.
- Rodríguez-Berrocal, J., 1993. *Utilización de los recursos alimenticios naturales. Nutrición y alimentación de rumiantes silvestres*. Córdoba: Publ. Facultad de Veterinaria de Córdoba.
- San Miguel, A., Sanz, F., Pérez-Carral, C. & Cañellas, I., 1995. Gestión de pastizales para la caza mayor en los Montes de Toledo (España Central). I. Problemática y posibles soluciones. *Actas de la XXXV Reun. Científ. de la SEEP*. Universidad de La laguna, Tenerife.
- Soriguer, R.C., Fandos, P., Bernaldez, E. & Delibes-Senna, J.R., 1994. *El Ciervo en Andalucía*. Sevilla: Junta de Andalucía.
- Thouless, C.R. & Guinness, F.E., 1986. Conflict between red deer hinds: the winner always wins. *Anim. Behav.*, 34:1166-1171.