

UNA PROPUESTA DE GESTION CINEGETICA PARA EL CORZO EN EL NORTE DE ESPAÑA*

LUIS COSTA¹

RESUMEN

El corzo ocupa en la Península Ibérica el extremo suroccidental de su área de distribución europea y es en el tercio norte donde está más extendido y alcanza las mayores densidades conocidas. De modo paralelo, en la faja septentrional española se cazan mucho más de la mitad de los corzos que componen la extracción anual nacional, merced a una regulación que no va más allá de los meros aspectos legales y reglamentarios que afectan a tres tipos de regímenes cinegéticos: Reservas Nacionales de Caza, acotados y terrenos de uso común. El sistema actual de aprovechamiento de este cérvido se caracteriza por una relación antagonista entre los cupos autorizados y la abundancia real, se desconsidera la productividad de la población y la capacidad del hábitat y se permite únicamente la caza de machos, contribuyendo al desequilibrio de la relación de sexos. Consecuencia de todo ello ha sido la infrautilización del potencial demográfico corzuno en extensas áreas de montaña y el aumento imparable de la abundancia del cérvido en las mismas y en otras que recibieron la irradiación de animales desde ellas, seguido de un crecimiento sostenido de las capturas por unidad de superficie; no obstante, la tendencia expansiva se ve contrapesada por el severo acoso del furtivismo en la mayor parte del territorio. Contrariamente a lo esperable, el rendimiento trofeístico parece evolucionar de modo negativo, seguramente como resultado de la inconsistente ordenación de la caza y la incompleta cualificación de celadores y cazadores.

Se propone un sistema alternativo de gestión de la especie que comienza con un replanteamiento de las unidades de gestión e incluye un procedimiento de evaluación de la capacidad de acogida del hábitat (considerando producción primaria, recursos fisonómicos, competencia de otros herbívoros e incidencia de los disturbios antropógenos) y un modelo de aprovechamiento que admite la caza de animales de ambos sexos y todas las clases de edad. Como muestra de sus ventajas frente al sistema actual, se desarrolla un caso de base real mediante una simulación de la evolución demográfica y los rendimientos cinegéticos. Ello lleva a la conclusión de que el procedimiento vigente, aun proporcionando capturas poco cambiantes, tiene consecuencias rechazables para la abundancia y la proporción sexual y, en cambio, el propuesto conduce satisfactoriamente al deseable equilibrio entre prosperidad de la población de corzos y óptimo rendimiento sostenido de las extracciones.

1. INTRODUCCION

El corzo (*Capreolus capreolus* L.) es un cérvido ampliamente distribuido por el continente europeo que en la Península Ibérica tiene el extremo suroccidental de su área (LEHMANN & SAEGESSER, 1986). En el territorio ibérico su población está

fragmentada según parches geográficos que coinciden en general con sistemas montañosos poco humanizados, desde la costa asturiana hasta las sierras de Algeciras, aunque falta en toda la franja levantina y Cataluña y está muy poco extendido en los Pirineos (BRAZA *et al.*, 1989, y datos propios). En las montañas del Norte (Cordillera Cantábrica, Montes de León, Serras do Caurel y da Estrela y Sistema Ibérico) es donde la especie ocupa una superficie continua más amplia y, a la par, alcanza las mayores densidades conocidas hasta ahora (TELLERÍA & SÁEZ-ROYUELA, 1986; LERANZO

* Este trabajo fue subvencionado por el Proyecto Núm. 2396/83 de la Comisión Asesora de Investigación Científica y Técnica del Ministerio de Educación y Ciencia.

¹ Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de León. 24071 León.

& CASTIÉN, 1988; BRAZA *et al.*, 1990; COSTA, 1992).

El corzo ha sido en España, como en el resto de Europa, una especie tradicionalmente objeto de caza y su condición de cinegética fue ratificada por el Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre. Por ello, en la estrategia para su conservación, es ineludible incorporar un juicioso programa de gestión que trate de compatibilizar el mejor rendimiento en términos recreativo y económico con la persistencia del pequeño cérvido en los territorios que ocupa, sin que su abundancia suponga un perjuicio para otras explotaciones rurales de índole agrícola o forestal. Con tal ánimo es imprescindible planificar un aprovechamiento sostenido que no influya negativamente en la densidad y la capacidad de renovación de la población fuente del recurso, lo que, por otro lado, contribuye a asegurar el mantenimiento de la diversidad del ecosistema en lo que a esta especie corresponde.

2. LA GESTION ACTUAL

En el área ocupada por los corzos en el norte ibérico, estos animales viven con preferencia en los terrenos de escasa o nula utilización agrícola y con baja densidad de población humana (COSTA, 1992). Administrativamente y exceptuando el Prepireneo Navarro, el Sistema Ibérico y las sierras septentrionales portuguesas, aquélla se reparte entre las Comunidades Autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria y Castilla y León, dentro de las cuales se obtienen, aproximadamente, dos tercios de

los corzos cazados cada año en España (SECRETARÍA GENERAL DE TURISMO, 1987); ello es fruto de una ordenación cinegética que únicamente establece el marco legal, regulando los tipos de terrenos donde puede cazarse, los períodos hábiles y las modalidades autorizadas, y añade los planes de aprovechamiento, que fijan los cupos de ejemplares a abatir en cada temporada y lugar. En el caso concreto de Castilla y León, los regímenes cinegéticos existentes son las Reservas Nacionales de Caza, los acotados de carácter privado, local o social y los terrenos de aprovechamiento común. En las primeras se restringe la concesión de autorizaciones a un número moderado de ejemplares, a cazar desde mayo hasta julio, y opera una guardería suficiente para combatir el furtivismo y supervisar el ejercicio venatorio. En los acotados y los aprovechamientos comunes la regulación es menos restrictiva, la vigilancia muy escasa y la actividad cinegética suele escapar al control de los organismos de gestión, desde donde inicialmente se ofrece la posibilidad de ejercer la caza en primavera o en otoño. En todos los casos, la única modalidad autorizada es el rececho de machos, salvo eventuales excepciones. La Tabla I indica la extensión relativa de los regímenes cinegéticos y el esfuerzo de vigilancia desplegado en ellos, que es, aproximadamente, el doble en las Reservas Nacionales que en el resto.

Como muestra de la situación demográfica del corzo en el área cantábrica y de las condiciones a que su población se ve sometida bajo el aprovechamiento actual, lo referente a las provincias de León

TABLA I
TIPOS DE REGIMENES CINEGETICOS EN LAS PROVINCIAS DE LEON Y PALENCIA
Y EXTENSION APROXIMADA QUE ALCANZA CADA UNO DE ELLOS, JUNTO AL ESFUERZO
DE VIGILANCIA DESPLEGADO EN LOS MISMOS

	Superficie (ha)	Agentes forestales	Celadores cinegéticos	Vigilantes por 1.000 ha
RESERVAS NACIONALES DE CAZA:				
Los Ancares Leoneses	38.300	7	4	0,28
Mampodre	30.860	3	6	0,29
Riáño	71.540	9	11	0,28
Fuentes Carrionas	47.755	10	7	0,35
ACOTADOS	896.000		?	
APROVECHAMIENTOS COMUNES	648.830	238	—	0,15

(Obrenido de JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN (1986), ANÓNIMO (1990) y la relación de puestos de funcionarios publicada en el «BOC y L» de 23 de marzo de 1990).

y Palencia es un buen testigo de algunos desajustes no deseables.

En la Tabla II se resumen las extracciones autorizadas, junto a los valores de abundancia, estructura de sexos, renovación y mortalidad de otras causas encontrados en la población. Se aprecia que la fijación de los cupos parece responder a criterios intuitivos que consideran una escala de abundancia del cérvido decreciente según el orden: Reservas Nacionales, acotados en municipios lindantes con ellas, acotados en otros municipios alejados, zonas de aprovechamiento común, sin que fuera de las primeras exista relación entre la idoneidad del hábitat para los corzos (medida como la proporción de extensión municipal cubierta por matorral y arbolado, según MAPA, 1984) y el promedio de ejemplares autorizados a cazar anualmente ($r_s = 0,132$, $p > 0,20$, $n = 23$ municipios leoneses con uno a seis acotados ocupando del 25 al 100% de su superficie). Tampoco hay proporcionalidad entre los cupos de los diferentes tipos de terrenos de caza y la relación de abundancia del cérvido en ellos, a partir de las estimaciones demográficas expuestas en la Tabla II; los cocientes posibles de densidad de corzos en el trío Reserva Nacional de Los Ancares Leoneses (LAL), Reservas de Fuentes Carrionas, Riaño y Mampodre (promedio, FCRM)

y acotados o aprovechamientos comunes (AAC) tenían en el período 1985-1987 los valores $LAL/FCRM = 16.6$, $LAL/AAC = 98$ y $FCRM/AAC = 5.9$, que contrastan vivamente con los respectivos cocientes de «densidad de autorizaciones» en los mismos años: 1, 2.2 y 2.2. Es decir, la presión cinegética autorizada estaba invertida con respecto a la abundancia local de la especie, siendo mucho mayor donde menos corzos había, y viceversa. Incluso en los acotados de municipios lindantes con las Reservas Nacionales, donde es razonable suponer que la densidad de estos animales fuese mayor que en otros alejados de ellas pero menor que en las mismas, el número de autorizaciones por unidad de superficie en 1981, 1982 y entre 1987 y 1989 superó al promedio de esos años en las tres reservas leonesas con que limitan.

Los rendimientos de esos planes de caza pueden observarse en los gráficos de la Fig. 1, donde está representada la evolución de las capturas con respecto a la superficie y de las tasas de realización de las autorizaciones otorgadas a lo largo de once años en las Reservas Nacionales y de nueve en los acotados y terrenos de uso común. Después de 1983, cuando se traspasaron las competencias de ICONA en materia de gestión de recursos naturales a los gobiernos autonómicos, dejaron de pu-

TABLA II

RESUMEN DE LOS PLANES DE APROVECHAMIENTO DE CORZO VIGENTES EN LOS ÚLTIMOS DIEZ AÑOS EN LEÓN Y PALENCIA Y SITUACIÓN DEMOGRÁFICA DE LOS PLANTELES A LOS QUE FUERON DIRIGIDOS

	AÑOS 1981-1990 Piezas/100 ha	AÑOS 1985-1987			
		Densidad media	m/h	Tasa de renovación	Otra mortalidad
RESERVAS NACIONALES DE CAZA:					
Los Ancares Leoneses	0,05-0,20	29,4	1,1	0,33	—
Mampodre	0,07-0,14	1,3	—	—	—
Riaño	0,08-0,14	2,6	0,7	0,28	0,24
Fuentes Carrionas	0,07-0,10	1,4	—	—	—
ACOTADOS LEONESES:					
Anejos a Reservas Nacionales	0,09-0,15	—	—	—	—
Alejados de Reservas	0,03-0,10	0,3	0,9	0,48	0,30*
APROVECHAMIENTOS COMUNES	0,01-0,05	0,3	0,9	0,48	0,30*

(La cantidad de piezas autorizadas a cazar por unidad de superficie aparece como rango en el que varió este índice en el período considerado. La densidad de población se refiere al otoño y se expresa en animales/100 ha, la relación de sexos como número de machos (M) por hembra (H), la renovación es la proporción de jóvenes en el total y la mortalidad indica el tanto por uno de pérdidas de ejemplares mayores de seis meses. Los acotados (una muestra de 91 que suman 162.576 ha) y las zonas de aprovechamiento común se consideran homogéneos en lo respectivo a las condiciones demográficas.)

* Estima solamente referida al furtivismo.

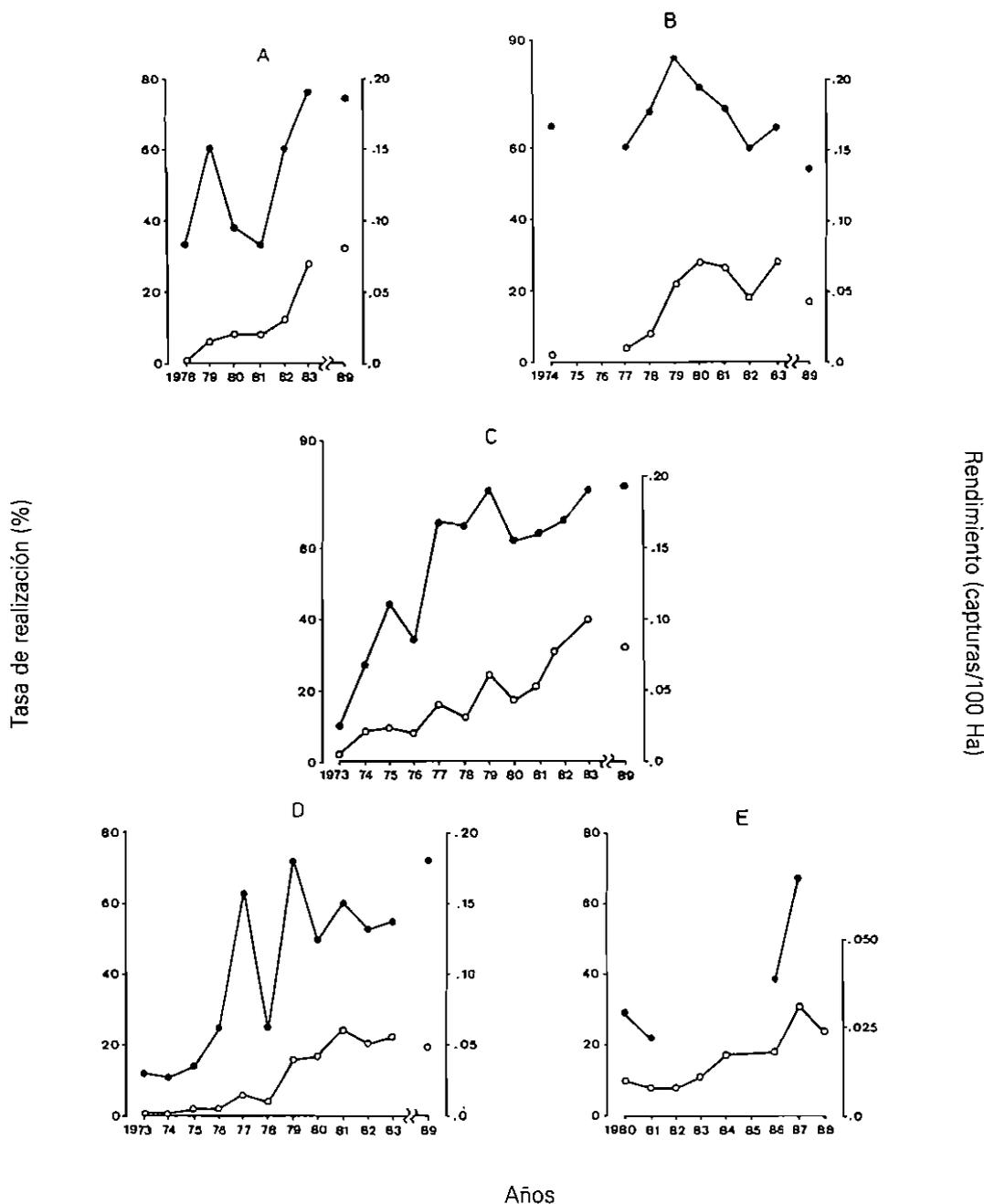


Figura 1. Variación temporal de la tasa de realización de las autorizaciones otorgadas (núm. de corzos cazados/núm. de permisos; círculos negros) y del rendimiento por unidad de superficie (círculos blancos) en distintos terrenos cinegéticos de León y Palencia. Estos son (con su clave) las Reservas Nacionales de Caza de Los Ancares Leoneses (A), Mampodre (B), Riaño (C) y Fuentes Carrionas (D), y los acotados y zonas de aprovechamiento común (E).

blicarse las estadísticas cinegéticas de las Reservas Nacionales y únicamente un folleto divulgador del plan de Caza para 1990 (JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, 1990) hizo público el resultado de la temporada precedente. El cómputo de capturas en el resto de los terrenos se ha hecho consultando las estadísticas provinciales del MAPA (1985-1987) y descontando el número de animales cazados en las Reservas, que de 1984 en adelante ha tenido que ser estimado merced al promedio de las tasas de realización en el período 1980-1983 aplicado a los planes de caza.

Sólo en Riaño y Fuentes Carrionas el índice de cumplimiento de los cupos entre 1973 y 1983 se correlaciona con el número de autorizaciones libradas ($r_1 = 0,55$ y $r_2 = 0,59$, respectivamente, $p < 0,05$ en ambos), lo que apunta a que únicamente en estos dos casos los cambios anuales introducidos en los planes de aprovechamiento se ajustaron bien a las variaciones de abundancia de corzos. Como era esperable, las capturas por unidad de superficie fueron menores en los acotados y terrenos de uso común (entre dos y siete veces por debajo de las obtenidas en las Reservas Nacionales) y, en todo caso, en ninguna temporada ni zona el rendimiento anual superó la cifra de 16 animales por 10.000 hectáreas.

La concentración de la caza en la porción masculina no parece ser la única explicación del desequilibrio de sexos encontrado en las áreas de mayor densidad, ya que la diferencia de mortalidad natural entre machos y hembras es de similar entidad que la añadida por la extracción cinegética. No obstante, el hecho de que en los acotados y aprovechamientos comunes no haya una clara desproporción sexual, probablemente porque el furtivismo, que se lleva la mayor parte de las capturas, no discrimina el sexo del animal, induce a pensar que la caza de machos, aun no provocando la superabundancia de hembras, sí favorece su mantenimiento.

El consecuente objetivo principal de la actual explotación cinegética del corzo es la obtención de trofeos deportivos, pero la información consultada no indica una evolución positiva del rendimiento trofeístico en los terrenos más cuidados. La determinación de la calidad de las cuernas conseguidas cada año es cometido de la Junta Nacional de Homologación, a donde acuden los cazadores estimu-

lados por la competencia cuando han abatido algún macho cuyos ornamentos juzgan premiabiles. Esa entidad publica periódicamente la relación de trofeos de caza mayor, que se van acumulando en su banco de registros clasificados de acuerdo con la puntuación merecida y la distinción (medalla) que les corresponde (JUNTA NACIONAL DE HOMOLOGACIÓN, 1979 y 1982). Considerando los resultados por quinquenios, entre 1971 y 1975 se obtuvieron en las cuatro Reservas Nacionales de León y Palencia 16 trofeos homologados, que arrojaron un total de 1.808 puntos; en los años de 1976 a 1980 se homologaron 15 cuernas procedentes de las mismas reservas, con una valoración de 1.425 puntos. También de un intervalo a otro descendió la cuantía relativa de machos premiados, como indican las proporciones entre número de cuernas distinguidas con medalla y cantidad total de animales abatidos: 0,24 en 1971-1975 y 0,06 en 1976-1980. Este declive del rendimiento deportivo tendría que ser comprobado con el examen de los logros en la última década, pero puede reflejar un deterioro real de la constitución de las astas en el seno de la población o bien la insuficiente cualificación de celadores cinegéticos y cazadores en la aplicación de los criterios de elección de machos. Ellos demostraron en las Reservas Nacionales de Riaño y Mampodre su incapacidad de acertar regularmente con la franja de edades en que la generalidad de los corzos adquiere la mejor conformación de su cuerna, que está entre cuatro y seis años (EIBERLE, 1979; BAVIERE, 1983; BOISAUBERT & BOUTIN, 1988; COSTA, 1992); en el trienio 1985-1987 examiné 74 machos abatidos allí y únicamente 30 de ellos se encontraban en ese rango de edad, mientras otros 38 ni siquiera habían llegado a su cuarto año de vida.

De todos modos y aun constatando la gran desigualdad de presión relativa de caza sobre las porciones de población existentes bajo diferentes regímenes cinegéticos, los aprovechamientos oficialmente autorizados contrastan con las posibilidades reales que ofrece la explotación de un plantel de corzos. El pequeño número de piezas autorizado a abatir y la extracción unisexual llevan cada temporada a la caza legal de un 0,8-4% de las existencias de este cérvido en las Reservas Nacionales y, aproximadamente, un 17% en los acotados y los aprovechamientos comunes. Los estudios sobre dinámica de poblaciones en otras regiones euro-

peas concluyen en la conveniencia de extraer al año entre un 25 y un 40% de los efectivos si se busca sostener el nivel demográfico y ejercer una prevención adecuada de los riesgos que estos animales encarnan para los intereses silvícolas, siempre y cuando la población esté próxima a la acogida potencial del hábitat, la fertilidad se encuentre en valores habituales para la especie y la incidencia de la predación sea escasa (LOWE & DONALLY, 1973; LOUDON, 1978; BOBEK, 1984). En concordancia con ello, el aprovechamiento cinegético en otros países oscila entre el 8 y el 70% de la densidad y en casi todos ellos supera el 20%, por supuesto cubriendo los cupos con animales de ambos sexos y todas las clases de edad (KLEIN & STRANDGAARD, 1972; LOUDON, 1978; SERVICE TECHNIQUE DE L'ONC, 1978; GEIGER, 1980; EIBERLE, 1981; LIENHARDT, 1981; FRUZINSKI & LABUDZKI, 1982 a y b; BOBEK, 1984; PIELOWSKI, 1984; TESSON, 1984; TURNER *et al.*, 1987; BOISAUBERT & BOUTIN, 1988).

La conclusión es que la planificación cinegética española no ha logrado ajustar los contingentes corzunos a la capacidad de acogida del medio por mucho que ésta se desconozca, ya que los cupos de extracción y la caza ilegal no han discurrido en relación con la densidad y la productividad. En las Reservas Nacionales seis de cada siete animales fruto del incremento bruto anual habrían estado escapando de la extracción cinegética regulada. Una parte del remanente sería eliminada por la mortandad natural o de otra causa antropógena (furtivismo, accidentes), pero únicamente eventuales pérdidas superiores a la producción frenarían la continua expansión demográfica de los corzos. Sin embargo, el efecto de crecimiento numérico proyectado hacia el exterior que está teniendo la restrictiva ordenación de los aprovechamientos en las Reservas Nacionales, resulta contrapuesto por el insuficiente esfuerzo que la misma Administración que las dirige hace para erradicar el despiadado furtivismo que diezma a estos cérvidos en los demás terrenos cinegéticos y que mantiene su densidad bajo mínimos.

La necesidad de un replanteamiento profundo de la gestión de los corzos en el norte ibérico surge, pues, no solamente de la desviación absoluta de las más elementales directrices de orden ecológico que caracteriza a los planteamientos actuales, sino también del hecho de que ni siquiera el rendimiento

trofeístico parece evolucionar de modo satisfactorio, circunstancia que, al contrario que la primera, es bien percibida por el colectivo de cazadores.

3. LA GESTION PROPUESTA

El cambio en los vigentes esquemas de conservación y aprovechamiento de los corzos debe incorporar soluciones a las deficiencias que se acaban de mencionar. La propuesta general que aquí se expone está sustentada por las ideas básicas que han de dirigir la gestión sostenida de cualquier especie de caza (LOWE & DONALLY, 1973; VARIN, 1980; BOISAUBERT, 1984; OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1984; BOISAUBERT & BOUTIN 1988; COSTA, 1991) y, por tanto, sugiere el replanteamiento de las unidades de gestión, la introducción de un procedimiento de evaluación de la capacidad de acogida del medio, el censo periódico de las existencias corzunas y la valoración anual de algunos parámetros demográficos.

3.1. Las unidades de gestión

Las Reservas Nacionales constituyen unidades de gestión muy extensas, con elevado nivel poblacional del pequeño cérvido y un funcionamiento administrativo rígido y generosamente dotado de medios, lo cual conforma un cúmulo de ventajas que favorece su consideración como tales en el esquema de nueva gestión. Aun así, cuando la superficie de la Reserva exceda de veinte mil hectáreas y se diferencien porciones con cierto grado de individualidad (valles de vertiente opuesta, relieve, microclima o vegetación no coincidentes con el resto), resultaría conveniente, a efectos prácticos de planificación, separar en ella varias de tales unidades.

No parece adecuado, por el contrario, el mantenimiento de los acotados y los terrenos de caza libre como unidades de gestión, pues la variable superficie que comprenden, la heterogeneidad de sus actuales extracciones (aun cuando frecuentemente se trata de terrenos vecinos) y las pobres densidades corzunas que albergan son razones de peso para una reordenación que concuerde con las limitaciones biológicas de la especie y no sólo con el reparto administrativo de la propiedad. Un aprovechamiento racional y sostenido que no comprometa la conservación del corzo en una situación de muy

bajos niveles demográficos requiere unidades de gestión más extensas que el promedio de superficie hoy ocupada por acotados y zonas comunes (BOISAUBERT, 1984). Resulta apropiada en este caso la figura de la «comarca cinegética», contemplada en el artículo 25 de la Ley de Caza de 1970, como una extensión geográfica que englobe terrenos de rasgos ecológicos uniformes donde se producen usos del suelo semejantes, dentro de la cual se encontrarían predios cinegéticos de propiedad y régimen diversos que, a partir de su inclusión en la misma, estarían sometidos a una administración mancomunada de la caza. Los cotos existentes en el área meridional cantábrica son, en general, poco extensos (ocho de cada diez tienen menos de 3.000 ha) y ello exige un planeamiento del aprovechamiento que no pierda de vista lo que se hace en terrenos vecinos, objetivo que puede lograrse con el diseño conjunto de una gestión cuyo rendimiento se reparta proporcionalmente. Ello supondría también la unificación de las labores de vigilancia y la concentración del personal técnico gestor, lo que redundaría en mejorar la relación del esfuerzo invertido con los resultados obtenidos. Se propone el establecimiento de dos grandes tipos de «comarcas cinegéticas»: las de montaña y las de piedemonte, por razón del desigual régimen climático, que propicia diferencias en la vegetación y determina disparidades clave en las tasas de mortalidad en uno y otro sector (COSTA, 1992). A modo orientativo y tomando como referencias las indicaciones de BOISAUBERT (1984) y el valor de densidad recogido en la Tabla II, tales unidades de gestión deberían tener entre 5.000 y 10.000 hectáreas, incluyendo así a un promedio de tres-seis acotados/zonas de aprovechamiento común por «comarca».

3.2. Evaluación de la capacidad de acogida

Una vez delimitadas las unidades de gestión, es necesario conocer con razonable precisión la potencial densidad de corzos que es capaz de albergar cada una de ellas en función de los recursos tróficos y fisonómicos que ofrece. El paso inicial hacia ello consiste en elaborar una cartografía detallada de la distribución espacial de los distintos tapices vegetales y unidades de tipo estructural que conforman el hábitat. La diferenciación de las clases de vegetación sería tanto más fina cuanto mayor la precisión deseada en el cálculo de la potenciali-

dad del medio, pero aquí se considera suficiente la ordenación según seis clases de bosque y plantación de coníferas, cuatro de matorrales, dos de pastizales y otras dos de prados, que está explicada en COSTA (1992).

Dos son los aspectos intrínsecos al hábitat esenciales como condicionantes del nivel poblacional corzuno, a tener en cuenta para la estima de la capacidad de acogida: productividad y cobertura. La biomasa vegetal consumible determina la cantidad de animales que pueden nutrirse y su condición física, cualidad que a su vez influye sobre la fertilidad y la supervivencia (CAUGHLEY, 1978; BAILEY, 1984; LOUDON, 1987); la cobertura favorece la habitabilidad, de modo que los recursos alimenticios puedan ser efectivamente utilizados una vez que la población encuentre satisfactorias las condiciones fisonómicas del hábitat. La mayor dificultad práctica estriba en evaluar correctamente la productividad, como resultado de medidas de producción en varios años sucesivos; este tipo de información debería ser el objetivo de líneas de investigación básica que extendiesen suficientemente la iniciativa de SUÁREZ *et al.* (1964), GUEDAS *et al.* (1968), GARCÍA *et al.* (1980), NAVASCUÉS (1987) y LUIS *et al.* (1989 a y b) por el norte de España, profundizando en las medidas de producción primaria en aquellos tipos vegetales para los que, como la mayoría de los bosques o matorrales, no hay más que una paupérrima base de datos.

Es sobre cifras de producción y no la productividad y su relación con la meteorología que se sustentaría el inicio de los programas de gestión, con todas las reservas sobre el acierto de hacerlo desde una base poco sólida, pero razones de orden posibilista abocarían a proceder así. La cuestión de cuándo debe ser estimada para que su significado como indicador del nivel demográfico potencial corzuno sea pleno probablemente se responda satisfactoriamente en primavera, pues las investigaciones de BOBEK (1977) demuestran consistentemente que la disponibilidad de alimento en esa época determina, vía conducta territorial, la densidad de población. Ese mismo autor revela cómo en Europa Central casi todos los ecosistemas forestales encierran durante el invierno recursos para alimentar a muchos más corzos que los residentes tras la regulación poblacional experimentada en la primavera anterior (BRAMLEY, 1970; STRANDGAARD, 1972), como consecuencia de que

el territorialismo ajustaba los planteles tan por debajo de la potencialidad de orden trófico del hábitat que ni la incorporación de los jóvenes nacidos en verano suponía llevar la densidad invernal hasta niveles próximos a la entonces mermada capacidad de carga. Esta circunstancia, no obstante, se invalidaría con la persistencia de una gruesa capa de nieve sobre el suelo (BOBEK, 1978).

Una vez fijada la cuantía de la producción primaria al alcance de los pequeños cérvidos en cada uno de los tipos de vegetación que se hubiesen diferenciado en la unidad de gestión, la cantidad de animales admisibles en ella desde la óptica puramente trófica es determinable por medio de una relación entre el alimento estival disponible y la densidad potencial, a través del tamaño de las áreas defendidas por los machos establecidos y las hembras reproductoras. BOBEK (1978) halló una estrecha correlación entre la biomasa vegetal consumi-

ble por los corzos en los bosques y su abundancia por unidad de superficie (Fig. 2), y LOUDON (1987) muestra, por su parte, cómo la extensión del territorio no está condicionada por la densidad de población. Sería, por tanto, muy útil desarrollar otra línea de investigación básica para esclarecer el alcance de los movimientos espaciales de estos cérvidos en primavera y verano en lugares con producción primaria conocida, que conduciría a desvelar con rigor la ligazón entre disponibilidad de alimento y tamaño de las áreas vitales en el norte ibérico, abriendo la vía para un cálculo más preciso de la «capacidad social de carga».

Esta última acusaría, sin duda, la influencia de otros factores ajenos a las condiciones naturales del hábitat, que modulan la traducción al plano real de su potencialidad productiva; los dos más destacables son la presencia de otros ungulados, sean silvestres o no, y los disturbios regulares de causa humana. Si se opta por averiguar la capacidad de carga a través de la búsqueda empírica de la relación entre producción primaria y superficie del área territorial en primavera, la equivalencia que se obtenga contendrá implícita la corrección por la competencia espacial y trófica que otros herbívoros montaraces y el ganado doméstico puedan plantear a los corzos allí dónde se investigaron sus desplazamientos. No obstante, la densidad de herbívoros análogos, como ciervo, rebeco, ganado ovino, bovino y equino, y en menor medida el jabalí, es un componente clave a retener cuando se trate de aplicar los patrones de potencial abundancia corzuna a hábitats similares pero ajenos a los que sirvieron para elaborarlos. La equivalencia aproximada de carga herbívora es, según BOISAUBERT y BOUTIN (1988), veinte corzos a una vaca o caballo y dos y medio a una oveja o cabra, lo cual significa que en muchos lugares el espacio y la vegetación pueden estar sometidos a mayor presión por parte de las razas domésticas, relegando a los ungulados silvestres a una posición marginal en el destino de la producción primaria. Por otro lado, la simple coexistencia de comunidades humanas y el desarrollo de sus labores agro-ganaderas y silvícolas coartan el pleno uso que pueden hacer los pequeños cérvidos de los recursos de su hábitat, de forma que a la perturbadora frecuentación del campo por personas y maquinaria se añade la retirada de parte de la biomasa vegetal por la siega de prados seminaturales y los manejos forestales;

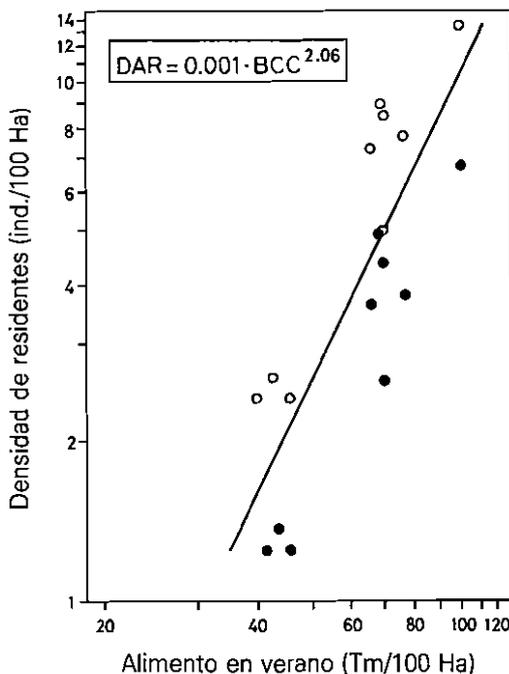


Figura 2. Relación entre la producción de vegetales consumibles por los corzos en bosques centroeuropeos y la densidad de estos animales que albergan, representadas ambas variables en escala logarítmica. Los círculos blancos se refieren a hembras y los negros a machos. La expresión que define la relación se muestra en el ángulo superior izquierdo. Tomado de BOBEK (1977).

al menos existirá un radio en torno a las edificaciones y otros puntos con habitual presencia humana dentro del cual raramente se internen los corzos, a pesar de disponer allí de posibilidades de alimentarse o refugiarse. En el empeño de establecer las áreas de campeo de estos animales podría extraerse a la vez interesantes conclusiones acerca de cómo reaccionan ante los disturbios de origen humano (ver, por ejemplo HERBOLD, 1990) y la capacidad de carga de una determinada clase de vegetación se vería así disminuida proporcionalmente a la superficie de la misma que estuviese expuesta a la influencia severa de perturbaciones.

Es preciso considerar, por último, cómo la cobertura del hábitat condiciona la disponibilidad de refugio, habida cuenta de la importancia de este rasgo fisonómico como amortiguador de las oscilaciones térmicas y la innivación durante los meses fríos y promotor de escape y ocultamiento protector. Es razonable considerar que una unidad de gestión con una buena capacidad productiva primaria pero carente de cobertura vegetal leñosa tendría un valor nulo para estos cérvidos en las condiciones actuales; en el otro extremo se situaría aquella cuya superficie estuviera totalmente ocupada por vegetación procurante de refugio, en cuyo caso la capacidad de carga, como enfoque trófico, se equipararía a la de acogida. El problema estriba, pues, en fijar de qué modo una proporción decreciente de superficie con cobertura disminuye el valor de la capacidad de carga de un hábitat. En qué combinación de unidades de vegetación que ofrecen alimento y ocultamiento y otras que sólo aporten lo primero está el umbral para que los corzos ocupen de modo estable un área, es la clave de la influencia de la cobertura sobre la capacidad de acogida.

Aquí se propone un procedimiento simple, pero razonablemente ajustado a la realidad, para corregir el valor potencial de las unidades de gestión de superficie conocida (SUP) en función de la disponibilidad de cobertura. Se admite que la capacidad de carga (CCA) se ha evaluado a partir de una relación entre la productividad primaria y el tamaño medio del área vital en primavera (TMA), con las correcciones a que hubiera lugar por causa de la presencia de otros herbívoros competidores. La cobertura se incorpora como factor limitante de la densidad potencial según las necesidades medias de este recurso que se prevean o averigüen en los

individuos de la población, suponiendo que la proporción de terreno cubierto en las áreas de campeo (PCOA) no es, en promedio, diferente de la que existe respecto a la totalidad de la unidad de gestión (PCO); es decir, que hay un reparto aproximadamente homogéneo del refugio disponible entre ellos. De ese modo, cuando la relación entre superficie cubierta y la total fuese igual o mayor que el mínimo precisado por tales animales dentro de los límites de su área de primavera ($PCO \geq PCOA$), sería innecesario ajustar la capacidad de carga estimada previamente. En caso de no ser así, la capacidad de acogida de corzos (CAC) sería menor que la de carga e igual al resultado de dividir la cuantía del área total cubierta (PCO-SUP) entre la extensión mínima que debe tener valor como refugio dentro del área territorial media (PCOA-TMA). Ya que la capacidad de carga se había calculado como $CCA = SUP/TMA$, la expresión definitiva quedaría en la forma $CAC = CCA \cdot (PCO/PCOA)$, cuyo resultado será siempre más pequeño que CCA, puesto que la corrección se aplicará solamente cuando el valor del cociente incluido en la expresión sea menor que uno.

La cuestión por resolver radica en cuál es ese tamaño umbral de la porción cubierta en las áreas vitales, pues las investigaciones de STRANDGAARD (1972), JANEAU *et al.* (1981), BIDEAU *et al.* (1983) y CEDERLUND (1983) han demostrado que ella es muy variable dependiendo de las circunstancias locales, aunque la mejor manera de averiguarlo es estudiar los movimientos de animales previamente marcados. Como se ve, entre los conocimientos que rendiría la investigación de las áreas vitales de estos cérvidos en nuestro país se cuentan algunos de interesante aplicación práctica a la gestión.

Puesto que se ha recomendado tomar la biomasa vegetal accesible en primavera como guía para evaluar la capacidad de acogida, los valores finales de ésta se referirán a una población en situación previa a la inmediata ocurrencia de los nacimientos.

3.3. La planificación de los aprovechamientos

Con una idea clara del nivel poblacional que las unidades de gestión son capaces de albergar, pueden fijarse sin dificultad planes de caza orientados

a la consecución de un rendimiento sostenido. Únicamente resta conocer cuál es la situación real del contingente corzuno con respecto a la potencialidad hallada en el medio, para después obrar en consecuencia.

La información que es preciso obtener se refiere a la densidad, la tasa de renovación y la relación de sexos, que revelará si el plantel se ajusta a la capacidad de acogida del hábitat y el alcance de su potencial reproductor, que a fin de cuentas es lo que condicionará el grado de explotación que admite. Existe un buen número de métodos de reconocida eficacia para estimar la densidad (ver, por ejemplo, CEMAGREF, 1984) y la simple observación de campo es suficiente para averiguar los demás rasgos demográficos (EIBERLE, 1979; FRUZINSKI & LABUDZKI, 1982a; COSTA, 1992). En el nuevo planteamiento de gestión será necesario disponer de la evaluación de esos parámetros en otoño, con lo que los censos y prospecciones deberían acometerse en primavera temprana, antes de producirse la mayoría de los nacimientos, o en el comienzo del otoño, una vez incorporados y bien visibles los nuevos corcitos.

Aquí se propone un modelo de simulación anual que, combinando la información extraída de un censo de partida con una serie de verificaciones periódicas de la situación real, simplifica la tarea de fijar el aprovechamiento cinegético y conduce al objetivo de hacerlo sostenido y mantener la población en la estructura demográfica y el nivel de abundancia deseados. No se tienen en cuenta los factores de mortalidad hasta que los animales han superado la edad de cuatro meses, y se admiten como vías de alteración neta del plantel las incorporaciones por nacimientos y las pérdidas por muerte de causa natural o humana, considerándose compensado el balance entre emigración e inmigración mientras no se alcance el punto de saturación de la capacidad de acogida; cuando esto último sucede, se pretende que los cupos de caza absorban las mermas anuales debidas a la emigración forzada por la «regulación social» de la densidad, entrando en ellos individuos de cualquier sexo y clase de edad.

El modelo se programó en la versión de lenguaje Basic del sistema operativo MS-DOS 4.01 y fue introducido y ensayado en un ordenador personal con capacidad RAM de un Megabyte. Se trata de

un programa interactivo que reclama al usuario la aportación de los datos precisos para calcular la evolución demográfica y proporciona el cupo separado en tres tipos de ejemplares y una predicción de densidad, relación de sexos y tasa de jóvenes a medida que se va ejecutando el plan de caza. Tiene tres entradas separadas que dan paso a sendos bloques diferenciados, según las posibilidades secuenciales de establecer el aprovechamiento invernal de hembras adultas y jóvenes de ambos sexos menores de un año (por el procedimiento de batidas), corregir el mismo tras la primera mitad de la temporada hábil si la mortandad indeseada está siendo superior a la esperada y determinar el número de machos adultos a extraer en primavera (mediante recechos). Además, el programa distingue entre la primera vez que se aplica la planificación cinegética y las sucesivas temporadas, de forma que reclama los resultados del censo de partida o toma de archivos magnéticos creados por él mismo los valores de densidad y relación de sexos previstos tras acabar la temporada de caza precedente, según el caso; en esta última situación, basta introducir los cupos definitivamente cubiertos y la proporción otoñal de jóvenes observada en el campo para que el proceso corrija el balance demográfico y genere la cuantía del plantel sobre el que fijará el plan de extracción.

El funcionamiento del programa, cuyo esquema muestra la Figura 3, está concebido para que se logre ajustar el nivel de población a la capacidad de acogida de la unidad de gestión, que es siempre introducida al comienzo, y a partir de ahí se obtenga un rendimiento sostenido que será cambiante en tanto lo sea el balance producción/mortandad. Esta forma de aprovechamiento no tiene por qué proporcionar el máximo rendimiento sostenido, dependiente de modo inverso del grado de saturación de la densidad en la mayoría de las especies de vertebrados (CAUGHLEY, 1978); no obstante, hay controversia en torno a si la dinámica poblacional del corzo opera en el ámbito de la densodependencia, pues algunos resultados indican que la tasa reproductiva varía en relación con la abundancia (ROUCHER *et al.*, 1985; LOUDON, 1987) y otros revelan independencia entre las dos variables (KLEIN & STRANDGAARD, 1972; BOBEK, 1977). Esto último sugiere que el fino ajuste espacial provocado por la conducta territorial prevendría a los corzos de superar el nivel de poblamiento a partir

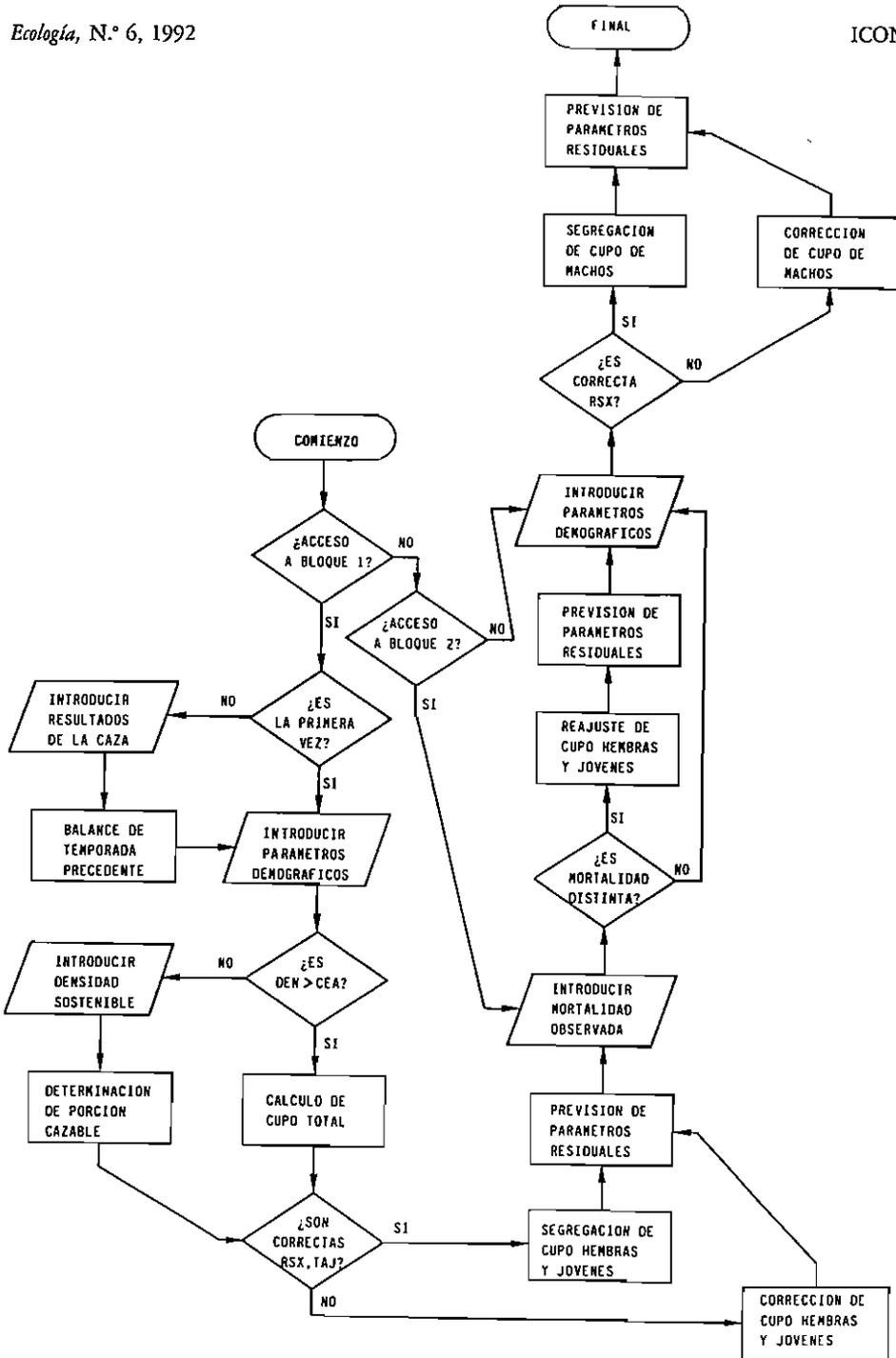


Figura 3. Esquema simplificado de funcionamiento del programa informático elaborado para la planificación del aprovechamiento. El significado de las abreviaturas es: densidad otoñal estimada (DEN), capacidad estival de acogida (CEA), relación de sexos (RSX) y tasa de jóvenes menores del un año (TAJ).

del cual se asistiría a una desviación del reparto óptimo de recursos y a la consecuente merma de fertilidad.

Normalmente la nueva planificación cinegética tendría que ocuparse, en primer lugar, del ajuste del nivel demográfico conveniente en cada caso. Si la densidad real o la que, según las previsiones del modelo, existiría una vez finalizada la temporada cinegética, resultase inferior a la cabida potencial del hábitat, se indicaría la inconveniencia de permitir cazar corzos si la mortalidad esperada igualase o superase la renovación por reproducción, tratando de asegurar así que el contingente aumente de un año a otro, o bien se propondrá extraer un número limitado de ejemplares si se apreciase una diferencia positiva entre renovación y mortalidad; en tal caso, el límite se fijaría en la cantidad de animales que sumada a los que se esperase perder por muerte de otra causa situase el plantel en crecimiento cero.

En la primera sección del programa se evalúa la cuantía de la extracción total por diferencia entre la densidad de otoño y la capacidad estival de acogida con el correspondiente descuento de la mortandad que por otras causas se esperase. El conjunto de animales a cazar se reparte entre los tres tipos de ejemplares mediante un proceso de segregación que introduce correcciones si la tasa de jóvenes y/o la relación de sexos encontradas en el campo tuviesen valores considerados inadecuados, tratando de favorecer su reconducción hacia situaciones equilibradas.

La segunda área del programa está pensada para utilizarse eventualmente y comienza comprobando si las tasas de mortalidad encontradas una vez transcurrida al menos la mitad del período venatorio de hembras y jóvenes son diferentes en más de un 10% de las inicialmente previstas; en caso afirmativo, se recalcularía el cupo a regir en lo que restase de temporada, teniendo en cuenta los animales ya extraídos, y se indicaría la necesidad de cancelar la caza si fuese el caso.

La tercera entrada al proceso del programa abre acceso a la fijación del cupo de machos adultos a cazar en primavera, aportándose entonces registros de campo recientes sobre la relación de sexos y los valores definitivos de mortalidad invernal en cada clase de individuos. Sopesando ambos factores con

la correspondiente parte del aprovechamiento de adultos aun por cubrir, se calcula el número de machos a abatir, activando un procedimiento de ajuste similar al empleado en la primera sección si al comienzo de primavera se hubiera detectado una relación de sexos desequilibrada.

Cada una de las partes del programa termina su operación elaborando una previsión de densidad, tasa de jóvenes y proporción de sexos tras la ejecución de los cupos previstos en ella, que se registra en archivos magnéticos junto con otros índices demográficos útiles y las propias cuotas de extracción; los datos almacenados enlazan así la secuencia de funcionamiento de todo el proceso de elaboración del plan de aprovechamiento.

El modelo propuesto se articula, pues, mediante el engarce de una evaluación demográfica inicial con el seguimiento periódico de la mortalidad (en invierno), la relación de sexos (en otoño y primavera) y la producción de nuevos animales (en otoño), lo cual requiere dedicar personal y tiempo a la obtención de registros de campo. La mortalidad invernal no es fácil de determinar con precisión, pero puede hacerse una aproximación válida mediante recorridos fijos que rindan índices kilométricos de cadáveres o sus restos directamente relacionables con las mismas estimas de abundancia en animales vivos. Las observaciones metódicas en las horas diurnas más apropiadas de los meses de marzo, abril, septiembre y octubre facilitarían el avistamiento de un número de animales suficiente para evaluar con garantía la relación de sexos, ya que entonces la distinción entre machos y hembras no presenta dificultad. Lo mismo es defendible para el registro de grupos familiares en los dos meses otoñales, como base del cálculo anual de la tasa de renovación. En las Reservas Nacionales de Caza estas tareas podrían ser cumplidas satisfactoriamente por los celadores cinegéticos simplemente sistematizando una parte de su frecuente actividad campera. En las demás unidades de gestión sería precisa la combinación de la labor de agentes forestales con la ayuda de los propios cazadores, a quienes debería involucrarse durante las épocas de veda en las tareas básicas de apoyo a la gestión, imitando las exitosas iniciativas de otros países vecinos en esta línea.

El complemento ineludible al seguimiento de la evolución demográfica en los planteles sometidos a aprovechamiento estriba en llevar una estadística rigurosa de los resultados de la caza año tras año, que será útil como referencia al fijar los cupos de las sucesivas temporadas y para conocer el grado de cumplimiento de los planes de caza y sondear si la población silvestre evoluciona según lo deseado.

3.4. Un ejemplo de aplicación

Resulta difícil perfilar un caso no totalmente ficticio con el cual puedan ensayarse las posibilidades de aplicación del esquema anteriormente sugerido, ya que la información actual acerca de la capacidad productiva primaria de los ecosistemas norteibéricos y sobre las condiciones demográficas de los corzos que los habitan es ciertamente escasa y fragmentaria. No obstante, varias afortunadas coincidencias en el área de estudio elegida por autores que trabajaron en aspectos relativos a la vegetación permiten mostrar un supuesto cargado de una suficiente dosis de realismo en el ámbito de la Reserva Nacional de Riaño (León).

La unidad de gestión está constituida por el territorio riañés que conforma la cabecera de cuenca del río Esla y se extiende por una superficie de 59.544 hectáreas delimitada por ALONSO (1986). Este autor elaboró una cartografía de la vegetación del lugar separando dos clases fisonómicas en el piso subalpino y ocho en el montano. Las dificultades surgen en el momento de estimar la capacidad productiva de tales comunidades vegetales, pues

únicamente se ha medido suficientemente este aspecto en algunos tapices herbáceos de la comarca (CARPINTERO, 1965; NAVASCUÉS, 1987). Las masas de matorral de ciertas localidades del área recibieron la atención de LUIS *et al.* (1989 a, b), quienes tomaron algunas muestras de la biomasa total y varias medidas indicadoras de la estructura de brezales. En cuanto a las formaciones forestales, únicamente el estudio de ALVAREZ (1982) facilita evaluaciones de la producción en los distintos estratos de un bosque asturiano similar a los dominantes localmente; así, no quedó otra opción que asimilar en el ámbito productivo las dos variantes de sustrato de los hayedos existentes en el área, a aquél estudiado por la mencionada autora y hacer lo mismo con los melojares, aun pendientes de una investigación homóloga. De esta manera pudo llegarse a las cifras de la Tabla III, que muestra la extensión de los tipos de vegetación considerados y la producción estival de biomasa estimada en cada uno de ellos, despreciando en los brezales la escasa cuota que seguramente alcanzan las herbáceas, en vista de que su proporción en la cobertura total no supera el 20% (HERNÁNDEZ, 1983; RIVAS-MARTÍNEZ *et al.*, 1984); la capacidad productiva de los matorrales de leguminosas resulta de sumar la propia de pastizales y de los arbustos, debido a las facilidades a la penetración del herbazal que ofrece su constitución abierta y laxa.

No toda la biomasa vegetal, sin embargo, es susceptible de ser comida por los corzos, habida cuenta de su pronunciada selectividad alimentaria (DROZDZ & OSIECKI, 1973; CEDERLUND *et al.*, 1980; MAIZERET & TRAN MAHN SUNG, 1984),

TABLA III

TIPOS DE VEGETACION MONTANA DISTINGUIDOS POR ALONSO (1986) EN LA UNIDAD DE GESTION; SUPERFICIE QUE OCUPABAN ENTONCES (HECTAREAS), SEGUN EL MISMO AUTOR, Y UNA ESTIMACION DE LA PRODUCCION PRIMARIA ESTIVAL ACCESIBLE A LOS HERBIVOROS EN LOS MISMOS (TONELADAS DE BIOMASA SECA)

	Superficie	Producción leñosa	Producción herbácea	N
Hayedos	11.457	711	2.473	1
Melojares	2.576	160	556	—
Pastizales/matorral leguminosas	3.128	555-5.792	3.421-5.973	4
Brezales/leguminosas	12.959	20.050-91.937	—	8
Prados de siega	7.230	—	31.202-35.277	85
Pastizales	2.618	—	2.863- 4.999	24

Los rangos indican los márgenes de confianza de la media al 95% de probabilidad y N es el número de muestras en que se basan. El resto de la superficie del área corresponde a pastizales subalpinos y roquedos.

por lo cual se ha introducido en el cálculo solamente los táxones que en la dieta estival de estos cérvidos aportaron al menos el 1 por 1.000 en peso seco (COSTA, 1992). Si escasa es la información sobre producción primaria en el hábitat local, mucho menos puede esperarse disponer de la misma segregada por especies, pero los trabajos de NAVASCUÉS (1987) y LUIS *et al* (1989 a, b) ofrecen interesantes datos que han permitido encontrar correlaciones entre la cobertura y la biomasa de algunos grupos de plantas dentro de las unidades de muestreo (siempre $r > 0.58$ y $p < 0.01$); con ello se ha logrado predecir, mediante ecuaciones de regresión altamente significativas (siempre $p < 0.001$), la proporción que tales táxones vegetales alcanzan en la biomasa total a partir de la cobertura que se les atribuye (COSTA, 1992).

La producción verde considerada utilizable por estos animales para alimentarse en primavera y verano queda así entre un 39 y un 44% de la total indicada en la Tabla III, dependiendo de cual de las dos estimas expuestas se considere. Sin embargo, no puede contemplarse como recurso trófico estable la producción de los prados de siega, ya que es recolectada en verano para administrar en forma de heno al ganado durante la estabulación invernal; además, la existencia de una abundante cabaña de ungulados domésticos y de una notable población de ciervos (*Cervus elaphus*) significa que no todo el alimento disponible tendrá como únicos comensales a los corzos. Es inevitable, entonces, un ajuste que incluya la intervención de los demás herbívoros silvestres y contemple la carga ga-

nadera que soporta el área elegida. Las cifras recogidas por PURROY *et al.* (1988) indican que en el año 1986 había una densidad de nueve ovejas o cabras y siete vacas o caballos sedentarios por cada 100 hectáreas, a los que se añadían en verano unas 12 ovejas o cabras/100 ha trashumantes, además de, aproximadamente, 0,5 ciervos/100 ha. Traduciendo esto a unidades ganaderas y teniendo en cuenta las necesidades nutricias diarias en régimen extensivo que proponen FERRER & AMELLA (1987) y el valor energético de los henos de la montaña leonesa que hallaron GUEDAS *et al.* (1968), se concluye que la cabaña doméstica consumiría entre mayo y julio alrededor de 6.340 toneladas de biomasa seca (se desprecia la eventual ingestión de plantas leñosas). El consumo vegetal de los casi trescientos ciervos que se estimaba había en la unidad de gestión en aquellas fechas alcanzaría unas 136 toneladas de materia seca, aceptando la conducta alimentaria no selectiva que CEDERLUND & NYSTROEM (1981), WHITE (1983) y SCHROEDER & SCHROEDER (1984) atribuyen a esta especie, contando con un contenido energético de las plantas arbustivas igual al encontrado por RODRÍGUEZ (1979) al analizar varias especies de carácter mediterráneo (a falta de otros resultados más cercanos) e incorporando al cálculo la menor eficiencia digestiva de estos animales en comparación con la propia de los herbívoros domésticos (BRELURUT *et al.*, 1990).

En la Tabla IV se resume la estimación de la biomasa producida por los táxones vegetales que componen el régimen alimenticio de los corzos, la po-

TABLE IV
ESTIMACION DE LA BIOMASA ACCESIBLE PRODUCIDA POR LAS PLANTAS INTEGRANTES DE LA DIETA CORZUNA EN PRIMAVERA Y VERANO Y CALCULO DE LA PARTE QUE CONSUMIRIAN OTROS HERVIBOROS COMPETIDORES

	Hayedos	Melojares	Pastizales matorrales	Brezales leguminosas	Pastizales	Censo
Biomasa estimada	956	411	1.489-6.602	6.095-27.949	1.051-1.835	
Vacas y caballos	120-453	52-195	705-828	2.887-3.507	230-497	4.190
Ovejas y cabras						
En mayo	6- 24	3- 10	38- 45	155- 189	12- 28	5.356
En junio y julio	34-128	15- 55	200-235	820- 956	105-142	14.353
Ciervos	3- 13	2- 6	20- 24	83- 101	6- 14	292
TOTAL PROMEDIADO	390	169	1.048	4.349	517	

Siempre en toneladas de materia seca y teniendo en cuenta el censo aproximado de ganado doméstico y ciervos en la unidad de gestión en la misma época.

blación de herbívoros competidores y el alcance de la interferencia de estos últimos en los recursos tróficos aprovechables por los primeros, una vez supuesto que la conformación de la dieta del ganado y los ciervos está dirigida por la disponibilidad de tipos de plantas en el hábitat, es decir, que no es selectiva. Así, la competencia por la vegetación susceptible de consumo por los corzos se considera proporcional a la relación existente entre la cuantía de ésta y la producción primaria total (cociente entre las cifras de la primera fila de la Tabla IV y las homólogas de la Tabla III; de ese modo se puede separar la producción verde apetecida por los pequeños cérvidos que ellos podrían efectivamente aprovechar y la que sería sustraída por los demás herbívoros.

En la traducción de la potencialidad trófica del hábitat al plantel animal que podría albergar se ha optado por proceder de modo prudente, eligiendo el valor intermedio en el rango de producción vegetal estimada. La cifra final a retener es, pues, un promedio de 61 toneladas de materia seca consumible por 100 hectáreas (se refiere a la superficie total de la unidad de gestión). Como la correspondencia entre la capacidad productiva primaria y el nivel de poblamiento corzuno admisible se desconoce en el ámbito ibérico, parece apropiado y útil emplear la relación encontrada por BOBEK (1977) en los bosques centroeuropeos, que liga de forma estrecha, mediante la expresión indicada en la Figura 2, la abundancia de animales establecidos con la producción de la flora que puede ser comida por estos cérvidos; introduciendo el valor de biomasa consumible hallado en la unidad de gestión, se llega a que la densidad bien ajustada a su capacidad trófica es cinco corzos en cada 100 hectáreas.

Sin embargo, no toda la superficie del área presenta el mismo grado de cobertura de ocultamiento y únicamente un poco más del 30% de la misma está ocupada por bosques, lo cual ha de influir sin duda en la capacidad final de acogida. La cuestión de cuál es la porción de terreno cubierto que debe tener el área vital defendida por estos animales permanece irresoluta, pero puede buscarse una aproximación a medio camino entre su elección subjetiva y la investigación de las pautas animales de uso del espacio; el estudio de la dieta reveló que entre los contenidos estomacales con mayoría absoluta de plantas propias de bosques y sus orlas

y el total de los analizados que procedían de la Reserva Nacional de Riaño había una relación de 0,62 a 1 (COSTA, 1992). El valor de esta proporción podría indicar algo así como la probabilidad de que los corzos estuviesen dentro o al borde del bosque en los instantes en que fueron abatidos, lo cual debería responder a la conducta habitual de reparto en el espacio. Se ha tomado entonces esa cifra como porcentaje de cobertura garante de ocultamiento en el área territorial media de los individuos y operando con la expresión propuesta anteriormente para evaluar la capacidad de acogida (CAC), se llega a una densidad potencial definitiva de 2,5 animales/100 ha.

Una vez conocida la abundancia adecuada a los recursos tróficos y fisonómicos que encierra la unidad de gestión, el programa de aprovechamiento podría iniciarse en cuanto se averiguase la situación demográfica del plantel corzuno. Incorporando como estado de partida el encontrado en otoño durante el período 1985-1987, cuando en la unidad de gestión había un promedio de 2,6 ejemplares por 100 ha, cinco hembras por tres machos y un 28% de jóvenes menores de un año (COSTA, 1992), se ha simulado la evolución demográfica a plazo de veinte años en respuesta a dos posibilidades de manejo, comparando el rendimiento del sistema de explotación cinegética actualmente vigente con el alternativo que aquí se propone. Además, se han variado las condiciones iniciales en lo referente a la proporción de sexos, ensayando una reducción previa de hembras para equilibrarla, y en relación con la tasa de renovación, suponiendo a ésta varias veces mayor de lo que en realidad era.

Las variables necesarias para ejecutar el programa se consideraron siguiendo tres enfoques: fijas, aleatorias y circunstanciales. Las primeras tomaron siempre los mismos valores, extraídos de los resultados medios de la investigación de COSTA (1992) y de la precedente estimación del potencial corzuno del hábitat; las segundas se obtuvieron generando números al azar en el ordenador, dentro de márgenes que en cada caso se fijaron con los correspondientes datos demográficos recopilados en el estudio de campo mencionado. Las variables circunstanciales fueron las que adquirieron valores dependientes de la evolución real o simulada del plantel de corzos y eran automáticamente obtenidas en el curso de la secuencia de cálculo e introducidas para continuar el proceso; se asumió en-

TABLA V

VALORES DE LAS VARIABLES INTRODUCIDAS EN LA SIMULACION DEMOGRAFICA BAJO PRESION DE CAZA, BASADOS EN LA INFORMACION OBTENIDA EN ESTUDIOS DE CAMPO EN LA MONTAÑA CANTABRICA (Costa, 1992)

VARIABLES FIJAS			
Superficie del área (km)		448,22	
Capacidad estival de acogida (ejs./km)		2,5	
Mortalidad prevista en jóvenes		0,12	
Mortalidad prevista en hembras adultas		0,08	
Mortalidad prevista en machos adultos		0,11	
Mínima tasa de jóvenes a mantener		0,33	
Relación de sexos mínima admisible		0,50	
Máxima explotación admisible (1)		0,50	
VARIABLES ALEATORIAS			
Mortalidad observada en jóvenes		0,09-0,18	
Mortalidad observada en hembras adultas		0,08-0,15	
Mortalidad observada en machos adultos		0,11-0,22	
Grado de realización de cupos		0,62-0,77	
	Situación A	Situación B	Situación C
Tasa observada de jóvenes	0,11-0,28	0,11-0,28	0,31-0,39
Cupos masculinos anuales (2)	85-102	54-66	85-102

Para las de carácter aleatorio se indican los límites dentro de los que fueron generadas. La Situación B corresponde a una reducción de 250 hembras adultas en el primer año.

(1) Respecto a la producción cuando la densidad esté por debajo de la capacidad de acogida.

(2) Para el sistema de aprovechamiento vigente.

tonces que los controles periódicos de campo dirigidos a averiguar la relación de sexos arrojarían resultados iguales a las previsiones generadas por el ordenador, en las cuales se contemplaba que la porción de jóvenes nacidos en el año anterior que se incorporaba cada primavera al conjunto de posibles reproductores lo hacía a partes iguales de machos y hembras. En la Tabla V se exponen los valores o rangos de ellos que tomaron las variables en el curso de la simulación.

Dando por hecho que la unidad de gestión se comportaba como un sistema cerrado o al menos que estaba inmersa en una área donde la población de corzos presentaba rasgos homogéneos, el rendimiento de los dos procedimientos de aprovechamiento y sus consecuencias sobre la demografía se expresan en la Tabla VI y en la Figura 4. El primer aspecto revela gran desigualdad, pues los cupos librados difirieron en los veinte años entre un 47 y un 80%, según el supuesto de condiciones

TABLA VI

RENDIMIENTO DE LA EXTRACCION CINEGETICA SIMULADA SEGUN LOS DOS SISTEMAS DE APROVECHAMIENTO Y LAS TRES SITUACIONES QUE SE ENSAYARON

	Situación A	Situación B	Situación C
SISTEMA VIGENTE:			
Hembras adultas	—	250	—
Machos adultos	1.859	1.136	1.856
Total	1.859	1.386	1859
SISTEMA PROPUESTO:			
Jóvenes ambos sexos	64	—	3.760
Hembras adultas	729	546	3.483
Machos adultos	386	196	2.213
Total	1.179	742	9.456

Se expresa el número total de animales de cada clase autorizados a cazar en los veinte años. Solamente el planteamiento propuesto contempla la caza regular de jóvenes y hembras adultas en invierno.

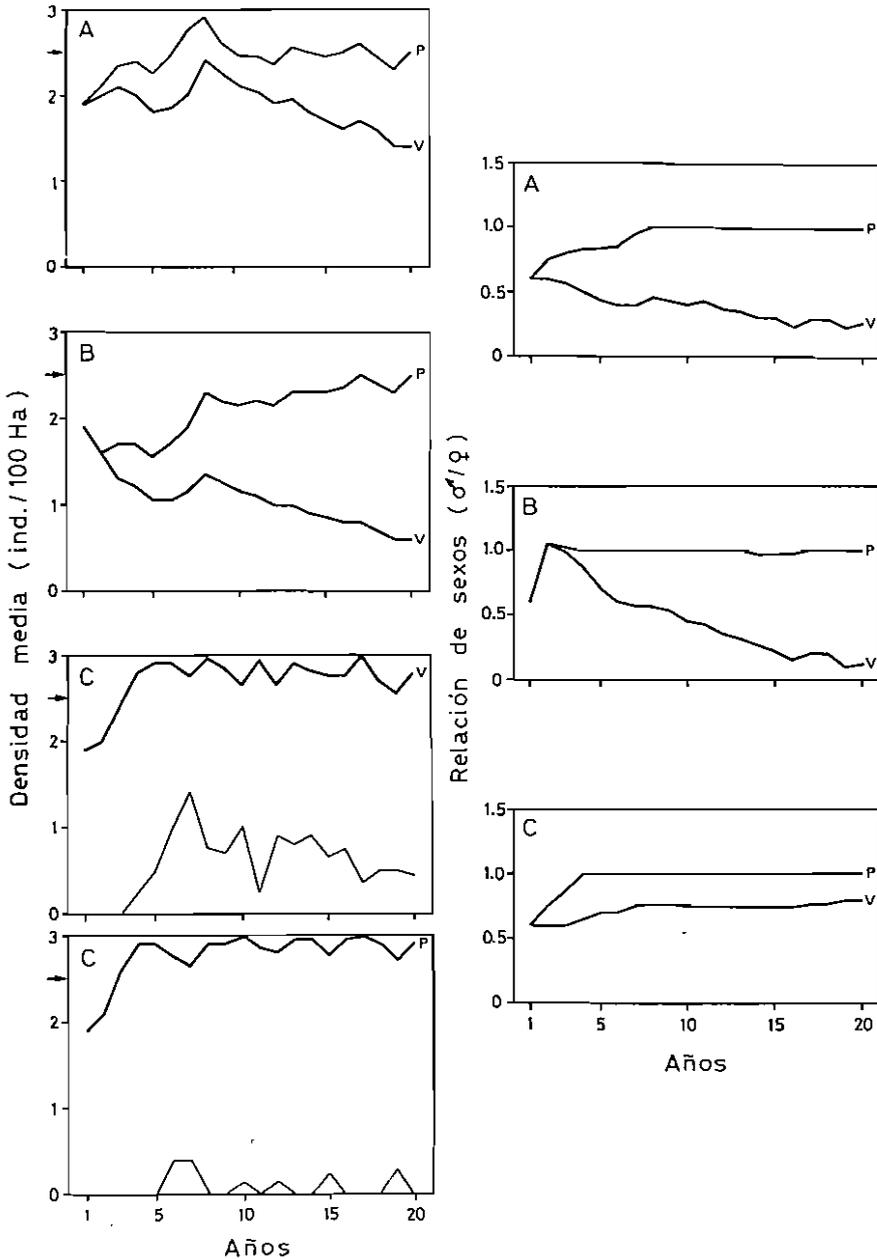


Figura 4. Resultados de la simulación demográfica bajo dos sistemas de aprovechamiento y partiendo de tres situaciones iniciales. Los gráficos de la izquierda muestran la evolución de la densidad primaveral (antes de nacimientos) como consecuencia del sistema vigente (V) y del propuesto (P) en cada una de las situaciones de partida A, B y C, que se corresponden con lo referido en la Tabla V. Se señala con flechas el valor de la capacidad estival de acogida estimada para la unidad de gestión y en la situación C se indica con trazo más fino el curso seguido por la cantidad de animales expulsados por unidad de superficie (se admitió una sobrecarga del 10% por encima de la capacidad de acogida antes de activar la regulación social de la densidad). Los gráficos de la derecha muestran los cambios en la relación de sexos según las mismas variantes.

iniciales; también la evolución demográfica fue radicalmente distinta bajo uno u otro modo de planificar la caza. En todas las situaciones el procedimiento aquí propuesto condujo en un plazo de tres-ocho años la densidad al valor potencial de la unidad de gestión y la relación de sexos al equilibrio, mientras la aplicación del sistema vigente tuvo consecuencias nefastas para la abundancia y la proporción sexual en los dos primeros supuestos ensayados, especialmente en el que contempla la reducción inicial de hembras. Únicamente cuando la tasa de renovación era elevada (tercera situación), el aprovechamiento unisexual vigente no impidió un aumento sostenido de la densidad primaveral, pero éste la llevó a traspasar ampliamente el valor de capacidad de acogida, de modo que cada año se vieron desplazados de la unidad de gestión unos 197 corzos, por término medio. Las pérdidas por «ajuste social» de la densidad no superaron, en cambio, la cantidad de 37 animales/año al aplicar la alternativa de aprovechamiento propuesta; en este caso son atribuibles al cumplimiento parcial de los cupos librados (las tasas de realización anual variaban del 62 al 77%).

Es evidente que la simulación realizada ignora algunas de las conexiones que probablemente existen entre ciertos parámetros demográficos, como se hace al entregar al azar las tasas de reproducción y de mortalidad, obviando su interdependen-

cia y la relación de éstas con la proporción sexual y con la densidad, pero lo importante no es el valor absoluto de la evolución poblacional simulada (generada, además, sobre una evaluación muy aventurada de la capacidad de acogida del hábitat), sino las diferencias que afloran al hacerlo en igualdad de condiciones cuando media una planificación racional de la caza y cuando se sigue el sistema actualmente en vigor. Al comparar entre sí las seis situaciones aquí simuladas, no hay duda de cual de las dos opciones se ajusta mejor al deseado equilibrio entre rentabilidad cinegética y prosperidad demográfica. Es claro que el manejo más inadecuado fue la reducción inicial selectiva en el sexo superabundante, por el serio descenso que provocó en la densidad y la baja cuota de aprovechamiento posterior que admitió el plantel; en cambio, una intervención dirigida a elevar la tasa de renovación hasta rangos como el contemplado en el tercer supuesto de partida favorecería la estabilidad demográfica y multiplicaría el rendimiento cinegético. Esta última orientación del manejo es digna de consideración al menos en el ámbito de las Reservas Nacionales de Caza de la vertiente meridional cantábrica, donde los corzos muestran una de las más bajas proporciones otoñales de jóvenes del año que se han observado en Europa, probablemente como consecuencia de causas diferentes de una baja fecundidad (COSTA, 1992).

SUMMARY

The Roe deer (*Capreolus capreolus*) finds the southwestern limit of its european range in the Iberian Peninsula, where this Cervid spreads the widest and reaches the highest known densities along the northern mountains. Also much more than a half of the spanish yield of this species is obtained in the same area, where wildlife management consists of a mere set of regulations affecting three different hunting zones: National Game Reserves, private and open hunting zones. Actually an inverse relationship between the local abundance of deers and the amount of the authorized yield is detected, being the latter neither related to habitat capacity nor to productivity of the population. It is permitted to hunt only male animals and thus actual system contributes to maintain an unbalanced sex ratio. As a result of the little compensation of population's reproductive capacities by hunting, a continous increase in Roe deer abundance in extense mountain zones and others receiving individuals from them has been promoted, followed by an enhancing yield per unit area; nevertheless, the severe close pursuit by poaching that affects a major part of the land opposes the spreading trend. In contrast to what should be expected, trophy quality doesn't seem to improve with passing time, surely due to poor and wrong management and inadequate performance of wildlife guards and hunters.

An alternative system to manage Roe deer population is proposed here; it begins with a new planning of territorial management units, includes a procedure for evaluation of habitat suitability (taking into account primary productivity, structural features, food competition by other herbivores and human-caused disturbances) and allows to hunt deers of every sex and age class. To show the improvements

introduced, a sample case based on real data is developed simulating a twenty year period of management. The raising conclusion is that actual system, though provides little varying yields, has undesirable consequences to abundance and sex ratio while alternative system leads to a satisfactory balance between demographic stability and sustained yield.

BIBLIOGRAFIA

- ALONSO, E., 1986: «Tipificación geomorfológica y cantográfica de pastizales de montaña. Comarca de Riaño. León». *Pon. y Com. de XXVI Reunión de SEEP*: 279-291.
- ALVAREZ, M. I., 1982: *Estructura y producción primaria neta epigea de un hayedo asturiano*. Resumen de Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo, 16 pp.
- ANÓNIMO, 1990: *Guía de Cotos y Reservas Nacionales de Caza*. Suplemento de *Trofeo*.
- BAILEY, J. A., 1984: *Principles of Wildlife Management*. Ed. John Wiley and Sons. New York.
- BAVIERE, A., & J. DE, 1983: *A propos du Chevreuil*. Ed du Perron. Liège.
- BIDEAU, E.; VINCENT, J. P., & MAIRE, F., 1983: «Evolution saisonnière de la taille des groupes chez le Chevreuil en milieu forestier». *Revue de Ecologie (Terre et Vie)* 37: 161-169.
- BOBEK, B., 1977: «Summer food as the factor limiting Roe deer population size». *Nature*, 268 (5615): 47-49.
- BOBEK, B., 1978: «Strategies of Roe deer management in various forests ecosystems»: *Proc. of XIIIth Congress of the I.U.G.B.*: 244-251.
- BOBEK, B., 1984: «Management of a Roe deer population in a deciduous forest in southern Poland». *Acta Zool. Fennica*, 172: 241-242.
- BOISAUBERT, B., 1984: «La gestion du Chevreuil: principes généraux». *Bull Mens. de L'Office National de la Chasse*, 83: 55-58.
- BOISAUBERT, B., & BOUTIN, J. M., 1988: *Le Chevreuil*. Ed. Hatier. Paris.
- BRAMLEY, P. S., 1970: «Territoriality and reproductive behaviour of Roe deer». *Journal Reprod. and Fert.*, 11: 43-70.
- BRAZA, F.; VARELA, I.; SAN JOSÉ, C., & CASES, V., 1989: «Distribución de los cérvidos en España». *Quercus*, 42: 4-11.
- BRAZA, F.; SAN JOSÉ, C.; VARELA, I.; ARAGÓN, S.; DELIBES, J. R., & CASES, V., 1990: *El corzo en la sierra de Cádiz*. Ed. Juntas Rectoras de los Parques Naturales de Sierra de Grazalema y de los Alcornocales. Sevilla.
- BRELURUT, A.; PINGARD, A., & THERIEZ, M., 1990: *Le Cerf et son élevage*. Ed. INRA. Editions du Point Veterinaire. Paris.
- CARPINTERO, M. C., 1965: «Estudio químico de los pastos leoneses». *Trabajos de la Estación Agrícola Experimental de León*, II: 215-302.
- CAUGHLEY, G., 1978: *Analysis of Vertebrate Populations*. Ed. John Wiley and Sons. London.
- CEDERLUND, G., 1983: «Home range dynamics and habitat selection by Roe deer in a boreal area in central Sweden». *Acta Theriologica*, 28 (30): 443-460.
- CEDERLUND, G., & NYSTROEM, A., 1981: «Seasonal differences between Moose and Roe deer in ability to digest browse». *Holarctic Ecology*, 4: 59-65.
- CEDERLUND, G.; LJUNGQVIST, H.; MARKGREN, G., & STAFELT, F., 1980: «Foods of Moose and Roe deer at Grimsö in central Sweden. Results from rumen analyses». *Viltrevy*, 11: 169-247.
- CEMAGREF, 1984: *Methodes de recensement des populations de Chevreuils*. Ministère de L'Agriculture. Paris.
- COSTA, L., 1991: «Ordenación y gestión de la caza mayor». En: *Manual de Ordenación y Gestión Cinegética*: 259-298. Ed. Institución Ferial de Badajoz.

- COSTA, L., 1992: *Ecología del corzo en las montañas cantábricas. Modelo de gestión*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- DROZDZ, A., & OSIECKI, A., 1973: «Intake and digestibility of natural foods by Roe deer. *Acta Theriologica*, 18 (3): 81-91.
- EIBERLE, K., 1979: «Zur ermittlung der Zuwachsrate beim Rehwild (*Capreolus capreolus* L.) mittels Feldbeobachtungen». *Z. Jagdwiss*, 25: 9-21.
- EIBERLE, K., 1981: «Methodische Grundlagen der Zuwachermittlung beim Rehwild». *Schweiz. Z. Forstwesen*, 132 (9): 751-766.
- FERRER, C., & AMELLA, A., 1987: «Una estimación de la capacidad ganadera del pirineo aragonés». En: *Estudios sobre la montaña*: 73-85. Ed. Asociación URZ. León.
- FRUZINSKI, C., & LABUDZKI, L., 1982a: «Demographic processes in a forest Roe deer population». *Acta Theriologica*, 27 (25): 265-375.
- FRUZINSKI, B., 1982b: «Sex and age structure of a forest Roe deer population under hunting pressure». *Acta Theriologica*, 27 (26): 377-384.
- GARCÍA, R.; CALLEJA, A., & SUÁREZ, A., 1980: «Influencia de algunos factores ecológicos y de los cuidados de cultivo sobre la producción de los prados permanentes de la montaña de León». *Anales de la Fac. de Veterinaria de León*, 28: 147-158.
- GEIGER, G., 1980: «Bestandesschätzung und Populationsdynamik beim Rehwild». *Schweizerjäger*, 65 (2): 55-60.
- GUEDAS, J. R.; ZORITA, E.; SUÁREZ, A., & OVEJERO, F. J., 1968: «Estudios sobre los henos de la montaña leonesa. III. Influencia de la época de siega sobre el rendimiento de los prados y el valor nutritivo de los henos». *Trabajos de la Estación Agrícola Experimental de León*, V: 119-132.
- HERBOLD, H., 1990: «Reaktion von Rehwild auf Störungen durch Menschen». *Trans. of XIXth Congress of the IUGB*: 414-420.
- HERNÁNDEZ, E., 1983: *Flora y vegetación de la cuenca alta del río Porma*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- JANEAU, G.; QUERE, J. P.; SPITZ, F., & VINCENT, J. P., 1981: «Etude par radiotracking des variations saisonnières de l'étendue du domaine vital de cinq Chevreuils (*Capreolus capreolus* L.)». *Biology of Behaviour*, 6: 291-302.
- JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, 1986: *La caza en Castilla y León*. Valladolid.
- JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, 1990: *Reservas Nacionales de Caza. Plan de Caza*. Valladolid.
- JUNTA NACIONAL DE HOMOLOGACIÓN, 1979: *III Catálogo General de Trofeos de Caza (1970-1975)*. Ed. ICONA. Madrid.
- JUNTA NACIONAL DE HOMOLOGACIÓN, 1982: *Catálogo de Trofeos de Caza, 1978-1980*. Madrid.
- KLEIN, D. R., & STRANDGAARD, H., 1972: «Factors affecting growth and body size of Roe deer». *Journal of Wildlife Management*, 36 (1): 64-79.
- LEHMANN, E. VON, & SAEGESSER, H., 1986: «*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758. Reh». En: *Handbuch der Säugetiere Europas*. Akd. Verlagsgesellschaft.
- LERANOZ, I., & CASTIEN, E., 1988: «El corzo en Navarra». *Navarra Agraria*, 38: 72-78.
- LIENHARDT, U., 1981: «Die Abschussplanung für Rehwild im Kanton Aargau (Aargauer Modell)». *Der Schweiz. Förster*, 12: 668-679.
- LOUDON, A. S., 1978: «The control of Roe deer populations: a problem in forest management». *Forestry*, 51 (1): 73-83.
- LOUDON, A. S., 1987: «The influence of forest habitat structure on growth, body size and reproduction in Roe deer (*Capreolus capreolus* L.)». En: *Biology and Management of the Cervidae*: 559-567. Smithsonian Institution Press. Washington.

- LOWE, V. P., & DONALLY, R. J., 1973: «A prescription for Roe deer management and conservation». *Quarterly Journal of Forestry*, LXVII: 343-350.
- LUIS, E.; TÁRREGA, R., & CALVO, L., 1989a: «Biomass and biomass regeneration after disturbance in shrub communities in León province (NW Spain)». *Biomass for Energy and Industry*, 1: 1114-1120.
- LUIS, E.; TÁRREGA, R.; CALVO, L.; ZUAZU, T., & GARZÓN, E., 1989b: «Brezales de la provincia de León. Parámetros estructurales». *Actas del Congreso Mundial sobre Bosque y Matorral Mediterráneos*.
- MAIZERET, C., & TRAN MANH SUNG, D., 1984: «Etude du régime alimentaire et recherche du déterminisme fonctionnel de la sélectivité chez le Chevreuil (*Capreolus capreolus*) des Landes de Gascogne». *Gibier Faune Sauvage*, 3: 63-103.
- MAPA, 1984: *Mapa de cultivos y aprovechamientos de la provincia de León. Escala 1:200.000*. Servicio de Publicaciones. Madrid.
- MAPA, 1985-1987: *Anuarios de Estadística Agraria*. Servicio de Publicaciones. Madrid.
- NAVASCUÉS, I. DE, 1987: *Estructura y valoración agronómica de los prados de siega de la comarca de Riaño. León*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1984: *Le plan de chasse. Informations à l'usage des chasseurs*. Paris.
- PIELOWSKI, Z., 1984: «Some aspects of population structure and longevity of field Roe deer». *Acta Theoretica*, 29 (2): 17-33.
- PURROY, F. J.; CLEVINGER, A. P.; COSTA, L., & SÁENZ DE BURUAGA, 1988: «Demografía de los grandes mamíferos (jabalí, corzo, ciervo, lobo y oso) en la Reserva Nacional de Caza de Riaño: análisis de la predación e incidencia en la ganadería». *Biología Ambiental. Actas del II Congreso Mundial Vasco*: 375-387.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S.; DÍAZ, T. E.; FERNÁNDEZ, J. A.; LOIDI, J., & PENAS, A., 1984: *La vegetación de la alta montaña cantábrica: los Picos de Europa*. Ed. Leonesas. León.
- RODRÍGUEZ, B. J., 1979: «Introducción al estudio y valoración de recursos forestales y arbustivos para el ciervo en el área ecológica de Sierra Morena. III. Digestibilidad y evolución energético-nutritiva». *Archiv. Zoot.*, 28: 9-20.
- ROUCHER, F.; TURCKEIM, B., DE, & TURCKEIM, E., DE, 1985: «Roe deer and trees joint management on a overcrowded woodland estate in northern Vosges, France. A survey of the first three years». *Proc. of XVIIth Congress of the IUGB*, 415-420.
- SCHROEDER, J., & SCHROEDER, W., 1984: «Niche breadth and overlap in Red deer *Cervus elaphus*, Roe deer *Capreolus capreolus* and Chamois *Rupicapra rupicapra*». *Acta Zool. Fennica*, 172: 85-86.
- SECRETARÍA GENERAL DE TURISMO, 1987: *Turismo cinegético en España*. Servicio de Documentación. Madrid.
- SERVICE TECHNIQUE DE L'ONC, 1978: «Essai d'estimation des effectifs des populations au printemps 1976 et des tableaux de chasse du grand gibier en France pour la saison 1976/1977». *Bull. de L'Office National de la Chasse*: 161-170.
- STRANDGAARD, H., 1972: «The Roe deer population at Kalø and the factors regulating its size». *Danish Review of game Biology*, 7: 1-205.
- SUÁREZ, A.; CARPINTERO, M. C., & SANTOS, M. A., 1964: «La calidad de los henos de la montaña leonesa». *Trabajos de la Estación Agrícola Experimental de León*, I: 145-166.
- TELLERÍA, J. L., & SÁEZ-ROYUELA, C., 1986: «El uso de la frecuencia en el estudio de la abundancia de grandes mamíferos». *Acta Oecologica. Oecologia Applicata*, 7 (1): 69-75.
- TESSON, J. L., 1984: «Le plan de chasse du Chevreuil dans la région cynégétique ouest. Bilan de quatre années d'application». *Bull. Mens. de L'Office National de la Chasse*, 76: 7-9.
- TURNER, D. C.; GEIGER, C., & BLANKENHORN, H., 1987: «Factors to consider in future Roe deer management in Switzerland». En: *Biology and Management of the Cervidae*: 550-558. Smithsonian Institution Press. Washington.
- VARIN, E., 1980: *Chevreuil, Cerf, Sanglier*. Ed. de L'Orée. Bordeaux.
- WHITE, R. G., 1983: «Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates». *Oikos*, 40: 337-384.