

Informe del Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) sobre el riesgo asociado a la presencia de plomo en carne de caza silvestre en España

Miembros del Comité Científico

Rosaura Farré Rovira, Francisco Martín Bermudo, Ana María Cameán Fernández, Alberto Cepeda Sáez, Mariano Domingo Álvarez, Antonio Herrera Marteache, Félix Lorente Toledano, M^a Rosario Martín de Santos, Emilio Martínez de Victoria Muñoz, M^a Rosa Martínez Larrañaga, Antonio Martínez López, Cristina Nerín de la Puerta, Teresa Ortega Hernández-Agero, Perfecto Paseiro Losada, Catalina Picó Segura, Rosa María Pintó Solé, Antonio Pla Martínez, Daniel Ramón Vidal, Jordi Salas Salvadó, M^a Carmen Vidal Caro

Secretario

Vicente Calderón Pascual

Número de referencia: AESAN-2012-002

Documento aprobado por el Comité Científico en su sesión plenaria de 22 de febrero de 2012

Grupo de Trabajo

Antonio Pla Martínez (Coordinador)
M^a Rosa Martínez Larrañaga
Cristina Nerín de la Puerta
Ricardo López Rodríguez (AESAN)

Resumen

Los efectos tóxicos que el plomo (Pb) ejerce sobre el organismo son numerosos y bien conocidos, siendo el SNC (Sistema Nervioso Central) el principal órgano diana para su toxicidad. Existen claras evidencias que indican una especial sensibilidad a los efectos neurotóxicos del Pb en niños de corta edad y en el feto. En adultos los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad se han identificado como efectos críticos.

Recientemente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) publicó una opinión sobre la presencia de Pb en alimentos, en la que dentro del grupo de carne, productos cárnicos y despojos destacan los elevados contenidos de Pb detectados en la carne de caza. En lo que respecta a la PTWI establecida por JECFA, EFSA concluyó que ya no era apropiada.

Dado que el Reglamento (CE) N^o 1881/2006 no fija límites máximos de Pb en la carne de caza y que, aunque el consumo de carne de caza silvestre por parte de la población general es bajo, ésta puede ser consumida más frecuentemente por los cazadores y sus familias, la Dirección Ejecutiva de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) ha solicitado al Comité Científico que evalúe la situación de la eventual presencia de plomo en carne de caza silvestre en España de cara a establecer las medidas de gestión del riesgo apropiadas por parte de la Agencia.

Aunque la información disponible en España respecto al contenido de Pb en carne de caza silvestre y el consumo de dicha carne es incompleta, tras el análisis de los datos disponibles en España, se ha puesto de manifiesto que el contenido medio de Pb en las piezas de caza mayor y menor supera los límites máximos establecidos por la Unión Europea para carnes y despojos en general (no hay límites máximos específicos para estos alimentos) y dichos contenidos son similares a los encontrados en el conjunto de Europa y otros países.

El consumo de carne de caza silvestre es un hecho probado en España, si bien es más frecuente en los cazadores y sus familias, no se restringe sólo a la temporada de caza, y tampoco se debe despreciar

el consumo en establecimientos de restauración así como el de productos derivados de dicha carne (salchichón, paté, etc.) por parte de la población general.

La evaluación del riesgo asociado al consumo de carne de caza silvestre en España muestra una situación prácticamente idéntica a la descrita por EFSA para el conjunto de la población europea, no pudiendo descartarse la aparición de efectos negativos en población adulta que siga una dieta rica en carne de caza silvestre.

En cuanto a las medidas de gestión que puedan tomarse respecto a la carne de caza, la fijación de límites específicos para la misma, no parece una solución adecuada debido, en primer lugar, a las grandes diferencias en el contenido en Pb en la carne de caza (incluso dentro de un mismo ejemplar) y en segundo lugar porque el control oficial de dichos alimentos sería poco efectivo, ya que la mayor parte de dicha carne se consume directamente por los cazadores y familiares sin pasar por los canales de distribución habituales para otros alimentos sujetos a regulación.

En opinión de este Comité, a la vista de la situación en España, la medida más adecuada en relación al consumo de carne de caza silvestre contaminada con Pb, como resultado de la utilización de munición de Pb, sería disminuir en lo posible la exposición al Pb por esta fuente, mediante recomendaciones específicas de consumo y preparación de los alimentos dirigidas a los grupos de población que consumen este tipo de carne y promover la sustitución y/o prohibición de la munición de Pb a favor de otras alternativas existentes.

Palabras clave

Plomo, alimentos, carne de caza, exposición, consumo, ingesta semanal tolerable, evaluación del riesgo.

Report of the Scientific Committee of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) in relation to the risk associated with the presence of lead in wild game meat in Spain.

Abstract

There are many well known toxic effects that lead (Pb) has on the body, with the CNS being its toxicity's main target. There is clear evidence that shows that young children and foetuses are particularly sensitive to the neurotoxic effects of Pb. In adults, the cardiovascular and nephrotoxic effects have been identified as critical.

Recently, the European Food Safety Authority (EFSA) published an opinion report about the presence of Pb in food, which states that within meat, meat products and offal high Pb levels have been detected in game meat. The EFSA concluded that the PTWI established by the JECFA was no longer appropriate.

The Commission Regulation (EC) No 1881/2006 does not establish any Pb limits in game meat and, although consumption of wild game meat by the general population is low, it could be consumed more by hunters and their families. With this in mind, the Executive Directors of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) has asked the Scientific Committee to assess the situation of the possible presence of lead in wild game meat in Spain in order to establish appropriate risk management measures.

Although the information available in Spain regarding the Pb content in wild game meat and its consumption is incomplete, following the analysis of data available in Spain, it has been shown that the average Pb content in pieces of large and small game exceeds the European Union general limits for meat and offal (there are no specific limits for this food) and these contents are similar to those found throughout Europe and other countries.

It has been proven that wild game meat is consumed in Spain, although it is more common in hunters and their families. It is not restricted to the hunting season, and its consumption or products that come from it, such as cured sausage or pâté, by the general public in restaurants is not negligible.

The risk assessment associated with consuming wild game meat in Spain shows a situation almost identical to the one described by the EFSA for the entire population of Europe. No negative effects can be discarded in the adult population that has diet that includes a lot of wild game meat.

Regarding managing measures that could be taken for game meat, fixing specific limits would not be an adequate solution. Firstly this is due to the big differences in Pb content (even within the same animal), and secondly because official controls for this food would not be effective enough, as most of this meat is consumed directly by the hunters and their families, without going through the usual distribution channels for food that is subject to regulations.

In this Committee's opinion, considering the situation in Spain, the most appropriate measure regarding the consumption of wild game meat that is contaminated with Pb as a result of using Pb ammunition would be to reduce the possible exposure to Pb from this source. This would be done following specific recommendations for consuming and preparing food for groups of the population that consume this type of meat, and encouraging banning Pb ammunition and/or replacing it with existing alternatives.

Key words

Lead, food, game meat, occurrence, exposure, consumption, tolerable weekly intake, risk assessment.

Abreviaturas

AESAN: Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición.

BfR: *Bundesinstitut für Risikobewertung* (Instituto Federal Alemán para la Evaluación del Riesgo).

BMD: *Benchmark Dose* (Dosis que origina un 10% de incremento de un efecto/respuesta medible).

BMDL: Intervalo más bajo al 95% de confianza en la *benchmark dose*.

CDC: *Center for Disease Control and Prevention*.

CDEP: *Connecticut Department of Environmental Protection*.

CDPHE: *Colorado Department of Public Health and Environment*.

DG SANCO: Dirección General de Sanidad y Protección de los Consumidores.

EFSA: Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria.

ENIDE: Encuesta Nacional de Ingesta Dietética Española.

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

FERA: *The Food and Environment Research Agency*.

IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer.

IDA: Ingesta Diaria Admisible.

JECFA: Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios.

LB: *Lower Bound* (Estimación de límite inferior).

LD50: Dosis letal 50.

LOD: Límite de detección.

LOQ: Límite de cuantificación.

MARM: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

MOE: Margen de Exposición.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

Pb: Plomo.

p.c.: Peso corporal.

PNIR: Plan Nacional de Investigación de Residuos.

PTWI: Ingesta Semanal Tolerable Provisional.

SAF: *Sampling Adjustment Factor* (Factor de ajuste de muestra).

SCF: Comité Científico de la Alimentación Humana.

UB: *Upper Bound* (Estimación de límite superior).

Introducción

El plomo (Pb) es un contaminante presente en el medioambiente de forma natural o como consecuencia de diversas actividades antropogénicas. Puede encontrarse tanto en forma orgánica como inorgánica, siendo la forma inorgánica la predominante en el medioambiente (EFSA, 2010). La acumulación de Pb en los suelos y las aguas superficiales depende de varios factores como pueden ser el pH, la composición mineral o la cantidad y tipo de materia orgánica presente.

La exposición humana al Pb es a través de los alimentos, agua, aire, suelo y polvo, siendo los alimentos la principal fuente de exposición.

Los efectos tóxicos que el Pb ejerce sobre el organismo son numerosos y bien conocidos, siendo el SNC el principal órgano diana para su toxicidad, particularmente el cerebro en desarrollo. Existen claras evidencias que indican una especial sensibilidad a los efectos neurotóxicos del Pb en niños de corta edad y en el feto. En adultos los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad se han identificado como efectos críticos.

Los compuestos inorgánicos de Pb han sido clasificados por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) como probablemente carcinogénicos para los humanos (IARC, 2006).

La presencia de Pb en los alimentos y bebidas ha sido objeto de sucesivas evaluaciones. Así, en 1986 el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA) estableció una ingesta semanal tolerable provisional (PTWI) de 0,025 mg Pb/kg p.c. (OMS, 1986), valor que posteriormente fue revaluado y confirmado en 1999 por JECFA. Asimismo, el Comité Científico de la Alimentación Humana (SCF) expresó una opinión en 1989 donde refrendó la PTWI establecida por JECFA (SCF, 1989), mientras que en una opinión posterior sobre el contenido de Pb en alimentos y bebidas destacó la necesidad de reevaluar la toxicidad del este metal (SCF, 1992). Posteriormente, en 2004 la Comisión Europea llevó a cabo una reevaluación de la exposición en base a los nuevos datos disponibles. Los resultados obtenidos sirvieron de base para establecer y actualizar los contenidos máximos de Pb en los productos alimenticios (EFSA, 2010).

Recientemente, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) ha publicado una opinión sobre la presencia de Pb en alimentos. Uno de los objetivos de dicha opinión fue evaluar si, en base a los nuevos datos disponibles, la PTWI de 0,025 mg Pb/kg p.c. establecida por JECFA se considera todavía como apropiada (EFSA, 2010). Para llevar a cabo el estudio, EFSA evaluó unos 140.000 datos sobre los contenidos de Pb en varios grupos de alimentos y agua de red, proporcionados por 14 Estados miembros y Noruega.

Los resultados obtenidos por EFSA mostraron que la exposición dietética al plomo en el caso de un consumidor medio adulto oscila entre 0,36 µg Pb/kg p.c./día (límite inferior para el país con la menor exposición media) y 1,24 µg Pb/kg p.c./día (límite superior para el país con la mayor exposición media), mientras que en el caso de grandes consumidores los resultados obtenidos oscilaron entre 0,73 y 2,43 µg Pb/kg p.c., respectivamente. En lo que respecta a la PTWI establecida por JECFA, EFSA concluye que ya no es apropiada, utilizando un enfoque basado en el margen de exposición para llevar a cabo la caracterización del riesgo (EFSA, 2010).

Entre los grupos de alimentos que contribuyen en mayor medida a la exposición al Pb destacan los productos a base de cereales, las patatas, los cereales (excepto el arroz), los platos a base de mezclas de cereales, las verduras de hoja y el agua de red.

Asimismo, dentro del grupo de carne, productos cárnicos y despojos destacan los elevados contenidos de Pb detectados en la carne de caza con un contenido máximo que puede llegar a 867,0 mg Pb/kg (Tabla 1).

Categoría alimento	N	<LOD ^a	Concentración de plomo (mg/kg)					
			P5	Mediana	Media	P95	Máximo	SAF ^d
Carne de caza	2.521	59,4%	LB ^b	LB	LB	LB	LB	0,2%
			0,0000	0,0000	3,137	1,525	867,0	
			UB ^c	UB	UB	UB	UB	
			0,0060	0,0200	3,153	1,525	867,0	

^aLOD: límite de detección, ^bLB: estimación de límite inferior, ^cUB: estimación de límite superior, ^dSAF: factor de ajuste de muestra. **Fuente:** (EFSA, 2010).

No obstante, el Reglamento (CE) N° 1881/2006 (UE, 2006) no fija límites máximos de Pb para la carne de caza (Tabla 2).

Productos alimenticios	Contenidos máximos de plomo
Carne (excluidos los despojos) de bovinos, ovinos, cerdos y aves de corral	0,10 mg/kg peso fresco
Despojos de bovinos, ovinos, cerdos y aves de corral	0,50 mg/kg peso fresco

Fuente: (UE, 2006).

En lo que respecta a la carne de caza y su clasificación, el Reglamento (CE) N° 853/2004 (UE, 2004) establece las siguientes definiciones:

- Caza silvestre: los ungulados y lagomorfos silvestres, así como otros mamíferos terrestres que se cazan para el consumo humano y son considerados caza silvestre con arreglo a la legislación aplicable en el Estado miembro de que se trate, incluidos los mamíferos que viven en territorios cerrados en condiciones de libertad similares a las de los animales de caza silvestre, y las aves silvestres cazadas para el consumo humano.
- Caza de cría: las ratites de cría y los mamíferos terrestres de cría distintos de los mencionados en el punto 1.2 (ungulados domésticos).
- Caza menor silvestre: las aves de caza silvestres y los lagomorfos que viven en libertad.
- Caza mayor silvestre: los mamíferos terrestres salvajes que viven en libertad y que no entran en la definición de caza menor silvestre.

En España, la práctica de la caza se ha ido generalizando entre todas las capas de la población. En este sentido, Ontiveros (1991) indica que como uno de los indicadores del aumento de la actividad cinegética

ca en España se puede utilizar el número de licencias de caza que de 1940 a 1987 pasaron de 139.918 en 1946, el número más bajo de este periodo, a 1.283.353 en 1987, lo que supone un incremento de más de un millón de licencias. Asimismo, según datos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MARM, 2009) y la *Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU* (FACE, 2010) el número de licencias de caza en España en 2009 era de 980.000 (1.041.360 según el MARM), siendo el segundo país de la Unión Europea con mayor número de licencias de caza tras Francia (Francia: 1.331.000, Reino Unido: 800.000, Italia: 750.000, Alemania: 351.000). Asimismo, el número total de terrenos cinegéticos en España en 2008 era de 29.102.494 ha, mientras que el número de capturas en 2008 ascendió a cerca de 16 millones (MARM, 2010). Respecto a las causas del “boom” cinegético en España, se destaca la idoneidad de parte del territorio para esta actividad, la adecuación de las estructuras agrarias de buena parte de la montaña media española para los acotados de caza y al papel desencadenante y primordial que la crisis agraria de la sierra española desempeñó en la configuración del “boom” cinegético (Ontiveros, 1991).

En lo que respecta al consumo de carne de caza en España, se destaca que este tipo de carne es consumida frecuentemente por los cazadores y sus familias, no estando restringida su ingesta a la temporada de caza dado que las piezas cazadas pueden ser congeladas y consumidas a lo largo de todo el año (Mateo et al., 2011). Además, cabe la posibilidad de que las piezas de caza sean distribuidas a establecimientos de restauración.

Dado que el Reglamento (CE) N° 1881/2006 no fija límites máximos de Pb en la carne de caza y que, aunque el consumo de la misma carne por parte de la población general es bajo, ésta puede ser consumida más frecuentemente por los cazadores y sus familias, la Dirección Ejecutiva de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) ha solicitado al Comité Científico que evalúe la situación de la eventual presencia de plomo en carne de caza silvestre en España de cara a establecer las medidas de gestión del riesgo apropiadas por parte de la Agencia.

Plomo

1. Absorción, distribución y excreción

La absorción del Pb inorgánico ingerido desde el tracto gastrointestinal depende tanto de factores fisiológicos (por ejemplo: edad, embarazo, etc.) como de las características fisicoquímicas de las partículas ingeridas (tamaño, solubilidad, etc.). La presencia de alimentos disminuye la absorción de compuestos de Pb solubles en agua. Además, la absorción de dichos compuestos es mayor en niños que en adultos (EFSA, 2010).

En el caso de los niños, la absorción de Pb se ve afectada por su estado nutricional de hierro, dado que una baja ingesta de éste y un estado de hierro deficiente se han asociado a un incremento de la concentración de Pb en sangre (Watson et al., 1986). Asimismo, se ha observado la existencia de una relación inversa entre la ingesta dietética de calcio y la concentración de Pb en sangre, de tal forma que la absorción de Pb es mayor en niños con una ingesta deficiente de calcio (EFSA, 2010).

Una vez absorbido, el Pb es transportado en la sangre dentro de los eritrocitos y transferido posteriormente a los tejidos blandos, incluidos el hígado y los riñones, y al tejido óseo donde se acumula con la edad. La vida media para el Pb inorgánico en sangre y huesos es de aproximadamente 30 días

y entre 10 y 30 años, respectivamente. La excreción tiene lugar, principalmente, a través de la orina y las heces.

2. Toxicidad

De forma general, no se han observado efectos adversos para salud tras una única ingesta, habiéndose establecido para las sales de Pb una LD50 oral (dosis letal 50%) con valores superiores a 2.000 mg/kg p.c.

La toxicidad crónica del Pb se considera la más relevante para los humanos, dada la elevada vida media del Pb en el organismo. En la primera evaluación del Pb realizada por el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (OMS, 1972) se estableció una Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI) de 50 µg Pb/kg p.c./semana considerando todas las fuentes de exposición al Pb y sólo aplicable a la población adulta. En 1986 el Comité JECFA (OMS, 1986) estableció para lactantes y niños una PTWI de 25 µg Pb/kg p.c./semana en consideración a su mayor sensibilidad. Asumiendo que los alimentos contribuyen en un 50% a la ingesta diaria de Pb se derivó una TDI de 18 µg para niños de 0-6 meses y de 27 µg para niños de 0,5-2 años. En 1993, el JECFA (OMS, 1993) revaluó el Pb y propuso una PTWI de 25 µg Pb/kg p.c./semana para toda la población (niños y adultos). En el año 2010, el Panel de Contaminantes en la Cadena Alimentaria de EFSA (EFSA, 2010) concluyó que, de acuerdo con los últimos hallazgos en la investigación de los efectos del Pb, la PTWI vigente hasta entonces de 25 µg Pb/kg p.c./semana (3,6 µg Pb/kg p.c./día) ya no puede considerarse apropiada puesto que no se ha podido evidenciar la existencia de un umbral para los efectos críticos inducidos por el Pb que incluyen neurotoxicidad en el desarrollo y nefrotoxicidad en adultos. A la misma conclusión llegó el Comité JECFA en su 73 reunión celebrada en junio del 2010 (OMS, 2011).

Los estudios y modelos experimentales llevados a cabo en animales han puesto de manifiesto que la exposición crónica a bajas concentraciones de Pb causa neurotoxicidad (EFSA, 2010).

En el caso de los humanos, las concentraciones elevadas de Pb pueden provocar daños en el SNC, fundamentalmente, y en los órganos internos, reduciendo además la capacidad para formar nuevas células sanguíneas. En el caso de los adultos, los riñones son los órganos más sensibles a la exposición crónica al Pb, mientras que en el caso de los niños menores de 7 años es el sistema nervioso, suponiendo además una especial amenaza en el caso de niños menores de 1 año y niños de corta edad (BfR, 2011). En este sentido, se ha identificado en adultos la presencia de concentraciones relativamente bajas de Pb en sangre asociadas a una elevada presión sistólica y enfermedad renal crónica (EFSA, 2010).

La neurotoxicidad asociada al Pb en adultos afecta al procesado de información, causa síntomas psiquiátricos y perjudica la destreza manual. En el caso de los niños, numerosas evidencias han puesto de manifiesto que la neurotoxicidad del Pb afecta en mayor grado a los cerebros en desarrollo frente a los cerebros maduros. Así, se han asociado concentraciones elevadas de Pb en sangre con una reducción del coeficiente intelectual y de las funciones cognitivas en niños menores de 7 años (EFSA, 2010). Similares conclusiones son aplicables en el caso de los fetos. Además, durante el embarazo pueden estar expuestos a un contenido de Pb superior al proporcionado por la madre a través de la ingesta de alimentos, dado que si la madre no tiene un aporte suficiente de calcio a través de la dieta, se puede liberar el almacenado en sus huesos junto con el Pb dando lugar a una exposición adicional a éste tanto para el feto como para la madre (BfR, 2011).

En lo que respecta a la carcinogenicidad, los estudios llevados a cabo han mostrado que concentraciones elevadas de Pb pueden inducir tumores en roedores (EFSA, 2010). En el caso de los humanos, el Pb se ha clasificado como probablemente carcinogénico (Grupo 2A) en base a la evidencia limitada de carcinogenicidad en humanos y la evidencia suficiente en animales (IARC, 2006). Por otro lado, los datos de genotoxicidad indican que el Pb puede ser una genotoxina indirecta débil. No obstante se considera, en general, que es poco probable que la exposición al Pb a través de los alimentos represente un riesgo de cáncer significativo.

Presencia de plomo en la carne de caza

En la caza de aves acuáticas la munición de Pb ha empezado a ser sustituida por otros tipos de munición dado que numerosos estudios han puesto de manifiesto que la intoxicación por este elemento es responsable de una creciente mortalidad de este tipo de aves, debido a la ingestión por éstas de perdigones procedentes de las actividades de la caza y el tiro deportivo. En España, el Real Decreto 581/2001 prohíbe la tenencia y el uso de munición que contenga Pb durante el ejercicio de la caza y el tiro deportivo, cuando estas actividades se ejerzan en zonas húmedas del territorio español que estén incluidas en la Lista del Convenio relativo a Humedales de Importancia Internacional. La referida prohibición alcanza también a las zonas húmedas que sean objeto de protección conforme a cualquiera de las figuras de espacios naturales protegidos legalmente establecidas.

No obstante, la munición de Pb se sigue empleando en muchos países para otro tipo de caza mayor y menor. Por otro lado, diversos autores indican que, debido al uso de este tipo de munición, la carne de caza puede contener cantidades variables de Pb en forma de pequeños fragmentos, dado que esta munición tiende a fragmentarse cuando impacta contra la presa dispersándose a lo largo de la herida y alojándose en los tejidos. Estos fragmentos pueden constituir una fuente de exposición dietética al Pb para los consumidores de este tipo de carne, como es el caso de los cazadores y sus familias, pudiendo suponer además un riesgo para su salud (Johansen et al., 2001) (Haldimann et al., 2002) (Bjerregaard et al., 2004) (Hunt et al., 2009) (Mateo et al., 2011). Esta exposición dietética al Pb depende de diversos factores como son la frecuencia y cantidad de carne consumida, el grado de fragmentación y trayectoria de la munición utilizada, el cuidado con que se elimina la carne alrededor de la herida o los tratamientos culinarios a los que se someta la carne, dado que un tratamiento ácido de la carne puede facilitar la disolución del Pb (Hunt et al., 2009). Algunos de estos factores se analizan a continuación.

1. Contenido de plomo en carne de caza (factores determinantes)

Número de perdigones o fragmentos de plomo

La contaminación de la carne de caza como consecuencia de la fragmentación del Pb contenido en la munición utilizada se ha puesto de manifiesto en numerosos estudios. La concentración de Pb está relacionada con el número de perdigones y/o fragmentos en la carne o vísceras. Cuanto mayor sea éste mayor suele ser la concentración de Pb en las muestras analizadas.

Falandysz (1994) ya lo demostró en piezas de caza mayor capturadas entre 1987 y 1991 en el norte de Polonia. Este hecho se ha confirmado posteriormente en otros países y en otras especies de caza mayor (Tsuji et al., 2009) (Knott et al., 2010) y en aves (Pain et al., 2010). En España, Mateo et al.

(2011) han estudiado el contenido y fragmentación del Pb en perdices rojas, encontrando que las muestras con perdigones o pequeños fragmentos de metal mostraron un mayor contenido de Pb que aquellas en las que no se detectaron perdigones o fragmentos. En el caso de las aves, las elevadas concentraciones de Pb detectadas pueden tener como origen otras fuentes distintas de los perdigones utilizados para cazarlas como puede ser la ingesta de perdigones (Kreager et al., 2008) o la presencia de otras fuentes locales de exposición al Pb. No obstante, estas posibles contribuciones parecen ser pequeñas dado que, generalmente, en las aves las mayores concentraciones de plomo de otro origen se localizan en los huesos y en tejidos (hígado y riñón) mientras que las concentraciones más bajas se encuentran en músculo y grasa, que son los tejidos que se consumen y utilizan en estos estudios (Pain et al., 2010).

Influencia del cocinado

La influencia del cocinado sobre la concentración final de Pb en la carne consumida se ha demostrado en diferentes estudios. Los animales de caza menor (principalmente perdices, conejos y codornices) se cocinan a menudo con vinagre (escabeche), habiéndose puesto de manifiesto que este tipo de cocinado puede incrementar la transferencia de Pb procedente de los residuos de munición alojada en la carne (Mateo et al., 2007). Así, algunos estudios ponen de manifiesto que las partículas metálicas de Pb presentes en la carne de caza pueden ser disueltas dando lugar a que las sales de Pb solubles generadas contaminen partes de la carne que de lo contrario estarían libres del metal. Además, estas sales pueden ser más biodisponibles, e implican un riesgo mayor que las partículas metálicas de Pb (Mateo et al., 2007) (Pain et al., 2010). En este sentido, se destaca el estudio realizado por Mateo et al. (2011) basado en una simulación *in vitro* para comparar la bioaccesibilidad de los residuos de la munición de Pb presente en la carne de perdices rojas cocinadas mediante diferentes recetas (vinagre, vino blanco) con el objeto de proporcionar a los consumidores de carne de caza información sobre como reducir su exposición al plomo mediante cambios en las prácticas de cocinado. La conclusión de este estudio fue que el cocinado de la carne de caza menor en condiciones ácidas (escabeche) aumenta la concentración final de Pb en las carnes consumidas y su bioaccesibilidad.

Biodisponibilidad del plomo presente en la carne de caza

Como se ha visto anteriormente la biodisponibilidad del Pb presente en la carne de caza menor aumenta con algunos tratamientos culinarios. Sin embargo, hay datos que indican que la biodisponibilidad del Pb en la carne de caza mayor es elevada, aunque no se someta a dichos tratamientos. En este sentido, Hunt et al. (2009) determinaron la incidencia y biodisponibilidad de los fragmentos de Pb presentes en carne de ciervo. Una prueba más de la biodisponibilidad del Pb presente en la carne de caza es la asociación entre el consumo de carne de caza y los niveles de plomo en sangre que se ha demostrado en numerosos estudios (Lévesque et al., 2003) (CDC, 2005) (Tsuji et al., 2008a, 2008b) (Hunt et al., 2009) (Iqbal et al., 2009). En todos ellos se puso de manifiesto que las concentraciones de Pb en sangre fueron siempre mayores en los individuos que consumían carne de caza respecto a las personas no consumidoras. Sin embargo, algunos estudios indican, por el contrario, que el consumo frecuente de carne de caza silvestre no tiene un efecto significativo sobre las concentraciones de Pb en sangre (Haldimann et al., 2002).

2. Plomo en carne de caza y consecuencias para la salud

Las consecuencias negativas que la presencia de Pb en carne de caza pueda tener sobre la salud de los consumidores son evidentes, tanto desde el punto de vista agudo como crónico. Carey (1977) y Reddy (1985) ya describieron la acumulación de fragmentos de Pb en el apéndice de poblaciones indígenas de Canadá, sometidas a una intervención de apendicectomía. Durlach et al. (1986) publicaron un caso de intoxicación aguda por Pb en un granjero que consumía regularmente carne de caza y al que se extrajeron 29 fragmentos de Pb del colon y el apéndice. La concentración plasmática de Pb en dicho paciente fue de 674 $\mu\text{g/l}$. Otro caso publicado por Gustavsson y Gerhardson (2005) atribuye una intoxicación aguda (contenido de Pb en sangre de 550 $\mu\text{g/l}$) al consumo de carne de caza en un varón de 45 años en el que se encontró un solo fragmento de Pb en el tracto gastrointestinal. Mincheff (2004) describe el caso de un niño de 9 años con dolor abdominal y una concentración de Pb en sangre de 16 $\mu\text{g/dl}$, al que se extirpó el apéndice y donde se encontró un fragmento de Pb que se constató procedía del consumo de carne de caza con fragmentos de bala.

Hay que destacar el hecho de que la presencia de fragmentos de Pb en el tracto gastrointestinal también podría ser una fuente de exposición crónica (Madsen et al., 1988). En la actualidad, el consumo de carne de caza silvestre que contiene concentraciones elevadas de Pb se considera también como una fuente de exposición importante, especialmente en algunos subgrupos de población (cazadores y familiares, niños, etc.) con posibles consecuencias para la salud, teniendo en cuenta los avances en el conocimiento de la toxicidad de este metal (Johansen et al., 2001) (Haldimann et al., 2002) (Bjerregaard et al., 2004) (Hunt et al., 2009) (EFSA, 2010) (Knott et al., 2010) (Pain et al., 2010) (Tsuji et al., 2009) (Mateo et al., 2011) (Sevillano et al., 2011) (Taggart et al., 2011). Por el contrario, Jarzynska y Falandysz (2011) encuentran que las concentraciones de Pb en músculo, hígado y riñón de ciervos estaría por debajo de los límites establecidos por la Unión Europea (UE, 2006) y sólo un 5% de las muestras de músculo superarían los 0,1 mg/kg peso fresco, en principio atribuible al uso de munición con Pb. De acuerdo con las concentraciones de Pb encontradas en dicho estudio y asumiendo un consumo de 50-100 g/día de músculo, hígado o riñón, concluyen que el consumo de carne de caza (ciervo) no tendría consecuencias para la salud.

3. Control de la presencia de plomo en caza silvestre en la Unión Europea

El Reglamento (CE) N° 853/2004 (UE, 2004), por el que se establecen normas específicas de higiene de los alimentos de origen animal, no es de aplicación al suministro directo por parte de los cazadores de pequeñas cantidades de caza silvestre o de carne de caza silvestre al consumidor final o a establecimientos locales de venta al por menor que suministran directamente al consumidor final.

Por otro lado, la caza silvestre sí está incluida en el ámbito de aplicación de la Directiva 96/23/CE (UE, 1996) que exige que los Estados miembros implementen planes nacionales de vigilancia de residuos en animales y sus productos y establece los residuos a determinar y las especies a muestrear. Dentro de estos planes, los metales pesados deben muestrearse en tejidos de animales de las especies bovina, ovina, caprina, porcina y equina y también en aves de corral, animales de acuicultura, leche, carne de conejo, carne de caza de cría, carne de caza silvestre y miel.

Por su parte, la Decisión 97/747/CE (UE, 1997) fija los niveles y frecuencias de muestreo en carne de caza silvestre. Las muestras se toman en el establecimiento de manipulación de caza o en el lugar de

la caza y se establece el número mínimo de muestras que se tomen cada año para analizar residuos de elementos químicos.

En España, el Plan Nacional de Investigación de Residuos (PNIR) está regulado por el Real Decreto 1749/1998 que establecen las medidas de control aplicables a determinadas sustancias y sus residuos en los animales vivos y sus productos y recoge los criterios de la Directiva 96/23/CE y de la Decisión 97/747/CE.

El PNIR contempla un muestreo dirigido en el que las muestras se toman con el objetivo de detectar un tratamiento ilegal o de controlar el cumplimiento de los límites máximos de residuos de medicamentos veterinarios o los niveles máximos de plaguicidas o contaminantes. Este muestreo se dirige a los animales cuyas características, incluidas especie, género y edad, hacen que la probabilidad de encontrar residuos sea más alta. Este enfoque es diferente de un muestreo aleatorio, donde el objetivo es reunir datos estadísticamente significativos, por ejemplo para evaluar la exposición del consumidor a una sustancia específica.

Además, se hace un muestreo de sospechosos con muestras tomadas como consecuencia de un incumplimiento de la legislación o de la sospecha de un tratamiento ilegal, de no haberse respetado los tiempos de espera de medicamentos veterinarios o en otras actuaciones de los agentes de control oficial.

De acuerdo con la Directiva 96/23/CE, los Estados miembros deben proporcionar anualmente información sobre los resultados de sus planes de control de residuos a la Comisión Europea y ésta debe informar a los Estados miembros del desarrollo de los planes de control de residuos en la Unión Europea. Por ello, se publican resúmenes anuales de los resultados en la página web de la Dirección General de Sanidad y Protección de los Consumidores (DG SANCO, 2012). Sin embargo, esta información sólo recoge el número de incumplimientos respecto a la legislación, sin aportar datos de las cantidades detectadas en cada muestra.

Al no existir límites máximos de elementos químicos en caza silvestre, cabe suponer que el criterio aplicado por los Estados miembros de la Unión Europea para informar de incumplimientos en carne de caza pueda ser el existente para carne (músculo) y para despojos de bovinos, ovinos, cerdos y aves de corral (0,10 y 0,50 mg/kg peso fresco respectivamente en el caso del Pb). En otros casos, de acuerdo con la información disponible, parece utilizarse un nivel de acción de 0,30 mg Pb/kg peso fresco (República Checa).

En el periodo 2005-2010 el número de incumplimientos acumulados respecto a Pb es claramente mayor en la caza silvestre respecto a otros grupos. Algunos países con una producción importante de caza silvestre como Alemania y Francia, no han detectado incumplimientos respecto a la presencia de Pb en carne de caza silvestre en este periodo. En España, del total de 18 incumplimientos respecto a presencia de Pb en el periodo 2005-2010 únicamente dos muestras, analizadas en 2010, correspondían a carne de caza.

La información disponible en los informes de la Comisión Europea no recoge las concentraciones de plomo detectadas. Únicamente en el caso de algunos países se mencionan en los informes las concentraciones concretas o intervalos de concentraciones detectadas entre 2005 y 2009. En algunas muestras se llegan a detectar contenidos de Pb de 282 mg/kg peso fresco (Tabla 3).

Tabla 3. Concentraciones de plomo en muestras de caza silvestre con incumplimientos reportadas en los informes de los planes nacionales de residuos en el periodo 2005-2009

Año y concentración (mg/kg peso fresco)	Grupo	País
2009		
0,74	Músculo de ciervo	Austria
1,08	Músculo de ciervo	Austria
48,00	Músculo de ciervo	República Checa
3,14	Caza silvestre	Irlanda
0,515 a 0,778	Hígado	Letonia
0,566 a 3,12	Riñón	Letonia
0,11 a 0,92	Músculo	Letonia
2008		
0.45-208,99	Músculo de ciervo, rebeco, liebre y jabalí	Austria
5,72	Músculo	Irlanda
2007		
0,78 a 6.95	Músculo de ciervo, liebre y jabalí	Austria
2006		
0,59 a 6,17	Músculo de gamo y jabalí	Austria
0,4 a 9,9	Aves silvestres	Dinamarca
78	Ciervo	Dinamarca
0,68	Músculo	Rumania
0,76	Músculo	Rumania
1,64	Músculo	Rumania
0,32	Músculo	Rumania
0,68	Músculo	Rumania
75,21	Músculo	Rumania
0,13	Músculo	Eslovenia
0,27	Músculo	Eslovenia
0,31	Músculo	Eslovenia
1,7	Músculo	Eslovenia
3,6	Músculo	Eslovenia
6	Músculo	Eslovenia
24	Músculo	Eslovenia
1,6	Músculo de perdíz	Reino Unido
2005		
1,2 a 282	Músculo de ciervo, rebeco y jabalí	Austria
0,92	Músculo	Eslovenia
1,51	Músculo	Eslovenia
1,92	Músculo	Eslovenia

Aunque el número de incumplimientos en carne de caza detectados en España es reducido, el número de muestras que se toman cada año también es limitado (Tabla 4) por lo que no se puede despreciar, basándose en estos datos parciales, el riesgo que la eventual presencia de Pb presenta para los consumidores frecuentes de carne y derivados de caza silvestre. Además, en general, estas muestras no proceden de piezas destinadas a autoconsumo o para el suministro directo por parte de los cazadores de pequeñas cantidades de caza silvestre o de carne de caza silvestre al consumidor final o a establecimientos locales de venta al por menor que suministran directamente al consumidor final sino de piezas de caza mayor enviadas a establecimientos de manipulación de caza para realizar la inspección *postmortem* incluyendo los controles de presencia de triquina, de enfermedades infecciosas, etc.

Tabla 4. Muestras de caza silvestre analizadas en España en el muestreo dirigido de elementos químicos en el periodo 2005-2009

Año	Nº muestras
2005	35
2006	43
2007	40
2008	40
2009	55

4. Estudios sobre la presencia de plomo en carne de caza

Además de los controles oficiales que se hacen en la Unión Europea y recogidos en el apartado anterior, son muchos los estudios realizados en los que se ha determinado la concentración de Pb en músculo y vísceras de caza mayor y menor. En la Tabla siguiente se muestra un resumen de los resultados.

Tabla 5. Contenido de Pb en muestras de caza silvestre analizadas en distintos estudios

Especie	Contenido de Pb expresado en mg/kg peso fresco, salvo indicación expresa	Referencia
Jabalí, corzo y ciervo	Músculo: 0,078-0,180 mg/kg Hígado: 0,090-0,240 mg/kg Riñón: 0,080-0,360 mg/kg	(Falandysz, 1994) (Polonia)
Corzo, gamo, ciervo, faisán, pato salvaje, liebre	Músculo: 0,08-1,1 mg/kg Hígado: 0,16 mg/kg Riñón: <0,05-0,33 mg/kg	(Doganoc y Gacnik, 1995) (Eslovenia)
Aves (pavo, faisán, perdiz)	Hígado: 6-25 mg/kg En "perdiz de chukar" hasta 7.766 mg/kg	(Kreager et al., 2008) (Canadá)
Ciervo y jabalí	Riñón: 0,056-11,60 mg/kg Hígado: 0,061-0,202 mg/kg Músculo: 1,04-3,38 mg/kg	(Bilandzic et al., 2009) (Croacia)
Ciervo y caribú	Ciervo (músculo e hígado): 23-1.243 mg/kg (valores puntuales) Caribú: 1-5.726 mg/kg (valores puntuales)	(Tsuji et al., 2009) (Canadá)
Faisán, perdiz, paloma, torcaz, urogallo, becada, pato real	0,43-3,4 mg/kg (intervalo de valores medios para las diferentes especies incluidas en el estudio)	(Pain et al., 2010) (Reino Unido)
Ciervo	Musculo: 0,18 mg/kg (peso seco) Hígado: 0,17 mg/kg Riñón: 0,30 mg/kg (peso seco)	(Jarzynska et al., 2011) (Polonia)
Sin especificar	3,153 mg/kg Max: 867 mg/kg	(EFSA, 2010)
Perdiz	2,55 mg/kg	(Mateo et al., 2011) (España)
Ciervo y jabalí	Ciervo (n=88): 0,322 mg/kg Jabalí (n=40): 1,357 mg/kg Todos (n=128): 0,645 mg/kg (media ponderada)	(Taggart et al., 2011) (Ciudad Real, España)
Ciervo y jabalí	Ciervo (n= 61): 0,326 mg/kg Jabalí (n=64): 1,291 mg/kg	(Sevillano Morales et al., 2011) (Córdoba, España)

En los datos de control oficial en Europa, los resultados cuantitativos son limitados, lo que unido a las especiales características en el diseño de esos controles no permite conocer con exactitud el contenido de Pb en carne de caza.

En cuanto a otros estudios (Tabla 5) se observa que, en general, las concentraciones de Pb son superiores a los límites establecidos tanto en ejemplares de caza mayor como menor. También destaca el hecho de que hay diferencias muy grandes entre muestras, probablemente por la influencia de los factores detallados anteriormente que condicionan la desigual distribución del Pb, incluso en un mismo ejemplar. Además, como el número de ejemplares muestreados en algunos estudios no es muy representativo, resulta difícil hacer una estimación del contenido medio de Pb en la carne de caza. Probablemente los resultados más fiables para el conjunto de Europa, sean los recogidos en el informe de EFSA (2010) donde, aunque no existe información detallada de las especies muestreadas, se han utilizado 2.500 resultados procedentes de 19 Estados miembros (sin datos de España).

En cuanto a España, en los últimos años, se han hecho estudios sobre contenido de Pb en ejemplares de caza mayor y menor. En caza mayor, Taggart et al. (2011) han analizado el contenido de Pb en músculo de 88 ciervos y 42 jabalíes abatidos con munición de Pb en monterías celebradas en la provincia de Ciudad Real en el periodo 2005-2006. El contenido medio en músculo de ciervo fue de 0,322 mg Pb/kg (n=88) y en el caso de jabalíes (excluyendo los valores extremos) de 1,357 mg Pb/kg (n=40). Aunque todos los animales fueron cazados con munición de plomo, las piezas abatidas en la "zona minera" tuvieron siempre mayor concentración de Pb respecto a la "zona control". Así, por ejemplo, la concentración media para jabalí de la zona minera fue de 1,77 mg Pb/kg frente a los 0,266 mg Pb/kg para ejemplares capturados en la zona control. Considerando en su conjunto todas las muestras analizadas (excluyendo los valores extremos), el contenido medio de Pb fue de 0,645 mg/kg (n=128).

En otro estudio similar, Sevillano Morales et al. (2011) han determinado el Pb en músculo de ejemplares de ciervo (n=61) y jabalí (n=64) abatidos durante el periodo 2003-2006 en diferentes áreas de la provincia de Córdoba. La concentración media en músculo de ciervo fue de 0,326 mg Pb/kg y de 1,291 mg Pb/kg en jabalí. Estos resultados son muy similares a los encontrados en la provincia de Ciudad Real por Taggart et al. (2011).

En caza menor, Mateo et al. (2011) han publicado los resultados de un estudio de contenido en Pb en 64 perdices capturadas en la provincia de Albacete. La presencia de perdigones se confirmó por rayos-X, detectándose en 56 de los ejemplares analizados, con una media de 4,2 perdigones por ejemplar. La concentración media fue de 2,55 mg Pb/kg (n=128), ya que se analizaron las dos pechugas de cada ejemplar. Pain et al. (2010) encuentran en perdices valores medios de 1,12 mg Pb/kg (n=26).

Si analizamos los resultados recogidos en la Tabla 5 vemos como las concentraciones medias de Pb son siempre mayores en aves que en especies de caza mayor, situación que se repite en los datos disponibles de España. Es lógico si consideramos el tipo de munición empleada en ambos casos, ya que en caza menor se utilizan cartuchos con perdigones, con lo que la contaminación de la carne del ejemplar es mayor, por una afectación general de la pieza por la munición empleada. En caza mayor se utilizan balas con lo que la dispersión en el cuerpo del animal es más limitada respecto al uso de perdigones. No obstante, en algunos ejemplares de caza mayor es donde se detectan los mayores valores extremos.

En cuanto a los datos de EFSA (2010), la concentración media estimada (3,15 mg Pb/kg peso fresco) es bastante superior a la encontrada en nuestro país, aunque desconocemos la identidad de las especies incluidas en el estudio de EFSA, por lo que es difícil interpretar a qué se deben esas diferencias.

En resumen, el contenido en Pb en las muestras analizadas en España que vamos a utilizar en la evaluación sería de 2,55 mg Pb/kg (n=128) para perdices (Mateo et al., 2011). En el caso de ciervo y jabalí, disponemos de datos de dos trabajos (Sevillano Morales et al., 2011) (Taggart et al., 2011) que son muy similares. Considerando en su conjunto los resultados de ambos estudios tendríamos:

- a) Ciervo (n=149): 0,323 mg Pb/kg peso fresco.
- b) Jabalí (n= 104): 1,316 mg Pb/kg peso fresco.

Hay que destacar el hecho de que sólo disponemos de resultados para tres especies de caza silvestre y no tenemos ninguna información sobre otras especies, que también son objeto de caza y consumo por la población española.

Evaluación del riesgo asociado a la presencia de plomo en la carne de caza

1. Evaluación de la exposición

Consumo de carne de caza

Haldimann et al. (2002) consideran un consumo de 50 g/día (basados en el consumo de 2,2 raciones semana y 159 g/ración). Jarzyska y Falandysz (2011) consideran, igualmente, un consumo de 50-100 g/día de carne de ciervo para hacer sus estimaciones de riesgo. Kosnett (2009) considera en sus estimaciones un consumo de 2-5 raciones/semana (141 g/ración para adulto y 100 g/ración para niños de 3 a 5 años), lo que supone la ingesta de 40-100 g/día para un adulto y 14,3-71,4 g/día para los niños.

Iqbal et al. (2009) hicieron una encuesta a 742 personas (2-92 años) en Dakota del Norte (EE UU) de las que el 80,8% manifestaron consumir carne de animales silvestres, en el 98,8% de los casos procedente de caza. El 47,3% consumía carne de venado de 1 a 3 veces/semana y en el 90,3% de los casos las raciones eran de unos 57 g, lo que supone un consumo de 8,14-24,42 g/día. Para "otra carne de caza" el 70,2% la consumía <1 vez/semana y en caso de consumo la ración era igualmente de unos 57 g. Eso supone (considerando un consumo de 1 vez/semana) 8,14 g/día y el mismo valor se obtuvo para aves de caza. Eso significa que, considerada en su conjunto la carne de caza, el consumo medio diario sería de 24,42-40,7 g/día.

En el estudio de EFSA (2010), se asume un consumo semanal de carne de caza de 200 g, lo que corresponde a 28 g/día, en el caso de dietas especiales, es decir población consumidora de carne de caza. En cuanto a población general, destacar que la carne de caza representa como mucho un consumo del 0,2% (SAF) respecto al total de carnes.

En España, según la Encuesta Nacional de Ingesta Dietética Española (ENIDE) de la AESAN (2011), el consumo medio de carne de caza mayor en España es de $0,18 \pm 4,77$ g/persona/día, mientras que en el caso de las perdices y codornices es de $0,31 \pm 5,50$ g/persona/día y $3,24 \pm 16,81$ g/persona/día en el caso de los conejos. No obstante, en el caso de perdices, codornices y conejos, la encuesta de consumo no distingue entre animales de cría o silvestres. Para el grupo de "solo consumidores" los consumos recogidos en dicha encuesta son: $45,69 \pm 62,66$ g/persona/día (caza mayor), $65,60 \pm 48,54$ g/persona/día (perdiz, codorniz) y $59,6 \pm 43,01$ g/persona/día (conejo). También habría que considerar la posibilidad de consumo de carne de caza en derivados cárnicos (patés, cecina, salchichón, etc.) sobre los que no existe información. De cualquier forma la información recogida en la encuesta ENIDE no incluye a niños ni recoge información específica de subgrupos (por ejemplo, embarazadas).

Si consideramos estrictamente los datos de ENIDE y sumando la aportación de los distintos grupos de alimentos tendríamos:

- a) Población general (adultos): consumo medio 3,73 g/persona/día.
- b) "Solo consumidores" (adultos): consumo medio 170,89 g/persona/día.

Hay que tener en cuenta que en la encuesta ENIDE el porcentaje de consumidores de carne de caza es muy bajo (0,4% para la carne de caza, 0,47% para perdiz y codorniz y 5,43% para conejo). De hecho, los datos de consumo para caza mayor corresponden a 12 personas, los de perdiz y codorniz a 14 personas y los de conejo a 163 personas (aunque en este último caso es muy probable que la mayor parte sean animales de granja). Por ello, los datos de consumo que se recogen en la encuesta son, a nuestro entender, poco representativos del consumo real de carne de caza por la población española.

Sevillano Morales et al. (2011) hicieron una encuesta en Andalucía sobre consumo de carne de caza mayor en un periodo de 12 meses. De 301 personas encuestadas 199 declararon consumir carne de caza (ciervo y jabalí). El 15% de los consumidores comían sólo ciervo y el 14% sólo jabalí, mientras que el 71% consumía ambas carnes. Considerando el grupo más representativo de población (consumidores de ambos tipos de carne, 71%) los consumos distinguiendo a los consumidores "cazadores" y "no cazadores" se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Consumo de caza silvestre (ciervo y jabalí) en una encuesta realizada en Andalucía (n=199)		
	Consumo de ciervo/jabalí (g/persona/día)	
	Cazadores	No cazadores
Media	12,5/10,46	7,81/4,27
Máximo	73,1/82,2	137/13,69
P95	53,2/43,59	17,45/13,69
Mínimo	1,83/1,83	0,35/0,35
Consumo medio (ciervo+jabalí)	22,96	12,08
Consumo P95 (ciervo+jabalí)	96,79	31,14

Fuente: (Sevillano Morales et al., 2011).

Los consumos calculados por Sevillano Morales et al. (2011) son inferiores a los que se recogen en la encuesta ENIDE (AESAN, 2011) para carne de caza mayor, aunque teniendo en cuenta el número de encuestados parece razonable asumir como más fiables los datos de estos autores. De nuevo nos encontramos con información incompleta, ya que los datos se refieren exclusivamente a caza mayor (ciervo y jabalí) que, aún siendo las dos especies más consumidas, no son las únicas. Tampoco tenemos información sobre el consumo de caza menor, aunque si asumimos que el consumo de perdiz, codorniz y conejo (carne de caza menor) puede ser parecido al calculado para la caza mayor, el consumo medio total estaría alrededor de 45-50 g/persona/día, que está en el rango calculado por otros autores (Tabla 7).

Tabla 7. Consumo de carne caza según distintas fuentes

Referencia	Consumo de carne de caza (g/persona/día)
(Haldimann et al., 2002)	50
(Jarzynska y Falandysz, 2011)	50-100
(Kosnett, 2009)	40-100
(Iqbal et al., 2009)*	24,4-40,7
(EFSA, 2010)	28
ENIDE (AESAN, 2011)	170,89
(Sevillano Morales et al., 2011)*	45-50

*Datos considerados más fiables por la representatividad de la encuesta realizada.

Estimación de la "Dosis de exposición" o "Ingesta Diaria Estimada"

Considerando un consumo medio de 50 g/persona/día y un contenido en Pb en las muestras analizadas en España de 2,55 mg Pb/kg (n=128) en perdiges, 0,323 mg Pb/kg en ciervo (n=149) y de 1,316 mg Pb/kg en jabalí (n=104), el cálculo de la ingesta media diaria de Pb por consumo de carne de caza puede abordarse según distintos supuestos.

- a) Una opción sería calcular la media ponderada de los tres resultados disponibles (ciervo, jabalí y perdiz) en función del número de muestras en cada caso y la concentración de Pb. De esta forma la concentración media para el conjunto de la carne de caza sería de 1,34 mg Pb/kg (asumiendo que ciervo, jabalí y aves se consumen en la misma proporción).

En este supuesto la ingesta diaria de Pb por consumo de carne de caza sería de 0,05 kg/día x 1,34 mg/kg = 0,067 mg Pb/persona/día, lo que equivale a 67 µg Pb/persona/día (1,12 µg Pb/kg p.c./día, para un adulto de 60 kg de peso corporal).

- b) Una segunda opción sería considerar el contenido de Pb en cada uno de los tres tipos de carne de caza y el porcentaje del consumo total que corresponde a cada uno de ellos. No disponemos de datos en España para hacer esta estimación, ya que en la encuesta ENIDE no se especifica lo que corresponde a carne de caza en el grupo de aves y conejo. Si tomamos en consideración los datos de Iqbal et al. (2009) en cuanto a la proporción en que se consume la carne de ciervo, jabalí y otras (aves), en el peor de los casos, según los resultados de dicho autor, la proporción es de 3:1:1 (ciervo: jabalí: aves) y en nuestro caso correspondería aproximadamente a 30 g ciervo: 10 g jabalí: 10 g aves. En este supuesto la ingesta diaria sería:

- Ciervo: 0,030 kg/día x 0,323 mg/kg = 0,0097 mg/día.
- Jabalí: 0,010 kg/día x 1,316 mg/kg = 0,013 mg/día.
- Aves: 0,010 kg/día x 2,55 mg/kg = 0,025 mg/día.

Lo que supone una ingesta diaria de Pb de 0,0097 + 0,013 + 0,025 = 0,048 mg/persona/día (48 µg Pb/persona/día) que equivale a 0,8 µg Pb/kg p.c./día, para un adulto de 60 kg de peso corporal.

En resumen, la ingesta diaria de Pb por consumo de carne de caza podría estimarse en 48-67 µg Pb/día (0,8-1,12 µg Pb/kg p.c./día, para un adulto de 60 kg de peso corporal).

En España, la ingesta de Pb a través de la dieta (excluyendo el consumo de carne de caza) ha sido objeto de estudio en varias regiones. Los resultados obtenidos indican que pueden consumirse entre 28,4 y 574 $\mu\text{g Pb/persona/día}$ (Cuadrado et al., 1995) (Falcó et al., 2005), con una media de 48 $\mu\text{g Pb/persona/día}$ (Rubio et al., 2004).

2. Caracterización del riesgo

En la encuesta ENIDE hay pocos datos sobre "solo consumidores de carne de caza". De hecho, de los 3.000 encuestados el porcentaje de "consumidores de carne de caza" es mínimo (0,4% para la carne de caza, 0,47% para perdiz y codorniz y 5,43% para carne de conejo, aunque aquí se desconoce si es carne de caza o de granja), por lo que si además consideramos la contribución de la carne de caza a la ingesta diaria de Pb por consumo de carne y derivados (Tabla 1), es obvio que el consumo de carne de caza no supone ningún problema para la población general. No obstante en los consumidores de este tipo de carne no se podría descartar la aparición de efectos negativos. Según EFSA (2010) la exposición dietética a Pb, considerando todos los alimentos, es de 0,36-1,24 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$ para la población general europea (peso corporal medio: 60 kg) y de 0,73-2,43 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$ para consumidores extremos. En el caso de dietas especiales, como los consumidores de carne de caza, la ingesta diaria puede llegar a 1,98-2,44 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$, lo que supone un considerable incremento respecto a la dieta base. Sobre un consumo diario de 28 g de carne de caza EFSA (2010) estima el aporte diario por esta razón en 1,47 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$. **En España y según nuestros datos, el incremento por consumo de carne de caza sería de 0,8-1,12 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$ lo que nos coloca en una situación prácticamente idéntica.**

Hasta muy recientemente, la PTWI aceptada para el Pb (OMS, 2000) era de 25 $\mu\text{g Pb/kg p.c./semana}$, lo que corresponde a una ingesta diaria de 3,6 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$. De acuerdo con este criterio y considerando la ingesta dietética media en Europa (EFSA, 2010) de 0,36-1,24 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$, **en España, con el aporte de la carne de caza la ingesta podría oscilar entre 1,16 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$ (32,2% de la PTWI) y 2,36 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$ (65,5% de la PTWI)** y para consumidores extremos podría llegar a 3,56 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$ (98,9% de la PTWI). Sin embargo, en la actualidad esta aproximación no se considera válida. En el año 2010, el Panel de Contaminantes en la Cadena Alimentaria (CONTAM) de EFSA identificó como efectos críticos para la evaluación del riesgo por exposición al Pb la neurotoxicidad sobre el desarrollo en niños y los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad en adultos (EFSA, 2010). Igualmente concluyó que la PTWI vigente hasta entonces de 25 $\mu\text{g Pb/kg p.c./semana}$ (3,6 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$) ya no puede considerarse apropiada puesto que no se ha podido evidenciar la existencia de un umbral para los efectos críticos inducidos por el Pb. El Panel CONTAM consideró que una aproximación más correcta para la evaluación del riesgo en el caso del Pb era utilizar el Margen de Exposición (MOE). La mayor información de la exposición humana al Pb y de los efectos tóxicos derivados se obtiene con la medida de los contenidos de Pb en sangre. Por ello, a partir de las concentraciones de Pb en sangre ($\mu\text{g/l}$) observadas en estudios dosis-respuesta de efectos crónicos en humanos se calculó la "benchmark dose" con el límite de confianza más bajo (BMDL) como punto de referencia para la caracterización de los efectos críticos y se convirtió a valores de ingesta diaria de Pb ($\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$) que fueron para neurotoxicidad en el desarrollo (niños 1-3 años de edad) BMDL_{01} , 12 $\mu\text{g/l}$ (0,5 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$);

efectos cardiovasculares (incremento de la presión sistólica) en adultos $BMDL_{01}$, 36 $\mu\text{g/l}$ (1,5 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$); efectos renales crónicos (filtración glomerular reducida e incremento de creatinina sérica) $BMDL_{10}$, 15 $\mu\text{g/l}$ (0,63 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$).

El $BMDL_{01}$ se define como "el límite de confianza inferior al 5% de la dosis diaria ($\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$) que produce un incremento del 1% en la aparición de un determinado efecto respecto a los controles, derivado del ajuste de un modelo matemático a los datos experimentales". En el caso del $BMDL_{10}$ el incremento considerado es del 10%.

El MOE se calcula dividiendo el BMDL para cada efecto considerado convertido en valor de ingesta entre la respectiva ingesta diaria estimada (1,16-2,36 $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$, en nuestros cálculos) (Tabla 8).

Tabla 8. Estimación de los "Márgenes de Exposición" (MOE) para consumidores de carne de caza (adultos, 60 kg)

	España		EFSA (2010)	
	Presente evaluación ^a		Consumidor medio ^b	
Ingesta diaria estimada $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$	1,16	2,36	1,98	2,44
$BMDL_{01}$ expresado en $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$	1,5	1,5	1,5	1,5
Efectos cardiovasculares				
MOE	1,29	0,63	0,76	0,61
Efectos cardiovasculares				
$BMDL_{10}$ expresado en $\mu\text{g Pb/kg p.c./día}$	0,63	0,63	0,63	0,63
Efectos renales				
MOE	0,54	0,27	0,32	0,26
Efectos renales				

^aConsumo 50 g/día y $[\text{Pb}] = 0,323, 1,316$ y $2,55$ mg/kg para ciervo, jabalí y perdiz, respectivamente. ^bConsumo 28 g/día y $[\text{Pb}] = 3,15$ mg/kg.

Como se ve en la Tabla 8, los valores obtenidos para el MOE son muy parecidos a los calculados por EFSA (2010) para los consumidores de carne de caza, en la población europea.

El Panel CONTAM (EFSA, 2010) concluye que un margen de exposición ≥ 10 sería suficiente para asegurar que no hay riesgo apreciable de efectos tóxicos significativos. Incluso, con un $\text{MOE} \geq 1$ el riesgo sería muy bajo y si el $\text{MOE} < 1$ no puede excluirse la posibilidad de que aparezcan efectos negativos en algunos consumidores.

Por consiguiente, los resultados para los datos disponibles en España y con las asunciones que se han indicado anteriormente, indican la posibilidad de ciertos riesgos para algunos consumidores con una dieta rica en carne de caza, especialmente en el caso de consumidores extremos y, en particular, para los efectos renales.

Incertidumbres

En la evaluación de la situación en España respecto a la presencia de Pb en carne de caza y las posibles medidas de gestión se han detectado algunas incertidumbres que se detallan a continuación:

1. Representatividad del muestreo. Al ser la carne de caza un alimento que no tiene establecido un límite máximo en la legislación europea, no se dispone, en general, de datos concretos sobre su contenido en Pb. En el PNIR se incluye la carne de caza, pero sólo recoge el número de incumplimientos. Ello ha obligado, en este informe, a considerar los datos publicados por algunos autores en revistas científicas. No obstante, hay que señalar que los datos disponibles corresponden exclusivamente a ejemplares de ciervo, jabalí y perdiz, mientras que la carne de caza que se consume en España incluye otras especies como pueden ser conejo, liebre, codorniz, etc. que pueden tener un consumo importante y en las que se desconoce el contenido de Pb.
2. Consumos. Aunque la última encuesta de alimentación realizada por AESAN en España (AESAN, 2011) es sin duda la más completa en cuanto a consumo de alimentos por la población española, los datos referentes a carne de caza son poco representativos. De 3.000 encuestados sólo 12 refieren consumir carne de caza mayor y en cuanto a caza menor hay un apartado de "perdiz, codorniz" en el que igualmente tan sólo 14 de los encuestados declaran consumir este tipo de carne. La carne de conejo, es consumida por 163 encuestados. Sin embargo, es obvio que la mayor parte de estos ejemplares de caza menor (perdiz, codorniz, conejo) proceden de granjas y no de caza. Por todo lo anterior, los datos de consumo de carne de caza en la encuesta ENIDE son claramente insuficientes para la evaluación solicitada. Esta circunstancia, igual que para el contenido en Pb, ha obligado a utilizar los datos de consumo encontrados en trabajos de investigación, que aunque se han obtenido de un número considerable de individuos, sólo recogen datos de consumo de carne de caza mayor, pero no de caza menor, que en España puede ser tan importante o más entre la población consumidora. Para poder hacer la evaluación hemos tenido que hacer una estimación basándonos en estudios realizados en otros países, que no necesariamente representan la situación en España.

Alternativas a la munición de plomo

Como alternativa al empleo del Pb se han empezado a utilizar otros materiales como el cobre (no tan tóxico), el acero, el bismuto o el tungsteno.

1. Acero

Los perdigones de acero son un 30% más ligeros y significativamente más duros que los de Pb. Dado que la energía terminal de un perdigón de acero es menor que en el caso del Pb se ha indicado que se puede incrementar el número de pájaros heridos en vez de muertos. Como inconvenientes se destaca que el empleo de perdigones de acero puede suponer un riesgo potencial para el medioambiente debido a su contenido en cromo que puede ser de un 27% (FERA, 2010).

2. Tungsteno

El empleo del tungsteno y sus efectos medioambientales sobre la biota del suelo y las plantas se ha evaluado. Así, cuando el polvo de tungsteno se mezcla con la tierra en cantidades superiores al 1% se produce una reducción de los componentes bacterianos, un incremento de la biomasa fúngica y la muerte de lombrices (*Eisemia foetida*) (FERA, 2010). No obstante, un estudio reciente concluyó que incluso en

el caso de densidades altas de perdigones (con contenidos superiores al 96% en tungsteno) existe poco riesgo desde el punto de vista medioambiental. Por ejemplo, *the United States Fish & Wildlife* aprobó en 2009 el uso de una aleación de tungsteno para la caza de patos (US Fish & Wildlife Service, 2009).

3. Bismuto

El bismuto se considera como otra alternativa al Pb, aunque para reducir su fragilidad requiere la adición de una pequeña cantidad de estaño. En lo que respecta a su toxicidad, los estudios experimentales llevados a cabo en ratones, con cinco perdigones alojados en la cavidad peritoneal, muestran la presencia de trazas de bismuto al cabo de cuatro y nueve semanas en los túbulos renales y en el sistema nervioso aunque sin efectos adversos. Asimismo, otro estudio basado en la administración de perdigones (compuestos de tungsteno, bismuto y estaño) por vía oral a patos de granja mostró como único efecto adverso la erosión de la molleja sin producirse alteraciones en los hábitos de consumo, anomalías desde el punto de vista fisiológico, pérdida de peso o mortalidad (FERA, 2010).

4. Cobre

El cobre, a diferencia del Pb, es un micronutriente esencial. No obstante, en cantidades elevadas puede resultar tóxico. En el caso de los mamíferos el cobre es, generalmente, no tóxico debido a que existe un eficiente mecanismo homeostático. A diferencia del caso de los mamíferos, el cobre puede ser extremadamente tóxico para la biota acuática incluyendo los peces (Flemming y Trevors, 1989).

En lo que respecta a su uso en municiones, el cobre puede estar presente en ocasiones en los perdigones como elemento traza y se utiliza para recubrir las balas de Pb. En el caso de las balas de cobre, Oltrogge (2009) indica que, aunque se expanden en el animal para facilitar su muerte, no se fragmentan tras el impacto lo que reduce su potencial riesgo de contaminación.

Fijación de un límite máximo para la carne de caza

En España, tal y como ya se ha indicado, la carne de caza es consumida frecuentemente por los cazadores y sus familias no estando restringida su ingesta sólo a la temporada de caza (agosto-febrero), puesto que las piezas cazadas pueden ser congeladas y consumidas a lo largo de todo el año. Además, la temporada de caza puede ser a menudo ampliada a la mayor parte del año en muchas regiones dado que se pueden adjudicar permisos especiales para el control de la población de conejos y jabalíes (Mateo et al., 2011). Además, en la actualidad es cada vez más frecuente que este tipo de carne se ofrezca en restaurantes, supermercados y carnicerías y a menudo se promociona como una alternativa saludable frente a los animales criados de forma intensiva en granjas (Taggart et al., 2011).

Varios estudios (Mateo et al., 2007) (Pain et al., 2010) (Taggart et al., 2011) han puesto de manifiesto las discrepancias que existen en la actualidad entre lo que se considera seguro para el consumo humano respecto a los animales de granja (pollo, ternera, cordero, etc.) y en la carne de caza silvestre. La falta de una norma específica en la Unión Europea para la carne de caza podría suponer una situación de riesgo potencial a los efectos tóxicos del Pb para los consumidores de carne de caza (Taggart et al., 2011). Estos mismos autores destacan el hecho de que la información respecto al contenido de Pb en músculo de animales de caza es escasa lo que dificulta hacer una correcta evaluación del riesgo para ese tipo de alimento.

Las normativas europeas para la seguridad alimentaria se basan en el principio de mantener los contaminantes (como sería el caso del Pb) “en las menores concentraciones posibles” de manera que no puedan ser comercializados alimentos con un contenido inaceptable de residuos (UE, 1993). Taggart et al. (2011) destacan que la caza no debe seguir considerándose una actividad minoritaria y que el Pb en la carne de caza debería ser un tema prioritario para los legisladores de acuerdo con el principio básico de la legislación europea, en materia de seguridad alimentaria, de proteger la salud de los ciudadanos, en este caso concreto cazadores, sus familiares y amigos, mujeres embarazadas o en edad fértil y niños, independientemente de la proporción que estos grupos representan frente a la población general.

Pain et al. (2010), de acuerdo con estudios realizados en el Reino Unido, también sugieren que se incluya de forma específica la carne de caza en la normativa europea.

En nuestra opinión y aunque sería una medida deseable, la fijación de límites máximos específicos para la carne de caza, no solucionaría el problema de los posibles riesgos para los consumidores de dicha carne. En primer lugar, a la falta de información sobre contenido en Pb y consumo de carne de caza hay que añadir el hecho probado de las grandes diferencias en el contenido en Pb no sólo entre especies de caza mayor y menor sino incluso dentro de un mismo ejemplar por el tipo de munición empleado, la mayor o menor fragmentación del Pb y la distancia del tejido consumido en relación al lugar exacto del impacto. En segundo lugar, porque el control oficial de dichos alimentos sería poco efectivo, ya que la mayor parte de dicha carne se consume directamente por los cazadores y familiares sin pasar por los canales de distribución habituales para otros alimentos sujetos a regulación.

Por ello, más que el establecimiento de unos límites máximos específicos para los distintos tipos de carne de caza y productos derivados de ella, pensamos que habría que hacer hincapié en otros aspectos de más fácil implantación y concretamente en recomendaciones específicas dirigidas a los consumidores de este tipo de carnes así como ciertas actuaciones por parte de la Administración.

Conclusiones y recomendaciones del Comité Científico

Conclusiones

1. Las piezas de caza mayor y menor silvestre analizadas en España muestran un contenido medio de plomo superior a los límites máximos establecidos en la UE para carnes y despojos en general (aunque en dicha normativa no se especifica la carne de caza). Dicho contenido en plomo es similar al encontrado en otros países y en el conjunto de Europa según la última evaluación de EFSA (2010).
2. El consumo de carne de caza silvestre es un hecho probado en España, si bien el consumo es más frecuente en los cazadores y sus familias, no estando restringido su consumo sólo a la temporada de caza (agosto-febrero), puesto que las piezas cazadas pueden ser congeladas y consumidas a lo largo de todo el año. No obstante, no se debe despreciar el consumo en establecimientos de restauración así como el de productos derivados de dicha carne (salchichón, paté, etc.) por parte de la población general.
3. Según se desprende de los datos disponibles en España respecto al contenido de plomo en carne de caza y el consumo que se hace de dicha carne por la población española, la situación es prácticamente idéntica a la descrita por EFSA para el conjunto de la población europea, no pudiendo

descartarse la aparición de efectos negativos en población adulta que siga una dieta rica en carne de caza.

4. En cuanto a la posibles medidas de gestión que puedan tomarse respecto a la carne de caza silvestre, la posibilidad de fijar límites máximos específicos para la carne de caza, no parece una solución adecuada debido, en primer lugar, a las grandes diferencias en el contenido en plomo en la carne de caza (incluso dentro de un mismo ejemplar) y en segundo lugar porque el control oficial de dichos alimentos sería poco efectivo, ya que la mayor parte de dicha carne se consume directamente por los cazadores y familiares sin pasar por los canales de distribución habituales para otros alimentos sujetos a regulación.
5. En opinión de este Comité, a la vista de la situación en España, la medida más adecuada en relación al consumo de carne de caza silvestre contaminada con plomo, como resultado de la utilización de munición de plomo, sería hacer recomendaciones específicas de consumo y preparación de los alimentos dirigidas a los grupos de población que consumen este tipo de carne, para reducir al máximo el riesgo de efectos tóxicos así como promover la sustitución y/o prohibición de la munición de plomo a favor de otras alternativas existentes.

Recomendaciones

Distintas organizaciones así como diversos autores han formulado recomendaciones relativas al consumo de este tipo de carne (CDPHE, 2008) (Tsuji et al., 2009) (BfR, 2010) (CDEP, 2011), con las que estamos totalmente de acuerdo.

Asimismo, el Reglamento (CE) N° 853/2004 establece que con el fin de preservar determinadas tradiciones cinegéticas sin menoscabar la inocuidad de los alimentos, conviene prever una formación destinada a los cazadores que pongan en el mercado animales de caza silvestre destinados al consumo humano. En este sentido, se indica que deberá impartirse formación entre otras, en fuentes de contaminación medioambiental u otros factores que puedan afectar a la salud pública en caso de consumirse la carne de caza silvestre.

A continuación se relacionan algunas recomendaciones que consideramos serían importantes para proteger la salud de los consumidores de carne de caza silvestre:

- Los niños menores de 6 años, mujeres embarazadas y mujeres que planeen quedarse embarazadas no deberían consumir carne procedente de animales cazados con munición de plomo, dado que los fragmentos de plomo no pueden eliminarse con total seguridad y que estos grupos de población son más sensibles a los efectos del plomo sobre la salud y la ingesta incluso de cantidades pequeñas puede ser perjudicial. El plomo puede afectar principalmente al SNC en desarrollo en los niños de corta edad cuando está presente en concentraciones inferiores a aquellas que pueden causar algún efecto adverso.
- En adultos, limitar el consumo de carne de caza silvestre a un máximo de 1 ración (aprox. 150 g) por semana.
- Promover campañas de información, dirigidas a los consumidores de carne de caza silvestre, sobre las precauciones a tener en cuenta en la preparación y cocinado de estas carnes a fin de disminuir al máximo la exposición a plomo.

- A la hora de consumir la carne se debe recortar y eliminar la carne dañada por la munición así como una zona alrededor del canal de entrada dado que los fragmentos de plomo pueden dispersarse alrededor de la herida visible. Se debe eliminar también la carne dañada, decolorada o que contenga pelo, suciedad, restos de hierba, huesos visibles o fragmentos de plomo. En cuanto al lavado, aunque puede reducir el contenido de plomo en tejidos próximos a la herida de salida, estudios llevados a cabo han puesto de manifiesto que también puede extender la contaminación con plomo desde las zonas altamente contaminadas hacia otras zonas.
- En el caso de la carne picada, se debe limpiar la picadora de carne frecuentemente, preferiblemente antes de su uso con cada animal, dado que el plomo al ser un metal blando puede ser picado junto con la carne extendiendo la contaminación a un lote completo de carne picada.

Otras actuaciones que habría que afrontar por parte de la Administración:

- Promover, en la medida de lo posible, la limitación en el uso de munición de plomo a favor de otras alternativas disponibles. La presencia de plomo en la carne de caza silvestre se puede eliminar utilizando munición libre de plomo, o reducir con la utilización de determinados tipos de munición. En general, las balas de expansión rápida se fragmentan más que las balas de expansión controlada lo que provoca una mayor distribución de fragmentos de plomo en la carne.
- Reforzar en la medida de lo posible el control oficial de la carne de caza silvestre (mayor y menor).
- Obtener información adecuada para poder hacer una correcta evaluación de riesgo para los consumidores de carne de caza silvestre. Para ello sería necesario realizar estudios lo más amplios posibles para obtener información precisa y representativa sobre el contenido de plomo en todo tipo de carne de caza silvestre y productos derivados de ella consumidos en España, así como completar la información sobre consumo de dichos alimentos incluyendo no sólo población general sino también a aquellos grupos de población considerados más expuestos por un mayor consumo o por una sensibilidad especial a los efectos tóxicos del plomo (niños y embarazadas).

Referencias

- AESAN (2011). Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. Encuesta Nacional de Ingesta Dietética Española (ENIDE).
- Bilandzic, N., Sedak, M., Vratarić, D., Perić, T. y Simić, B. (2009). Lead and cadmium in red deer and wild boar from different hunting grounds in Croatia. *Science of the Total Environment*, 407, pp: 4243-4247.
- Bjerregaard, P., Johansen, P., Mulvad, G., Pedersen, H.S. y Hansen, J.C. (2004). Lead Sources in Human Diet in Greenland. *Environmental Health Perspectives*, 112 (15), pp: 1496-1498.
- BfR (2010). Bundesinstitut für Risikobewertung. Lead contamination of game meat. BfR Annual Report 2010.
- BfR (2011). Bundesinstitut für Risikobewertung. Lead fragments in game meat can be added health risk for certain consumer groups.
- Carey, L.S. (1977). Lead shot appendicitis in northern native people. *Canadian Association of Radiologists Journal*, 28, pp: 171-174.
- CDC (2005). Centers for Disease Control and Prevention. Preventing Lead Poisoning in Young Children. Disponible en: <http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/PrevLeadPoisoning.pdf> [acceso: 9-1-12].
- CDEP (2011). Connecticut Department of Environmental Protection. Lead Bullet Fragments in Wild Game. Information for Hunters and Consumers. Disponible en: <http://www.ct.gov/dep/site/default.asp> [acceso: 21-12-11].
- CDPHE (2008). Colorado Department of Public Health and Environment. Recommendations on Lead in Game Meat.

- Disponible en: <http://wildlife.state.co.us/SiteCollectionDocuments/DOW/Hunting/BigGame/PDF/LeadExposure-Recommendations.pdf> [acceso: 3-1-12].
- Cuadrado, C., Kumpulainen, J. y Moreiras, O. (1995). Lead, cadmium and mercury contents in average Spanish market baskets diets from Galicia, Valencia, Andalucía and Madrid. *Food Additives & Contaminants*, 12, pp: 107-118.
- DG SANCO (2012). Directorate General for Health and Consumers. Residues of Veterinary Medicinal Products- Control and Monitoring. Results of National Residue Monitoring Plans. Disponible en: http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/residues/control_en.htm [acceso 10-1-12].
- Doganoc, D.Z. y Gacnik, K.S. (1995). Lead and cadmium in meat and organs of game in Slovenia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54, pp: 166-170.
- Durlach, V., Lisovoski, F., Groos, A., Ostermann, G. y Leutenegger, M. (1986). Appendicetomy in an unusual case of lead poisoning. *Lancet*, 327 (8482), pp: 687-688.
- EFSA (2010). European Food Safety Authority. Scientific Opinion on Lead in Food. *The EFSA Journal*, 8 (4), pp: 1540-1687.
- FACE (2010). Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU. Hunters in Europe. FACE Annual Report 2009/2010. Disponible en: http://www.face.eu/COM_publications-en.htm [acceso: 13-12-11].
- Falandysz, J. (1994). Some toxic and trace metals in big game hunted in the northern part of Poland in 1987-1991. *The Science of the Total Environment*, 141, pp: 59-73.
- Falcó, G., Bocio, A., Llobet, J.M. y Domingo, J.L. (2005) Health risks of dietary intake of environmental pollutants by elite sportsmen and sportswomen. *Food and Chemical Toxicology*, 43, pp: 1713-1721.
- FERA (2010). The Food and Environment Research Agency. Review of evidence concerning the contamination of wildlife and the environment arising from the use of lead ammunition.
- Flemming, C.A. y Trevors, J.T. (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 44, pp: 143-158.
- Gustavsson, P. y Gerhardson, L. (2005). Intoxication from accidentally ingested lead shot retained in the gastrointestinal tract. *Environ Health Perspect*, 113, pp: 491-493.
- Haldimann, M., Baumgartner, A. y Zimmerli, B. (2002). Intake of lead from game meat-a risk to consumers' health? *European Food Research and Technology*, 215, pp: 375-379.
- Hunt, W.G., Watson, R.T., Oaks, L.J., Parish, C.N., Burnham, K.K., Tucker, R.L., Belthoff, J.R. y Hart, G. (2009). Lead Bullet Fragments in Venison from Rifle-Killed Deer: Potential for Human Dietary Exposure. *PLoS ONE*, 4 (4), pp: e5330- e5330.
- IARC (2006). International Agency for Research on Cancer. Inorganic and Organic Lead Compounds. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 87.
- Iqbal, S., Blumenthal, W., Kennedy, C., Yip, F.Y., Pickard, S., Flanders, W.D., Loring, K., Kruger, K., Caldwell, K.L. y Brown, M.J. (2009). Hunting with lead: Association between blood levels and wild game consumption. *Environmental Research*, 109, pp: 952-959.
- Jarzynska, G. y Falandysz, J. (2011). Selenium and other 17 largely essential and toxic metals in muscle and organ meats of Red Deer (*Cervus elaphus*)-Consequences to human health. *Environmental International*, 37, pp: 882-888.
- Johansen, P., Asmund, G. y Riger, F. (2001). Lead contamination of seabirds harvested with lead shot implications to human diet in Greenland. *Environmental pollution*, 112, pp: 501-504.
- Knott, J., Gilbert, J., Hoccom, D.G. y Green, R.E. (2010). Implications for wildlife and humans of dietary exposure to lead from fragments of lead rifle bullets in deer shot in the UK. *Science of the Total Environment*, 409, pp 95-99.
- Kosnett, M.J. (2009). Health effects of low dose lead exposure in adults and children, and preventable risk posed by the consumption of game meat harvested with lead ammunition. En libro: Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. R.T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W.G. Hunt (Eds.). The Peregrine Fund, Boise, Idaho.

- Kreager, N., Wainman, B.C., Jayasinghe, R.K. y Tsuji, L.J.S. (2008). Lead Pellet Ingestion and Liver-Lead Concentrations in Upland Game Birds from Southern Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54, pp: 331-336.
- Lévesque, B., Duchesne, J.F., Gariépy, C., Rhainds, M., Dumas, P., Scheuhammer, A.M., Proulx, J.F., Déry, S., Muckle, G., Dallaire, F. y Dewailly, É. (2003). Monitoring of umbilical cord blood lead levels and sources assessment among the Inuit. *Occupational and Environmental Medicine*, 60, pp: 693-695.
- Madsen, H.H.T., Kkjom, T., Jorgensen, P.J. y Grandjean, P. (1988). Blod levels in patients with lead shot retained in the appendix. *Acta Radiologica*, 29, pp: 745-746.
- MARM (2009). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Avance del Anuario de Estadística Forestal 2009. Disponible en: <http://www.marm.es/es/biodiversidad/temas/montes-y-politica-forestal/estadisticas-forestales/default.aspx> [acceso: 13-12-11].
- MARM (2010). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Anuario de estadística 2010.
- Mateo, R., Rodríguez-de la Cruz, M., Vidal, D., Reglero, M. y Camarero, P. (2007). Transfer of lead from shot pellets to game meat during cooking. *Science of the Total Environment*, 372, pp: 480-485.
- Mateo, R., Baos, A.R., Vidal, D., Camarero, P.R., Martínez-Haro, M. y Taggart, M.A. (2011). Bioaccessibility of Pb from Ammunition in Game Meat Is Affected by Cooking Treatment. *PLoS ONE*, 6 (1), pp: e15892-e15892.
- Mincheff, T.V. (2004). Bullet fragment within the appendix: a case report. *The Journal of the South Carolina Medical Association*, 100 (10), pp: 270-273.
- Oltrogge, V. (2009). Success in developing lead-free, expanding-nose centerfire bullets. En libro: Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildfire and humans. Watson, R.T., Fuller, M., Pokras, M. & Hunt, W.G. (Eds). The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- OMS (1972). Organización Mundial de la Salud. Evaluation of certain food additives and contaminants. Lead. WHO Food Additives Series No 4. Disponible en: <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v004je03.htm> [acceso: 20-12-11].
- OMS (1986). Organización Mundial de la Salud. Lead (evaluation of health risk to infants and children). Disponible en: <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v21je16.htm> [acceso: 20-12-11].
- OMS (1993). Organización Mundial de la Salud. Evaluation of certain food additives and contaminants. Forty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series No 837, Geneva.
- OMS (2011). Organización Mundial de la Salud. Evaluation of certain food additives and contaminants. Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series No 960, Geneva.
- Ontiveros, A.L. (1991). Algunos aspectos de la evolución de la caza en España. *Agricultura y sociedad*, 58, pp: 13-51. Disponible en: http://www.marm.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_ays/a058_01.pdf [acceso: 20-12-11].
- Pain, D.J, Cromie, R.T., Newth, J., Brown, M.J., Crutcher, E., Hardman, P., Hurst, L., Mateo, R., Meharg, A.A., Moran, C.A., Raab, A., Taggart, M.A. y Green, R.E. (2010). Potential Hazard to Human Health from Exposure to Fragments of Lead Bullets and Shot in the Tissues of Game Animals. *PLoS ONE*, 5 (4), pp: e10315-e10315.
- Real Decreto 1749/1998, de 31 de julio, por el que se establecen las medidas de control aplicables a determinadas sustancias y sus residuos en los animales vivos y sus productos. BOE 188 de 7 de agosto de 1998, pp: 26910-26927.
- Real Decreto 581/2001, de 1 de junio, por el que en determinadas zonas húmedas se prohíbe la tenencia y el uso de municiones que contengan plomo para el ejercicio de la caza y el tiro deportivo. BOE 143 de 15 de junio de 2001, pp: 21284-21285.
- Reddy, E.R. (1985) Retained lead shot in the appendix. *Canadian Association of Radiologists Journal*, 36, pp: 47-48.
- Rubio, C., Gutiérrez, A.J., Martín-Izquierdo, R.E., Revert, C., Lozano, G. y Hardisson, A. (2004). El plomo como contaminante alimentario. *Revista de Toxicología*, 21, pp: 72-80.

- SCF (1989). Scientific Committee for Food. Opinion of the Scientific Committee for Food on the Toxicity of Lead and Cadmium in Ceramics. Reports of the Scientific Committee for Food. Twenty-sixth series.
- SCF (1992). Scientific Committee for Food. Opinion on the potential risk to health presented by lead in food and drink. Reports of the Scientific Committee for Food. Thirty-second series.
- Sevillano Morales, J.S., Moreno Rojas, R., Pérez-Rodríguez, F., Arenas Casas, A. y Amaro López, M.A. (2011). Risk assessment of the lead intake by consumption of red deer and wild boar meat in Southern Spain. *Food Additives and Contaminants*, 28 (8), pp: 1021-1033.
- Taggart, M.A., Reglero, M.M., Camarero, P.R. y Mateo, R. (2011). Should legislation regarding maximum Pb and Cd levels in human food also cover large game meat? *Environmental International*, 37, pp: 18-25.
- Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Martin, I.D., Sutherland, C., Weber, J.F., Dumas, P. y Nieoer, E. (2008a). The identification of lead ammunition as a source of lead in First Nations: The use of lead isotope ratios. *Science of the Total Environment*, 393, pp: 291-298.
- Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Martin, I.D., Sutherland, C., Weber, J.P., Dumas, P. y Nieoer, E. (2008b). Lead shot contribution to blood lead of First Nations people: the use of lead isotopes to identify the source of exposure. *Science of the Total Environment*, 405, pp: 180-185.
- Tsuji, L.J.S., Wainman, B.C., Jayasinghe, R.K., VanSpronsen, E.P. y Liberda, E.N. (2009). Determining tissue-lead levels in large game mammals harvested with lead bullets: Human health concern. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 82, pp: 435-439.
- UE (1993). Reglamento (CEE) nº 315/93 del Consejo, de 8 de febrero de 1993, por el que se establecen procedimientos comunitarios en relación con los contaminantes presentes en los productos alimenticios. DO L 37 de 13 de febrero de 1993, pp: 1-3.
- UE (1996). Directiva 96/23/CE del Consejo de 29 de abril de 1996 relativa las medidas de control aplicables respecto de determinadas sustancias y sus residuos en los animales vivos y sus productos y por la que se derogan las Directivas 85/358/CEE y 86/469/CEE y las Decisiones 89/187/CEE y 91/664/CEE. DO L 125 de 23 de mayo de 1996, pp: 10-32.
- UE (1997). Decisión 97/747/CE de la Comisión de 27 de octubre de 1997 por la que se fijan los niveles y frecuencias de muestreo previstas en la Directiva 96/23/CE del Consejo, con vistas al control de determinadas sustancias y sus residuos en determinados productos animales. DO L 303 de 6 de noviembre de 1997, pp: 12-15.
- UE (2004). Reglamento (CE) Nº 853/2004 del Parlamento Europeo y del Consejo de 29 de abril de 2004, por el que se establecen normas específicas de higiene de los alimentos de origen animal. DO L 139 de 30 de abril de 2004, pp: 22-82.
- UE (2006). Reglamento (CE) Nº 1881/2006 de la Comisión de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. DO L 364 de 20 de diciembre de 2006, pp: 5-24.
- US Fish & Wildlife Service (2009). Migratory bird hunting: approval of tungsten-iron-fluoropolymer shot alloys as non-toxic for hunting waterfowl and coots. *Federal Register*, 74 (201), pp: 53665-53676.
- Watson, W.S., Morrison, J., Bethel, M.I., Baldwin, N.M., Lyon, D.T., Dobson, H., Moore, M.R. y Hume, R. (1986). Food iron and lead absorption in humans. *American Journal of Clinical Nutrition*, 44 (2), pp: 248-256.